



**HAL**  
open science

## **Suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône. Un observatoire dynamique de l'état écologique du fleuve. Rapport d'état d'avancement 2022**

Jean-Michel Olivier, Nicolas Lamouroux, Emmanuel Castella, Maxence Forcellini, Camille Lebrun, Hervé Piégay, Jérémie Riquier, Anaëlle Bouloy, Nicolas Tissot, Bertrand Morandi

### ► To cite this version:

Jean-Michel Olivier, Nicolas Lamouroux, Emmanuel Castella, Maxence Forcellini, Camille Lebrun, et al.. Suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône. Un observatoire dynamique de l'état écologique du fleuve. Rapport d'état d'avancement 2022. [Rapport de recherche] Université lyon 1; LEHNA - UMR 5023; INRAE RiverLy; Université de Genève; EVS - UMR 5600. 2022, 212 p. hal-04558128

**HAL Id: hal-04558128**

**<https://hal.science/hal-04558128>**

Submitted on 24 Apr 2024

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# Suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône

Un observatoire dynamique de l'état écologique  
du fleuve

Mai 2023



# Suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône

Un observatoire dynamique de l'état écologique du fleuve

Rapport d'état d'avancement (2022)

(Mai 2023)



UNIVERSITÉ  
DE GENÈVE

INRAE



Université Claude Bernard



Lyon 1



UNIVERSITÉ  
JEAN MONNET  
SAINT-ÉTIENNE

Pour citer ce rapport

J.-M. OLIVIER, N. LAMOUREUX, E. CASTELLA, M. FORCELLINI, C. LEBRUN, H. PIEGAY, J. RIQUIER, A. BOULOY, N. TISSOT & B. MORANDI (2023). Suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône. Un observatoire dynamique de l'état écologique du fleuve. Rapport d'état d'avancement 2022. Programme RhônEco. 216 p + annexes.

## Personnes impliquées

Partie Poissons chenal et îlons : **Camille LEBRUN** et **Jean-Michel OLIVIER** (UMR CNRS 5023 – Université Lyon 1), **Nicolas LAMOUREUX** (INRAE – Lyon), **Anaëlle BOULOY** (Chapitre 9) échantillonnage réalisé avec la collaboration de Bertrand LAUNEY (INRAE – Lyon) et Noéline GARCIA (UMR CNRS 5023).

Partie Invertébrés du chenal : **Maxence FORCELLINI** (INRAE Lyon).

Partie Géomorphologie (sédimentation et granulométrie) : **Nicolas TISSOT**, **Jérémy RIQUIER**, **Hervé PIEGAY** (UMR CNRS 5600 - Universités Jean Moulin Lyon 3, Jean Monnet Saint-Étienne et ENS de Lyon), **Daniel VÁZQUEZ-TARRÍO** (Université Complutense de Madrid, département de Géodynamique, Stratigraphie et Paléontologie). Travail réalisé avec la collaboration de Lise VAUDOR, Alexandre PEETERS, Kristell MICHEL, Delphine SIRVEN et Stéphanie VUKELIC.

Partie Invertébrés des îlons : **Emmanuel CASTELLA**, **Hélène MAYOR**, **Matteo GIOS**, **Pierre MARLE**, (Département F.A. Forel des Sciences de la Terre et de l'Environnement & Institut des Sciences de l'Environnement, Université de Genève.).

Partie Communication : **Bertrand MORANDI (GRAIE)**, **Jean-Michel OLIVIER**, **Camille LEBRUN**

Coordination scientifique générale : **Jean-Michel OLIVIER** et **Nicolas LAMOUREUX** avec l'appui de **Bertrand MORANDI (GRAIE)**.

---

## Résumé

**Les effets écologiques de l'augmentation du débit réservé** sont évalués à partir des données issues des campagnes d'échantillonnage des communautés de macroinvertébrés benthiques et piscicoles dans les Vieux-Rhône.

**Concernant les communautés de macroinvertébrés benthiques dans les Vieux-Rhône**, ce rapport présente l'analyse des données acquises sur l'ensemble des vieux-Rhône suivis et intègre les données post-restauration des secteurs de Chautagne 2021, Pierre-Bénite 2022 et Donzère-Mondragon 2020/2021. Conformément aux résultats acquis précédemment, les changements de structures de communautés les plus marqués sont observés dans le Vieux-Rhône de Chautagne et dans celui de Pierre-Bénite. Dans le Vieux-Rhône de Chautagne, l'augmentation du débit réservé a provoqué une augmentation des densités des taxons rhéophiles (éphéméroptères *Baetis fuscatus/scambus* et le trichoptère *G. boltoni*), qui s'est ensuite accompagnée d'une augmentation de la diversité (richesse en EPT notamment mais aussi en Plécoptères) et de la densité des taxons exogènes (mollusque bivalve *Corbicula fluminea* et gastéropode *Potamopyrgus antipodarum*, le crustacé *Dikerogammarus villosus*). Dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite, la densité des taxons rhéophiles à Pierre-Bénite a tendance à augmenter. Cette augmentation est essentiellement portée par les éphéméroptères *B. fuscatus/scambus*, *Baetis* spp. Leach, 1815, le trichoptère *Psychomyia pusilla* (Fabricius, 1781) ainsi que par les plécoptères du genre *Leuctra* spp. La richesse en taxons EPT a légèrement augmenté après augmentation du débit réservé (les éphémères *E. aurantiacus* et *Potamanthus luteus* (Linnaeus, 1767), emblématiques des zones supérieures des grands cours d'eau (épipotamon) et *Baetis fuscatus/scambus*). La densité des taxons exogènes a également augmenté dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite, notamment depuis 2010. Dans les Vieux-Rhône de Belley et Brégnier-Cordon, la trajectoire d'évolution post-restauration des communautés de macroinvertébrés semble similaire à celle observée pour le Vieux-Rhône de Chautagne (l'augmentation de la richesse taxonomique et densités moyennes des taxons exogènes). Dans les autres Vieux-Rhône du Bas-Rhône, la modification de structure des communautés après modification des débits réservés est surtout due à l'apparition et

---



---

l'augmentation de taxons exogènes. Cependant, la densité des taxons exogènes a augmenté significativement dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon mais cette augmentation semble de plus faible ampleur dans les secteurs de Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar ou Donzère-Mondragon. Dans ces quatre Vieux-Rhône, contrairement aux attentes, la densité de nombreux taxons rhéophiles a fortement diminué. Les résultats obtenus militent pour une analyse des évolutions des communautés de macroinvertébrés à l'échelle de chaque Vieux-Rhône.

**Concernant les peuplements piscicoles des Vieux-Rhône**, l'acquisition annuelle de données permet d'intégrer la variabilité inter-annuelle de structure des peuplements (notamment de l'abondance des juvéniles de l'année et donc du succès de reproduction) dans l'analyse de la réponse de ces communautés aux augmentations de débits réservés. L'année 2022 a été marquée par un déficit hydrologique marqué au cours du printemps et de l'été ayant engendré des températures dans le Rhône très élevées. Cette conjoncture hydro-climatique particulière a eu des effets sur le développement algal dans les Vieux-Rhône et probablement sur les concentrations en oxygène dissous, avec des conséquences plus marquées sur les peuplements de poissons du Haut-Rhône.

Dans le Vieux-Rhône de Chautagne, les caractéristiques l'évolution du peuplement de poissons post-augmentation de débit réservé ont été confirmées en 2022, avec des effectifs relativement faibles, une réponse de la guildes des poissons d'eau courante essentiellement portée par les barbeaux fluviatiles. Dans ce Vieux-Rhône, les proportions de hotus, de vandoises et d'ombres communs n'ont pas augmenté, comme attendu, depuis le relèvement du débit réservé, probablement en raison des caractéristiques géomorphologiques du Vieux-Rhône (peu de bras secondaires courants, longueur réduite du Vieux-Rhône) et de la fragmentation du fleuve par les barrages et de l'absence d'affluents connectés au Vieux-Rhône.

Dans les Vieux-Rhône de Belley et de Brégnier-Cordon, les caractéristiques du peuplement de poissons sont conformes à celles observées les années antérieures avec cependant, comme en Chautagne, une très forte contribution du barbeau fluviatile aux effectifs de la guildes des poissons d'eau courante.

Dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite, les effectifs échantillonnés en 2022 ont été relativement élevés. Les abondances de barbeaux fluviatiles ont été particulièrement fortes par rapport aux années antérieures. La proportion de juvéniles de l'année (0+) dans les pêches de 2022 a été très élevée (79,7%). La proportion d'individus appartenant à la guildes des espèces

---

---

d'eau courante, faible en 2020 et 2021, a augmenté en 2022 (35,8%) et ce en lien avec des effectifs relativement élevés de barbeaux fluviatiles, d'ablettes et de hotus.

Dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon, le nombre de poissons échantillonnés a été légèrement supérieur à la valeur moyenne calculée sur la période 2014-2021 (75,4% des poissons capturés étaient des juvéniles de l'année). En 2022, la proportion d'individus appartenant à des espèces d'eau courante a été de 42,6%, valeur nettement supérieure à la moyenne observée sur la période 2014-2021 (25,3%) et ce en raison des effectifs importants d'ablettes échantillonnées (dont 90% étaient des juvéniles de l'année).

Dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf, le nombre de poissons échantillonnés a été légèrement supérieur à la valeur moyenne, elle est parmi les plus faibles enregistrées depuis le début du suivi (2010). Depuis l'augmentation importante du débit réservé au 1<sup>er</sup> janvier 2014 (passage de 10-20 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> à 74,5 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), la valeur moyenne de la proportion des effectifs d'espèces d'eau courante a nettement augmenté. Elle est passée d'une valeur moyenne de 17,2% avant augmentation du débit réservé à une valeur moyenne de 34,7% après augmentation du débit. En 2022, la valeur de cette métrique a été de 44,4%. Dans ce Vieux-Rhône, les effectifs d'ablettes contribuent fortement à la valeur de cette métrique (72,1% des effectifs d'espèce d'eau courante), en 2022 le succès de reproduction de cette espèce, a été relativement élevé en. Les autres espèces de la guildes, barbeau fluviatile et hotu, contribuent dans une moindre mesure à cette métrique (8,7% et 19,2% des effectifs d'espèces d'eau courante).

Dans le Vieux-Rhône de Montélimar, les effectifs échantillonnés ont été légèrement supérieurs à la valeur moyenne observée dans ce Vieux-Rhône depuis 2014. La valeur moyenne de la proportion d'individus d'espèces d'eau courante après augmentation du débit réservé (46,5%, période 2014-2022) est restée proche de la valeur pré-restauration (45,0%), en 2022, la valeur de cette métrique a été de 51% et comme les années antérieures, ce sont les effectifs d'ablettes qui contribuent le plus à la valeur de la métrique.

Dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon, les effectifs échantillonnés en 2022 (805 poissons) ont été très inférieurs à la valeur moyenne des effectifs échantillonnés entre 2014 et 2021 (1584 individus). En 2002, la proportion des effectifs d'espèces d'eau courante a été de 46,5%, soit une valeur très proche de la moyenne calculée sur la période 2014-2022 (44,3%). Depuis 2019, l'ablette est l'espèce qui contribue le plus à cette valeur, en 2022, 78% des ablettes échantillonnées étaient des juvéniles de l'année.

---

---

**Le suivi de la réhabilitation des îlônes** comporte un volet hydro-morpho-sédimentaire et un volet biologique intégrant le suivi des peuplements de macroinvertébrés benthiques et le suivi des peuplements de poissons.

### **Volet hydro-morphologique**

Les résultats des suivis de hauteurs d'eau dans les bras ont montré que les bras vifs du Haut-Rhône (Fournier et en-l'Île sur le vieux-Rhône de Belley et Vachon sur le vieux-Rhône de Brégnier-Cordon) enregistrent une diminution de leur profondeur en eau depuis la restauration. Afin de mieux comprendre l'origine de cet atterrissement, un protocole de mesure dédié a été initié en 2019. Les bras ciblés font l'objet d'une approche multi-technique, combinant mesures in situ et exploitation de données existantes. Le présent rapport fait avant tout état des avancées réalisées en 2022 autour de cette thématique.

La mise en place d'un nouveau protocole de suivi hydromorphologique dédié aux bras vifs restaurés permet aujourd'hui de mieux comprendre les ajustements à l'œuvre dans ces bras et les effets des travaux de restauration sur leurs trajectoires morpho-sédimentaires. À ce titre, les bilans sédimentaires réalisés à l'échelle des bras (i.e. fond du lit et berges comprises), puis en distinguant le fond du lit et les berges permettent de mieux cerner ces trajectoires avant et après restauration. Les résultats obtenus ont permis de mettre en évidence la fonction de puits sédimentaires joués par l'ensemble des bras vifs suivis après restauration ; les volumes d'alluvions stockés sont plus importants que les volumes déstockés.

Une première exploration des facteurs de contrôle potentiels (i.e. angle de connexion, pente du lit des bras) des vitesses d'alluvionnement dans ces bras est proposée et donnent des résultats très encourageants. Il s'agit à présent de tester d'autres facteurs de contrôle (e.g. pente de la ligne d'eau pour différents débits morphogènes, contraintes de cisaillement, utilisation des bilans sédimentaires dans les vieux-Rhône en amont des bras comme proxy des flux charriés dans les chenaux principaux) afin d'améliorer ces relations. Dans cette optique, nous prévoyons d'ajouter à cette analyse au moins un bras vif non restauré du Haut-Rhône supplémentaire afin de l'utiliser comme site témoin.

Le suivi de la mobilité des particules grossières dans les bras vifs est mis à jour. *L'approche* permet de mettre en évidence la faible mobilité des particules dans les bras du Haut-Rhône (Fournier, En-l'Île, Vachon) malgré des événements hydrologiques notables. À l'inverse, sur le

---



---

Bas-Rhône, certains bras équipés enregistrent une mobilité plus importante (Dames et Banc-Rouge).

Un modèle hydrosédimentaire 1D a été élaboré sur le site test d'En-l'Île (vieux-Rhône de Belley). Il s'appuie, notamment, sur l'exploitation des données issues du traçage sédimentaire, de la caractérisation granulométrique du substrat composant le lit des bras vifs (non présentée dans ce rapport). Les premiers résultats ont permis d'identifier un débit dans le chenal principal pour lequel le charriage est actif dans le bras et montrent, sur ce site, que les distances moyennes parcourues par les traceurs sont corrélées au cumul d'excès de puissance.

### **Suivi des peuplements de macroinvertébrés benthiques**

Ce rapport propose une analyse restreinte aux six lônes lotiques suivies sur le Haut-Rhône : Lucey, En l'Île (Yenne) et Chantemerle à Belley, Vachon, Mathan et le Tonkin (Fonde) à Brégnier-Cordon. Chantemerle et le Tonkin n'ont pas été directement modifiées par la restauration. Ces deux lônes présentent par ailleurs des caractéristiques propres : Chantemerle est connectée au Rhône « plein » à l'aval de l'usine de Brens et le Tonkin est connectée au Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon par des buses qui assurent à la lône un débit d'entrée très stable au cours du temps.

L'intérêt associé à ces lônes lotiques entièrement connectées au fleuve, repose sur deux aspects :

- les effets très significatifs dans ces milieux des actions de restauration menées lors de la première décennie des années 2000,
- leur exposition maximale au transit de sédiments délivrés au moment des opérations de chasses du Haut-Rhône et d'APAVÉR et remobilisés au fil du temps, ainsi qu'au flux d'espèces exogènes se propageant majoritairement *via* l'axe principal du fleuve.

L'analyse incorpore la prise en compte de caractéristiques biologiques fonctionnelles (traits) des taxons, un mode d'analyse des résultats faunistiques qui avait été introduite au début du suivi RhônEco.

La restauration de lônes lotiques sur le Haut-Rhône et les changements consécutifs observés sur les assemblages de macroinvertébrés aquatiques ont été documentés parmi les effets les plus significatifs des actions de restauration menées lors de la première décennie des années 2000 (Castella et al., 2015).

---

Quinze ans après la restauration de lînes lotiques sur le Haut-Rhône, les principaux résultats d'une analyse focalisée sur les données faunistiques acquises au Printemps (mi-mars – mi-avril) sont les suivants.

Au niveau des lînes considérées individuellement (diversité alpha), la richesse taxonomique totale des communautés est stable ou en légère hausse. Une augmentation claire concerne **la richesse taxonomique des insectes EPT**, un résultat positif dans la mesure où la richesse de ce groupe traduit, particulièrement dans un contexte lotique, une augmentation de la qualité du milieu. En particulier les Trichoptères *Goera pillosa*, *Agapetus ochripes* et *Lepidostoma hirtum* peuvent être considérés comme témoins de cette augmentation. Comme déjà documenté, **la densité des espèces exogènes augmente fortement**, en particulier celle des arrivants très récents comme *Jaera istri* et *Dreissena rostriformis bugensis*.

Cette analyse montre **par ailleurs un effet d'homogénéisation des communautés après 2012**. Elle se traduit par une diminution de la diversité des assemblages entre les six lînes (diversité beta). Cet effet n'était pas notable six ans après restauration. L'homogénéisation au fil du temps est par ailleurs corroborée par **une analyse fonctionnelle** prenant en compte un ensemble de caractéristiques biologiques des taxons. La tendance à l'homogénéisation est donc à la fois taxonomique et fonctionnelle. Réalisée sur un seul type de lînes et sur la durée totale du suivi post-restauration, ce résultat n'est pas contradictoire avec la diversification inter-lînes mesurée entre les périodes pré- et post-restauration pour un ensemble plus vaste de types de lînes et à plus court terme.

L'analyse révèle

i) l'existence de **processus généraux** influençant de façon similaire et synchrone les six lînes étudiées, qu'elles aient été restaurées ou non, et pour les deux secteurs de Belley et Brégnier-Cordon,

ii) **un effet de rupture** postérieur à l'échantillonnage du printemps 2012, qui se manifeste de façon paradoxale, autant par des effets « positifs » comme l'augmentation d'indicateurs de « bonne qualité » (par ex. richesse EPT) que par des effets « négatifs » (homogénéisation inter-lînes, croissance d'espèces exogènes, perte de *Theodoxus fluviatilis*).

Il demeure à ce stade difficile de livrer une interprétation causale des phénomènes observés. Une hypothèse consiste à envisager une interaction entre des pressions croissantes à long terme (réchauffement, croissance des espèces exogènes, ...) et des événements plus ponctuels (opérations de chasses des retenues du Haut-Rhône et d'APAVER et dynamique des sédiments mobilisés à leur

---

suite, perte d'hydraulicité associée à la progression de bouchons alluviaux à l'amont de certaines des lômes considérées). L'analyse de ces tendances sera poursuivie en considérant d'autres types de lômes ainsi que les séries temporelles acquises sur le Bas-Rhône.

### **Suivi des assemblages de poissons dans les lômes**

Les assemblages de poissons ont été échantillonnés en 2022 dans 8 lômes du Haut-Rhône (1 en Chautagne, 2 à Belley et 5 à Brégnier-Cordon), dans 5 lômes à Péage-de Roussillon et dans 4 lômes du secteur de Donzère-Mondragon (Grange écrasée, lôme des Dames, Banc Rouge et Désirade).

Dans les lômes du Haut-Rhône les effectifs échantillonnés ont été relativement faibles par rapport à ceux enregistrés les années antérieures. Dans les bras secondaires courants (Anse de Yenne, Vachon, Mattant, Cerisiers) le nombre de poissons échantillonnés a été très faible dans les lômes Mattant et Cerisiers avec notamment une raréfaction des espèces rhéophiles (ablette, barbeau, vandoise) dans la lôme des Cerisiers depuis 2017.

Parmi les lômes de type parapotamon (connectées par leur extrémité aval), la lôme du Brotalet (Chautagne), la lôme des Molottes et la lôme du Ponton (Brégnier-Cordon) possèdent des caractéristiques qui leur confèrent une bonne capacité d'accueil pour les jeunes stades de développement de poissons (larves et juvéniles de l'année) : absence de contraintes hydrauliques, température favorable, production de ressources trophiques en adéquation avec les besoins des jeunes stades de poissons. Leur fonctionnalité dépend de la capacité des jeunes poissons ou des géniteurs (notamment les espèces phytophiles) d'accéder à ces annexes. Si cette fonction de nurserie semble encore effective pour la lôme du Brotalet, l'accumulation progressive de sédiments fins au niveau de la connexion aval de la lôme des Molottes et de la lôme du Ponton semble limiter l'accessibilité de ces lômes pour les jeunes poissons, en particulier pour les espèces dont les larves colonisent de manière passive ces annexes lors des phases de dispersion post-éclosion. Ceci induit une baisse progressive des effectifs échantillonnés depuis 2016 et une modification de la structure des assemblages au profit d'espèces plus lénitophiles (bouvière, tanche, goujon asiatique...).

A Péage-de-Roussillon, les effectifs échantillonnés dans le « système Platière » (lôme de la Platière, lôme du Noyer Nord, Lôme du Noyer Sud, Ilon) ont été relativement faibles en 2022.

La lôme de Baix (Géronton) a été échantillonnée pour la première fois en 2022. Les résultats obtenus en 2022 devront être confortés lors des futures campagnes d'échantillonnage.

---



---

Les échantillonnages réalisés dans les lônes de Donzère-Mondragon ont confirmé les résultats obtenus antérieurement, notamment la capacité d'accueil importante de la lône de la Grange écrasée et de la lône des Dames aussi bien pour les juvéniles de l'année que pour les poissons rhéophiles (ablette, hotu, barbeau fluviatile, chevaine, spirilin), notamment pour les classes de tailles intermédiaires (15-30 cm).

### **Analyse de la dynamique d'occupation des habitats des plaines alluviales du Rhône par les organismes aquatiques (Thèse d'A. Bouloy)**

Anaëlle Bouloy a terminé sa deuxième année de thèse sur l'analyse de la dynamique d'occupation des différents habitats de la plaine alluviale par les organismes aquatiques et notamment les poissons. Après une analyse globale de la dynamique spatio-temporelle d'occupation des différents types de milieux des plaines alluviales du Rhône par les différentes classes de tailles des poissons, A. Bouloy réalise une analyse de l'évolution de la structure de populations dont les abondances relatives devraient augmenter à la suite des modifications de débits réservés.

#### Communication

Le GRAIE poursuit la refonte et le reformatage des sites WEB des programmes de recherche centrés sur le Rhône (ZABR, OHM Vallée du Rhône, RhônEco et OSR). Dans ce cadre, l'objectif est de faciliter l'accès aux travaux issus de RhônEco. Ce travail nécessite une restructuration de la base de données dédiée à RhônEco (en cours) et son transfert vers le système de gestion de base de données *PostgreSQL* afin de faciliter l'affichage géoréférencé des données et des métadonnées.

## Table des matières

<b>1. Introduction</b> .....	<b>15</b>
<b>2. Cadre physique : restauration et hydrologie</b> .....	<b>18</b>
2.1 Opérations de restauration .....	18
2.2 Hydraulique du chenal.....	22
<b>3. Organisation du suivi</b> .....	<b>25</b>
<b>4. Les poissons du chenal (Vieux-Rhône)</b> .....	<b>30</b>
4.1 Objectifs et méthodologie .....	30
4.2 Échantillonnage .....	31
4.3 Résultats des pêches et commentaires .....	31
4.3.1. <i>Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon</i> .....	41
4.3.2. <i>Vieux-Rhône de Pierre-Bénite</i> .....	55
4.3.3. <i>Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon</i> .....	60
4.3.4. <i>Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf</i> .....	65
4.3.5. <i>Vieux-Rhône de Montélimar</i> .....	69
4.3.6. <i>Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon</i> .....	74
4.4 Conclusion .....	79
<b>5. Les peuplements de macroinvertébrés du chenal (Vieux-Rhône)</b> .....	<b>83</b>
5.1 Introduction .....	83
5.2 Sites et méthodes .....	85
<b>5.2.1</b> <i>Sites et dates</i> .....	85
5.2.2 <i>Echantillonnage de la macrofaune benthique et des variables de milieu</i> .....	86
5.2.3 <i>Analyse des données et calcul des métriques</i> .....	88
5.3 Résultats .....	89
5.3.1 <i>Evolution des communautés de macroinvertébrés dans chaque Vieux-Rhône.</i> .....	89
5.3.2 <i>Evolution temporelle de la richesse taxonomique</i> .....	95
5.3.3 <i>Evolution temporelle des taxons rhéophiles</i> .....	99
5.3.4 <i>Evolution temporelle des taxons exogènes</i> .....	100
5.4 Conclusion .....	105
<b>6. Hydromorphologie des lônes</b> .....	<b>107</b>
6.1 Objectifs et méthodologie .....	107

6.2	Etat d'avancement des campagnes de suivi prévues en 2022 .....	109
6.3	Protocole de suivi des bras vifs.....	110
6.3.1	<i>Caractérisation des ajustements morpho-sédimentaires dans les bras vifs : premiers résultats</i>	110
6.3.2	<i>Suivi du charriage par transpondeurs passifs.....</i>	120
6.3.3	<i>Modélisation hydro-sédimentaire 1D dans les bras vifs.....</i>	124
6.4	Conclusions et perspectives pour 2023 .....	130
<b>7.</b>	<b>Les communautés de macroinvertébrés des annexes du Haut-Rhône. Changements temporels dans lônes lotiques (2007-2021) .....</b>	<b>132</b>
7.1	Introduction.....	132
7.2	Méthodes.....	132
7.2.1	<i>Sites et dates .....</i>	<i>132</i>
7.2.2	<i>Echantillonnage de la macrofaune.....</i>	<i>133</i>
7.2.3	<i>Analyse des données .....</i>	<i>133</i>
7.3	Résultats .....	136
7.3.1	<i>Des métriques de diversité stable ou en hausse.....</i>	<i>136</i>
7.3.2	<i>Une dérive tendancielle et une homogénéisation de la composition des assemblages d'invertébrés .....</i>	<i>137</i>
7.3.3	<i>Une prise en compte de la diversité fonctionnelle des taxons pour l'analyse des changements temporels.....</i>	<i>143</i>
7.4	Conclusions.....	148
<b>8.</b>	<b>Assemblages des poissons dans les lônes.....</b>	<b>150</b>
8.1	Haut-Rhône.....	151
8.1.1	<i>Sites échantillonnés.....</i>	<i>151</i>
8.1.2	<i>Echantillonnage.....</i>	<i>153</i>
8.1.3	<i>Résultats.....</i>	<i>154</i>
8.1.4	<i>Conclusion .....</i>	<i>178</i>
8.2	Bas Rhône : .....	178
8.2.1	<i>Secteur de Péage-de-Roussillon .....</i>	<i>179</i>
8.2.2	<i>Secteur de Baix-le-Logis-Neuf.....</i>	<i>184</i>
8.2.3	<i>Secteur de Donzère-Mondragon .....</i>	<i>186</i>
<b>9.</b>	<b>Complémentarité des habitats dans la plaine alluviale pour les communautés aquatiques</b>	<b>193</b>



9.1	Résumé étendu de l'article scientifique soumis .....	193
9.2	Projet de deuxième article scientifique .....	199
<b>10.</b>	<b>Communication .....</b>	<b>201</b>
<b>11.</b>	<b>Conclusion générale .....</b>	<b>204</b>
<b>12.</b>	<b>Bibliographie .....</b>	<b>208</b>
<b>13.</b>	<b>Annexes.....</b>	<b>214</b>
13.1	Annexe 1 .....	215
13.2	Annexe 4 .....	222
13.3	Annexe 5 .....	227
13.3	Annexe 8 .....	231
13.4	Annexe 9 .....	245

---

## 1. Introduction

Le programme de restauration du Rhône français, lancé en 1998 et repris dans le Plan Rhône puis le Plan Rhône-Saône, comprend trois axes : la modification des débits à l'aval des barrages de dérivation, la restauration d'anciens bras latéraux (lônes) et l'amélioration de la circulation des migrateurs. Le suivi scientifique multidisciplinaire mis en œuvre autour de ce programme comprend la collecte de données (monitoring) et le développement de méthodes d'évaluation des effets de la restauration sur les chenaux et annexes fluviales réhabilités (modèles d'aide à la décision et d'évaluation de la restauration). Il constitue une occasion de tester la capacité prédictive de modèles écologiques permettant de caractériser les liens entre l'habitat physique et les espèces aquatiques. L'aménagement hydroélectrique du Rhône a provoqué des changements physiques et fonctionnels importants, affectant l'ensemble des compartiments du système fluvial en modifiant la mosaïque d'habitats et la connectivité au sein des plaines alluviales rhodaniennes. Le programme de restauration du Rhône n'a pas pour vocation de redonner au fleuve sa dynamique naturelle, ni de restaurer un état antérieur aux aménagements hydroélectriques. Son ambition est d'améliorer et de diversifier la qualité de l'habitat physique dans la plaine alluviale aménagée par l'augmentation des débits réservés dans les sections court-circuitées et par réhabilitation de certaines annexes fluviales en modifiant les surfaces en eau, les profondeurs et les modalités de connexion au chenal courant. Cette démarche s'appuie sur les connaissances acquises au cours des quarante dernières années sur le Rhône et les autres grands systèmes fluviaux tempérés d'Europe. L'objectif principal du programme d'accompagnement scientifique développé autour du programme de restauration (programme RhônEco) a été de mettre au point des méthodes d'évaluation des effets des actions de restauration. Ce travail de recherche méthodologique, débuté au milieu des années 90, a abouti à la proposition d'un certain nombre de métriques et d'indicateurs (voir annexe 1) destinés à mesurer l'évolution des paramètres physiques et biologiques de l'écosystème en réponse aux modifications des caractéristiques physiques de l'habitat suite à la restauration du fleuve. Il s'est également focalisé sur le développement de modèles prédictifs permettant de mieux caractériser le lien entre les facteurs d'habitats et la dynamique des peuplements aquatiques (Lamouroux et al., 2015). Cette démarche permet de prédire, au moins en partie, les changements physiques et biologiques (abondances des espèces, biodiversité) induits par les actions de restauration écologique.

Le but du travail réalisé (mise en œuvre du suivi et analyse des données) est d'exprimer des hypothèses relatives à la réponse des écosystèmes et des communautés aux actions de restauration. Le dispositif a vocation à répondre à deux types de besoins :

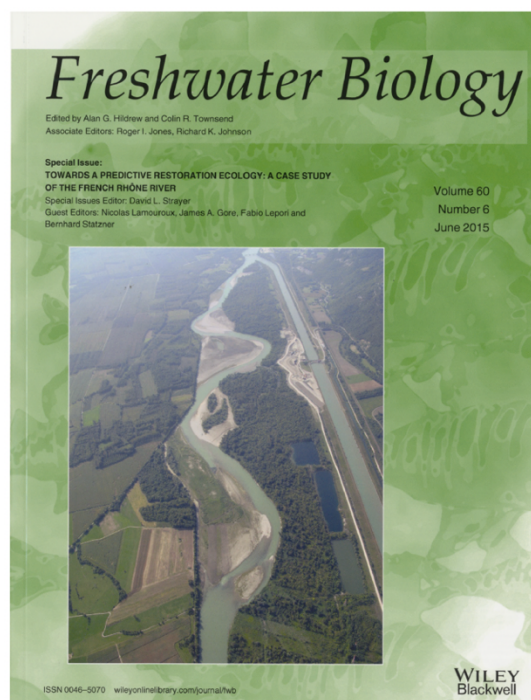
- renseigner un observatoire dont l'objectif est de suivre l'évolution des sites restaurés afin de mesurer si les objectifs de la restauration sont atteints (mesurer des changements), fournir des éléments de pilotage en permettant d'intégrer dans les futurs objectifs de restauration les résultats et conclusions obtenus sur les sites déjà restaurés (i.e. mobiliser les enseignements des retours d'expérience).

L'ensemble du projet est conçu comme une étude pluridisciplinaire et constitue une thématique importante au sein de la Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR) (<https://www.zabr.assograie.org/>) et de l'Observatoire Homme-Milieu (OHM) « Vallée du Rhône » (<https://ohm-vallee-du-rhone.in2p3.fr/>).

Une première analyse du retour d'expérience des résultats acquis sur le Rhône a donné lieu à la publication d'un numéro spécial de la revue *Freshwater Biology* en juin 2015 (*Towards a predictive restoration ecology : a case study of the French Rhône River*) et à l'édition d'un document de synthèse à destination des acteurs du Rhône et des financeurs du programme.

Il est téléchargeable à l'adresse :

[http://www.graie.org/graie/graiedoc/doc\\_telech/brochure\\_RhonEco\\_restauracion\\_ecologique.pdf](http://www.graie.org/graie/graiedoc/doc_telech/brochure_RhonEco_restauracion_ecologique.pdf)



Une restauration écologique efficace doit s'appuyer sur des modèles scientifiques qui quantifient les effets attendus de différents scénarios de restauration et prennent en compte les objectifs des parties prenantes. Or les prédictions quantitatives des effets écologiques de la restauration sont rarement testées. Ce numéro spécial propose un bilan scientifique de la première phase d'un ambitieux programme de restauration physique du Rhône Français, qui a combiné (1999-2006) une augmentation des débits réservés à l'aval de quatre barrages du fleuve (47 km restaurés) et la restauration de la connectivité de 24 chenaux secondaires. Les caractéristiques du programme (changements physiques importants sur plusieurs sites, données physiques et biologiques riches et de long terme, synergies entre partenaires) en ont fait une occasion unique de tester des prédictions écologiques quantitatives. Ce numéro contient 11 articles qui concernent : les changements d'habitat physique dans le chenal principal et la plaine alluviale ; les tests de modèles d'habitat physique utilisés pour prédire les effets de la restauration sur les communautés de poissons et de macroinvertébrés et leurs traits biologiques ; l'évolution à long terme des communautés de poissons soumises à différents changements environnementaux ; l'optimisation des stratégies de suivi écologique ; les processus sociaux associés à la restauration et la pertinence des bioindicateurs. Les résultats montrent que la restauration du Rhône a favorisé les espèces typiques des grands fleuves, augmenté la diversité biologique de la plaine alluviale et renouvelé la relation entre le fleuve et les riverains. Des modèles d'habitat simples permettent de prédire en partie les effets de scénarios de restauration. L'approche et les modèles utilisés sur le Rhône sont généraux et peuvent s'appliquer dans d'autres cours d'eau. Ce numéro s'adresse aux ingénieurs, gestionnaires, hydrologues, géomorphologues, écologues et sociologues et montre comment les modèles scientifiques quantitatifs peuvent guider les politiques de restauration. (Editeurs : Nicolas Lamouroux , James A. Gore, Fabio Lepori et Bernhard Statzner, <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/fwb.2015.60.issue-6/issuetoc>).

Une synthèse scientifique des résultats obtenus dans le cadre de RhônEco a été produite en 2020 (Olivier *et al.*, 2020). **Le présent rapport** dresse un état d'avancement des travaux réalisés dans le cadre du suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône (programme 2019-2023, convention 2022). Il prolonge les activités contractuelles réalisées par la Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR) avant 2007 concernant l'évolution de l'état physique et biologique des sites. Il concerne l'ensemble des sites et se réfère aux protocoles de suivis définis au démarrage du programme.

---

## 2. Cadre physique : restauration et hydrologie

### 2.1 Opérations de restauration

Le Programme de Restauration concernait initialement 8 sites (Figure 2.1) : les Vieux-Rhône des aménagements de Chautagne (CE), Belley (BY), Brégnier-Cordon (BC), Miribel-Jonage (MI), Pierre-Bénite (PB), Péage-de-Roussillon (PR), Donzère-Mondragon (DM), Montélimar (MO). Le Vieux-Rhône de Baix-le-Logis-Neuf a été inclus dans le suivi en raison des potentialités d'évolution des peuplements aquatiques du vieux-Rhône suite à l'augmentation du débit réservé. Le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite a été le premier site restauré en 2000. Le débit minimum dans le Vieux-Rhône était de  $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  du 1er avril au 31 août et de  $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  du 1er septembre au 31 mars. Ce débit a été augmenté à  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  après la mise en service (en août 2000) d'une centrale hydro-électrique au niveau du barrage de Pierre-Bénite. Parallèlement, trois anciens bras latéraux (Ciselande, Jaricot, Table ronde) ont été restaurés dès 1999. Ces milieux ont été recreusés, et l'un deux (Ciselande) a été reconnecté au Vieux-Rhône par l'amont. Le suivi de l'incidence des opérations de restauration a débuté en 1995. Les trois sites de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon ont été restaurés entre 2004 et 2006. Les débits réservés ont été relevés (Figure 2.2) et 23 lônes ont été réhabilitées :

- Chautagne : Lône de la Malourdie et du Brotalet,
- Belley : Anse de Chanaz, Lône Moiroud, Lône d'Orgeval, Lône des Luisettes, Lône Béard, Lône Fournier, Lône de Lucey, Anse de Yenne, Lône dans l'Île, Lône de Virignin,
- Brégnier-Cordon : Lône des Granges, Lône Vachon, Lône des Cerisiers, Lône de l'Ilon, Lône des Sables, Lône Mattant, Lône des Molottes, Lône du Ponton, Marquisat et Colonnes.

La CNR a également effectué des travaux destinés à améliorer la libre circulation des poissons

En 2021, des discussions ont été menées afin de travailler à nouveau sur un projet de restauration de la connexion amont de la lône des Cerisiers afin de promouvoir une entrée d'eau plus importante en débit réservé et des processus d'érosion des matériaux fins lors des épisodes de crue. Un projet d'amélioration de l'efficacité de la passe à poissons du seuil des Molottes est également à l'étude.



**Figure 2.1** - Carte du Rhône montrant les 9 sites concernés par la restauration, les sites restaurés sont indiqués en rouge, les sites partiellement restaurés (augmentation du débit réservé en janvier 2014 en orange, le site de Baix-le-Logis-Neuf, non inclus initialement dans le programme est mentionné car il présente des potentialités de restauration intéressantes.

Dans les autres secteurs, conformément à la Loi sur L'eau et les Milieux Aquatiques, les débits réservés ont été relevés au 1<sup>er</sup> janvier 2014 selon les modalités indiquées dans le Tableau 2.1. A Péage-de-Roussillon, le débit réservé présente une modulation saisonnière afin d'optimiser les gains écologiques et notamment de favoriser les espèces de grèves et l'alimentation phréatique en période printanière (Figure 2.3).

A Péage-de-Roussillon, les travaux de restauration des îles se sont terminés en 2014 (restauration de 9 îles et démantèlement de casiers Girardon en rive droite du Vieux-Rhône, les travaux de démantèlement des casiers Girardon de l'île des Gravieres ont été réalisés au cours de l'hiver 2016-2017). Des réinjections de sédiments grossiers ont été réalisées dans le Vieux-Rhône début 2017. Des « traceurs-galets » équipés de PIT tags ont été installés dans le Vieux-Rhône et le long des berges où les endiguements Girardon ont été démantelés afin de caractériser la dynamique des processus « érosion-transport-dépôt » des sédiments lors des crues (Vasquez-Tarrio *et al.*, 2021).

La île de la Roussette à Montélimar a été restaurée.

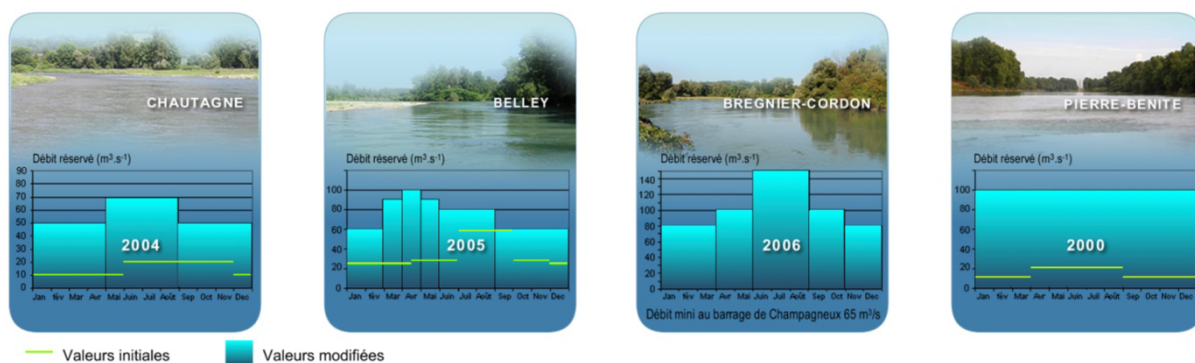
À Donzère, le choix des îles « candidates » à la restauration a été précisé par la CNR. Le suivi pré-restauration a donc été réorienté sur ces îles : île de la Grange écrasée, île Lascombe, île des Dames, île de Dion, île du Banc Rouge et île de la Désirade. Les travaux sur la île de Dion et de Malaubert ont été réalisés au cours de l'hiver 2016-2017. Les travaux sur les îles du Banc rouge, des Dames et de la Grange Écrasée se sont achevés fin 2018 début 2019. La île de la Désirade sera restaurée au cours des années à venir.

Des réinjections de 30 000 m<sup>3</sup> de sédiments grossiers ont été réalisées dans le Vieux-Rhône en aval de l'entrée des îles de la Grange Écrasée et des Dames après leur restauration.

Comme à Péage-de-Roussillon, des « traceurs-galets » équipés de PIT tags ont été déployés dans le Vieux-Rhône et à l'entrée des îles afin d'étudier les processus érosifs dans les 2 îles restaurées (Vasquez-Tarrio *et al.*, 2021).

A Baix-le-Logis-Neuf, les travaux de réhabilitation de la île de Géronton sont terminés (intervention en septembre 2020/février 2021 et septembre 2021/février 2022). Des réinjections de limons/graviers ont été réalisées en 2021.





**Figure 2.2** – Valeurs minimales des débits dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon et Pierre-Bénite avant et après modification des valeurs dans le cadre du programme de restauration du Rhône.

**Tableau 2.1** – Valeurs de débits réservés dans les Vieux-Rhône suivis.

Secteur	Débit moyen annuel $m^3 \cdot s^{-1}$	Date de restauration	Débit réservé $m^3 \cdot s^{-1}$	
			Avant	Après
Chautagne	410	07/2004	10-20	50-70
Belley	410	07/2005	25-60	60-90
Brégnier-Cordon	435	07/2006	80-150	80-150
Canal de Miribel	598	-	30-60	30-60
Pierre-Bénite	1030	09/2000	10-20	100
Péage-De-Roussillon	1050	01/2014	10-20	50-125
Baix-Le-Logis-Neuf	1475	01/2014	10-20	74,5
Montélimar	1490	01/2014	15-60	75,4
Donzère-Mondragon	1490	01/2014	60	75,4

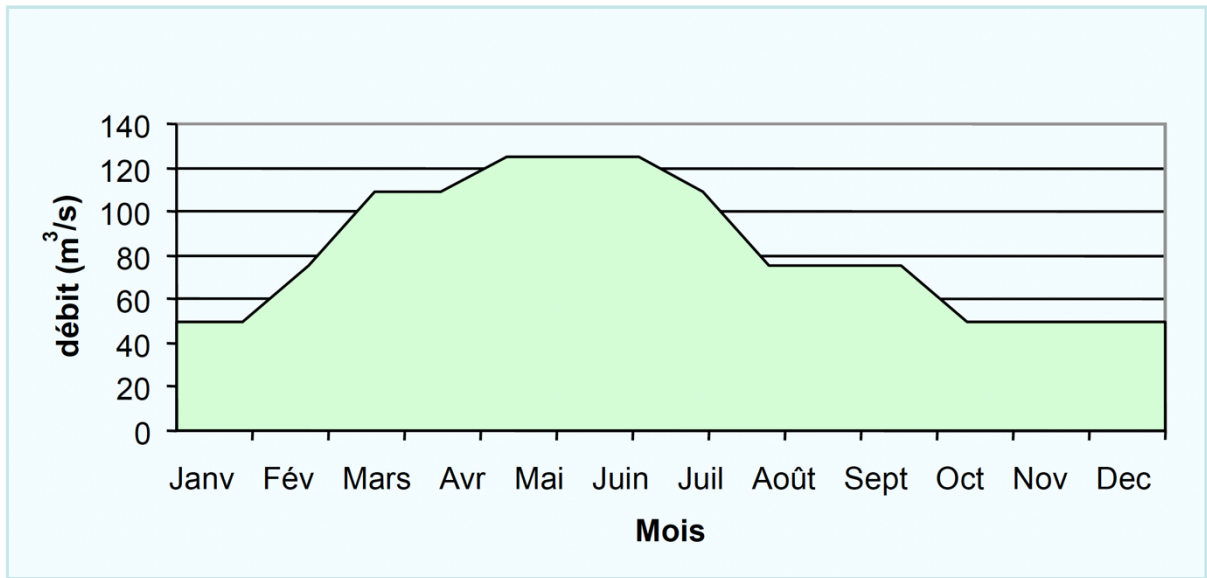


Figure 2.3 – Débit réservé théorique à Péage-De-Roussillon depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2014.

## 2.2 Hydraulique du chenal

Hauteur d'eau	1.2 m	2.1 m
Vitesse	0.07 m/s	0.35 m/s



1996



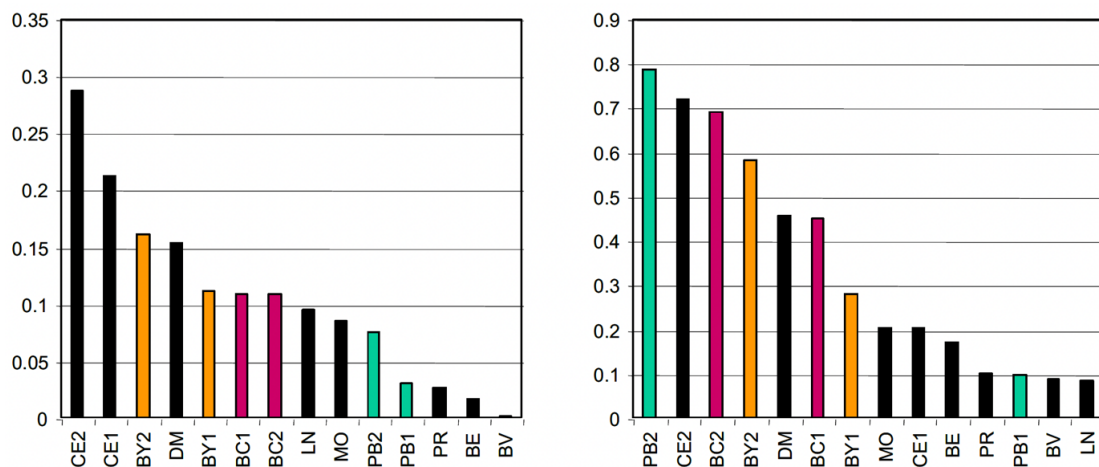
2002

Figure 2.4 – Le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite au débit minimum avant et après augmentation.

Les augmentations de débit minimum se sont traduites différemment en termes hydrauliques selon les sites. A Pierre-Bénite les vitesses au débit minimum ont été multipliées par 5 en moyenne (de 0.07 à 0.35 m.s<sup>-1</sup>, Figure 2.4), en Chautagne par 2 (de 0.38 à 0.80 m.s<sup>-1</sup>), moins ailleurs. Les résultats de l'application de modèles d'habitat sur le Rhône comme ailleurs (Lamouroux *et al.*, 1999, Lamouroux & Capra, 2002) peuvent être synthétisés par quelques descripteurs hydrauliques clés des tronçons de cours d'eau. Les plus importants sont le nombre de Froude au débit médian FR50 et le nombre de Reynolds au débit minimum REM, qui sont des combinaisons du débit Q, de la largeur L et de la hauteur d'eau H du tronçon de cours d'eau considéré. Ces indices sont utiles pour refléter/comparer l'impact de la restauration sur plusieurs sites. FR50 est un indice hydraulique lié à la morphologie du cours d'eau (proportions de radiers/mouilles). Plus sa valeur est élevée, plus il reflète l'idée d'un fleuve vif, de façon comparable sur des sites variés. C'est une variable potentiellement sensible à une modification de seuil transversal. Une augmentation de FR50 augmente la valeur d'habitat relative (par rapport aux autres espèces) des espèces typiques des radiers (barbeau, loche franche, chabot, blageon, spirilin).

REM est lié au niveau de débit par unité de largeur. Plus sa valeur est élevée, plus il reflète l'idée d'un fleuve courant, de façon comparable sur des sites variés. Il est particulièrement sensible aux changements de débit minimum. Une augmentation de REM augmente la valeur d'habitat relative des espèces typiques d'eau courante (ablette, barbeau, hotu, toxostome, vandoise, ombre). Noter que certaines espèces rhéophiles comme le barbeau sont favorisées à la fois par de fortes valeurs de FR50 et REM.

En pratique,  $FR50 = Q50 / (g^{0.5} * H50^{1.5} * L50)$  et  $REM = QM / (v * LM)$  où Q50, H50, L50 sont le débit, la hauteur et la largeur mouillée médians ; g est l'accélération gravitationnelle ; QM et LM sont le débit minimum et la largeur correspondante ; v est la viscosité dynamique de l'eau.



**Figure 2.5** – Valeurs de FR50 (indice morphologique, à gauche) et REM (indice de débit à droite) sur les différents Vieux-Rhône du Bas-Rhône et du Haut-Rhône (LN, BV et BE correspondent à d’autres sites du bas-Rhône : Logis-Neuf, Bourg-lès-Valence et Beauchastel). Les codes de type « CE1 » et « CE2 » réfèrent aux situations pré- et post-augmentation du débit.

Le changement de débit minimum des Vieux-Rhône modifie essentiellement la valeur de REM, l’indice de débit (Figure 2.5). En revanche, l’indice lié à la morphologie est assez peu modifié par le changement de débit. A Brégnier-Cordon par exemple, il reste intermédiaire entre les fortes valeurs du Haut-Rhône (Chautagne avec de nombreux radiers) et les faibles valeurs de Beauchastel ou Bourg-lès-Valence.

---

### 3. Organisation du suivi

Le but du suivi est d'exprimer des hypothèses relatives à la réponse des écosystèmes et des communautés aux actions de restauration.

Le suivi est basé sur des méthodes d'échantillonnage qui ne font pas l'objet d'une normalisation. Une première étape concerne la **description**, au cours de l'année (ou des années) précédant les modifications de débits réservés et les travaux de restauration des lônes, de **l'état écologique initial** du site. La seconde phase concerne le suivi après l'augmentation des débits réservés et les travaux de restauration des lônes afin de mettre en évidence et de comprendre les **évolutions des milieux et des biocénoses aquatiques**.

Les thèmes du suivi et les protocoles d'échantillonnage associés sont ceux préconisés par André et Olivier (2003) et ne sont rappelés que succinctement ici. Les fréquences d'échantillonnage sont uniformisées entre les sites et adaptées suite au retour d'expérience des suivis antérieurs. En particulier, une fréquence d'échantillonnage biennale est proposée pour les suivis des peuplements d'invertébrés afin d'accélérer le retour d'expérience tout en contrôlant d'éventuelles invasions. À la suite des travaux de synthèse réalisés en 2014, la fréquence des échantillonnages des macroinvertébrés du chenal et des lônes sur les sites restaurés entre 2000 et 2006 a été modifiée (pas de temps de 3 ans au lieu de 2) afin de concentrer les efforts sur les sites dont la restauration est plus récente ou en cours.

Les protocoles mis en œuvre dans les chenaux des sections court-circuitées ont pour objectif de permettre la mesure des effets des changements de débits réservés sur les communautés de poissons et d'invertébrés benthiques. La méthodologie employée repose sur le lien entre la valeur du débit réservé et la distribution statistique des paramètres hydrauliques au sein de la section court-circuitée, et sur l'influence de ces paramètres hydrauliques sur la distribution, la richesse spécifique et l'abondance des organismes aquatiques. Les stations échantillonnées sont donc en partie réparties dans les secteurs non-influencés hydrauliquement des Vieux-

Rhône, c'est-à-dire non soumises aux remous des aménagements hydroélectriques situés immédiatement en amont.

Sur l'ensemble des sites, le suivi des lônes comporte quatre thématiques : le suivi de la sédimentation, le suivi de la végétation aquatique (suspendu depuis 2013), le suivi de la faune macro-invertébrée et le suivi des communautés piscicoles. Toutes les lônes restaurées ne font pas l'objet d'un suivi, le Tableau 3.1 suivant répertorie les lônes suivies et des thématiques concernées pour chaque lône.

**Tableau 3.1 (page suivante)** – Récapitulatif des sites (Vieux-Rhône et lônes suivis entre 2003 et 2022) et des thématiques prises en compte dans le suivi actuel du programme de restauration du Rhône. Les débits réservés ont été augmentés dans l'ensemble des secteurs à l'exception du Canal de Miribel. Dans le secteur du Canal de Miribel, un suivi a débuté en 2013 dans six annexes fluviales. A Péage-de-Roussillon, les travaux de restauration de la lône du noyer sud ont été réalisés durant l'hiver 2011-2012, les travaux de la lône de la Sainte ont été achevés au printemps 2013, la lône de la Boussarde a été réhabilitée en 2014. A Montélimar, les travaux dans la lône de la Roussette ont débuté fin 2011 et ont été achevés dans l'hiver 2012-2013. A Donzère, le choix initial des lônes pour l'établissement de l'état pré-restauration a été effectué au printemps 2009, pour les thématiques sédimentation et macroinvertébrés, l'échantillonnage a débuté en 2009, l'échantillonnage des poissons a été réalisé annuellement depuis 2010. L'échantillonnage de la végétation a été réalisé en 2009 et 2012. En 2014, la CNR a communiqué les lônes pour lesquelles une réflexion sur leur réhabilitation potentielle était engagée. Le suivi de certaines lônes (marquées d'un « \* ») a donc été suspendu et celui des lônes Lascombe, Dames, Dion, Banc Rouge et Désirade a été entrepris dès 2014. Le suivi des communautés de macroinvertébrés benthiques et piscicoles dans le Canal de Miribel a été suspendu à partir de 2019, la valeur du débit réservé n'étant pas destinée à être modifiée.

Situation		Thématiques			
Secteurs	Types de milieu	Poissons	Invertébrés	Végétation	Sédimentation
Chautagne	Chenal (vieux-Rhône)	X	X		
	Lône de la Malourdie	X			X
	Lône du Brotalet	X			X
Belley	Chenal (vieux-Rhône)	X	X		
	Lône des Luisettes	X	X	X	X
	Lône Moiroud	X	X	X	X
	Lône Béard	X	X	X	X
	Lône Fournier	X	X	X	X
	Anse de Yenne	X	X		X
	Lône de Lucey		X		X
Brégnier-Cordon	Chenal (vieux-Rhône)	X	X		
	Lône de Chantemerle	X	X	X	X
	Lône des Granges	X	X	X	X
	Lône Vachon	X	X		X
	Lône des Cerisiers	X			X
	Lône des Molottes	X	X	X	X
	Lône Mattant	X	X		X
	Lône du Ponton	X	X	X	X
	Lône de la Plaine		X		X
Canal de Miribel	Chenal (vieux-Rhône)	X	X		
	lône Plançon		X		X
	lône Grella		X		X
	lône Vieux-Rhône		X		
	lône de Jonage		X		X
	cours eau Rizan		X		
	étang LIB1		X		
	étang LIB2		X		
Pierre-Bénite	Chenal (vieux-Rhône)	X	X		
	Lône de la Table Ronde	X		X	X
	Lône de Ciselande	X		X	X
	Lône de Jaricot	X		X	X
Péage de Roussillon	Chenal (vieux-Rhône)	X	X		
	Lône de la Platière	X	X	X	X
	Lône Noyé Nord	X	X	X	X
	Lône Noyé Sud	X			X
	Ilon	X	X	X	X
	Lône de la Boussarde	X	X	X	X
	Lône de la Sainte	X	X	X	X
Montélimar	Chenal (vieux-Rhône)	X	X		
	Lône de la Barcasse			X	
	Lône de la Roussette	X	X	X	X
Donzère-Mondragon	Chenal (vieux-Rhône)	X	X		
	Lône Grange écrasée	X	X	X	X
	Lône de Malatras *		X	X	X
	Lône du Carré *	X	X	X	X
	Lône de la République *		X	X	X
	Lône Malaubert & Surelle	X	X	X	X
	Lône du Bayard *	X	X	X	X
	Lône de Caderousse *	X	X	X	X
	Lône des Joncs *	X	X	X	X
	Lascombe		X		X
	Dames	X	X		X
	Dion	X	X		X
	Banc Rouge	X	X		X
Désirade	X	X		X	



Dans le cadre du suivi, les problématiques suivantes ont été retenues :

- modélisation des réponses des communautés de macroinvertébrés et de poissons aux variations de contraintes hydrauliques dans les chenaux soumis à augmentation du débit réservé,
- étude de l'effet de l'augmentation des débits réservés et des travaux de réhabilitation des lônes sur les populations de poissons,
- prédiction de la durée de vie des bras restaurés et recherche de géométries fluviales particulières qui répondent sur un long terme à des attentes écologiques fixées initialement,
- établissement de modèles prédictifs de la richesse faunistique (macro-invertébrés) en fonction des caractéristiques écologiques (qualité des eaux, degré de connexion avec le chenal, diversité d'habitats...) des lônes,
- analyse synthétique des relations trophiques dans les annexes fluviales, intégrant les résultats des autres thématiques (en particulier l'analyse de la qualité de l'eau, de la structure des communautés végétales et invertébrés, et de l'abondance et de la diversité des peuplements de juvéniles de poissons),

Sur le plan pratique, la démarche a pour objectifs :

- de réaliser un bilan des données disponibles utilisables dans le cadre de la définition des états initiaux des milieux destinés à être restaurés,
- de définir les problématiques majeures liées à l'évaluation des effets des opérations de restauration,
- de définir des plans et des protocoles d'échantillonnage à mettre en œuvre avant et après restauration,
- de définir un ensemble de métriques et d'indicateurs de la restauration telle qu'elle est envisagée : augmentation de débit réservé dans les sections court-circuitées et réhabilitation des bras latéraux,
- d'alimenter la base de données dédiée au programme et d'assurer la mise à jour régulière du site web.

Dans le cadre du programme RhônEco, l'étude de la complémentarité de certaines lônes (notamment celles possédant une capacité d'accueil importante pour certaines espèces de poissons et notamment pour les juvéniles) et des chenaux courants est en cours (travail de Thèse d'Anaëlle Bouloy commencé en automne 2020).

L'enjeu opérationnel est de contribuer à hiérarchiser l'effet potentiel des futurs leviers de la restauration du fleuve (réhabilitation des confluences, rétablissement de la connectivité transversale et longitudinale, amélioration de l'habitat dans les canaux et retenues, ...).

RAPPORT

---

## 4. Les poissons du chenal (Vieux-Rhône)

### 4.1 Objectifs et méthodologie

Le suivi des peuplements de poissons des chenaux courants (Vieux-Rhône) a pour objectif de rendre compte des dynamiques des communautés de poissons dans un contexte de diversité locale et régionale. Les observations sont comparées aux prédictions quantitatives réalisées avant restauration par des modèles d'habitats (Lamouroux et *al.*, 1999). Ces prédictions prévoient une augmentation des espèces ayant une préférence marquée pour les habitats profonds et courants (espèces dites d'eau courante) comme l'ombre commun, le barbeau, le hotu, la vandoise ou l'ablette, en lien avec l'évolution de l'indicateur hydraulique "eaux courantes" (REM).

Dans chacun des Vieux-Rhône suivis, une campagne d'échantillonnage est réalisée en automne. Une campagne correspond à la réalisation de 100 à 200 points d'échantillonnage ponctuels d'abondance par pêche électrique – EPA - (Nelva et *al.*, 1979) (ou 30 ambiances de quelques dizaines de mètres carrés), effectués en grande partie en bateau et quelquefois à pied. Les points de pêche sont répartis sur une ou plusieurs stations dans les Vieux-Rhône en privilégiant, la plupart du temps, la partie non-influencée hydrauliquement. Le nombre de points d'échantillonnage varie en fonction de la longueur et de l'hétérogénéité du Vieux-Rhône. La méthode d'échantillonnage implique de surprendre le poisson dans son habitat. Les poissons échantillonnés sont identifiés et mesurés individuellement.

La fréquence d'échantillonnage des poissons du chenal est annuelle, les pêches pré-restauration ont été réalisées au minimum 2 ans avant augmentation des débits réservés.

## 4.2 Échantillonnage

Les échantillonnages par pêches électriques ont été réalisés entre le 23 août et le 28 septembre 2022 (Tableau 4.1). Cent à 200 points de pêches (EPA) ont été effectués dans les Vieux-Rhône.

**Tableau 4.1** – Stations et dates d'échantillonnage des peuplements de poissons dans les Vieux-Rhône en 2022.

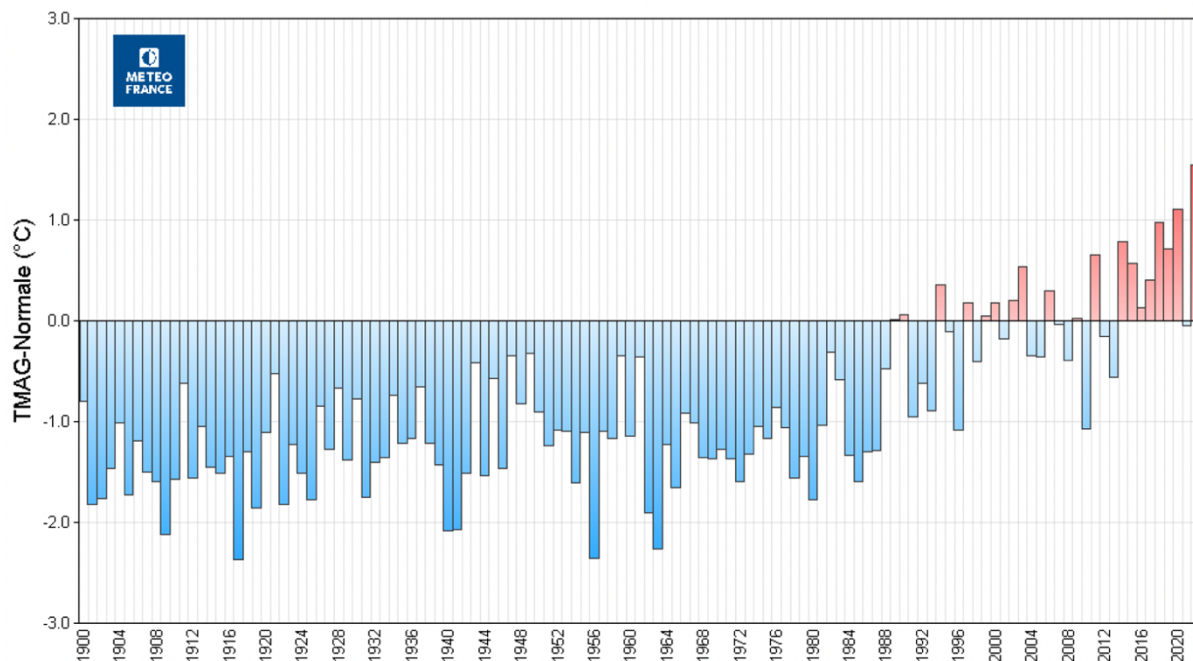
Stations	Nb de points de pêche	Dates des pêches
Vieux-Rhône de Chautagne	100 E.P.A.	12 et 14 septembre 2022
Vieux-Rhône de Belley	200 E.P.A.	23 et 24 août 2022
Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon	200 E.P.A.	25 et 29 août 2022
Vieux-Rhône de Pierre-Bénite	100 E.P.A.	20 septembre 2022
Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon	100 E.P.A.	31 août 2022
Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf	89 E.P.A.	21 septembre 2022
Vieux-Rhône de Montélimar	150 E.P.A.	27 septembre 2022
Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon	150 E.P.A.	28 septembre 2022

## 4.3 Résultats des pêches et commentaires

### Contexte thermique de l'année 2022

Selon Météo-France, le climat de l'année 2022 a été exceptionnellement chaud, ensoleillé et les précipitations très faibles. Elle a été l'année la plus chaude jamais enregistrée en France depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle. La température annuelle moyennée sur le pays a atteint 14,5°C, soit 1,6°C de plus que la normale (moyenne de référence 1991-2020) (Figure 4.1). Elle a été jalonnée d'épisodes de chaleur et de douceur remarquables, notamment un épisode de chaleur très précoce en mai (2 à 4 °C au-dessus des normales et des maximales particulièrement chaudes atteignant en moyenne 23,9°C soit 3,4°C de plus que la normale), trois vagues de chaleur durant l'été (1 à 3°C au-dessus des moyennes saisonnières, se classe au deuxième rang des étés les plus chauds derrière l'été 2003, le pic a été atteint le 18 juillet avec une température maximale de 37,6°C, soit 10,8°C de plus que la normale, record absolu tous mois confondus) et un épisode de

chaleur tardif exceptionnel du 15 au 31 octobre (en moyenne 3 à 6°C au-dessus des valeurs de saison). Les épisodes de froid ont été rares. Le manque de pluie quasi généralisé durant le printemps et l'été (cumuls de précipitations déficitaires de 10 à 40% sur la quasi-totalité du pays, juillet déficitaire de près de 85%) combiné à des températures très élevées a généré une sécheresse des sols superficiels record sur l'ensemble du pays.



**Figure 4.1 - Ecarts à la normale (1991-2020) des températures annuelles moyennes de 1900 à 2022 (source : Bilan climatique de l'année 2022 Météo France, bilan définitif du 12 janvier 2023).**

Les températures de l'air, exceptionnellement élevées cette année, ont fortement contribué à l'échauffement des eaux du Rhône.

Dans le cadre de RhonEco, Les températures sont enregistrées au pas de temps horaire dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon et Péage-de-Roussillon.

Les températures annuelles moyennes dans les trois Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon ont dépassé de 1°C la moyenne des températures observée sur les trois dernières années (2019 à 2021).

En 2022, le nombre de jours où la température de l'eau (mesure au pas de temps horaire) a dépassé 25°C a été de 7 dans le Vieux-Rhône de Chautagne, 10 dans le Vieux-Rhône de Belley et 8 dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon, sans que ces jours soient systématiquement consécutifs (Figure 4.2 et tableau 4.2).

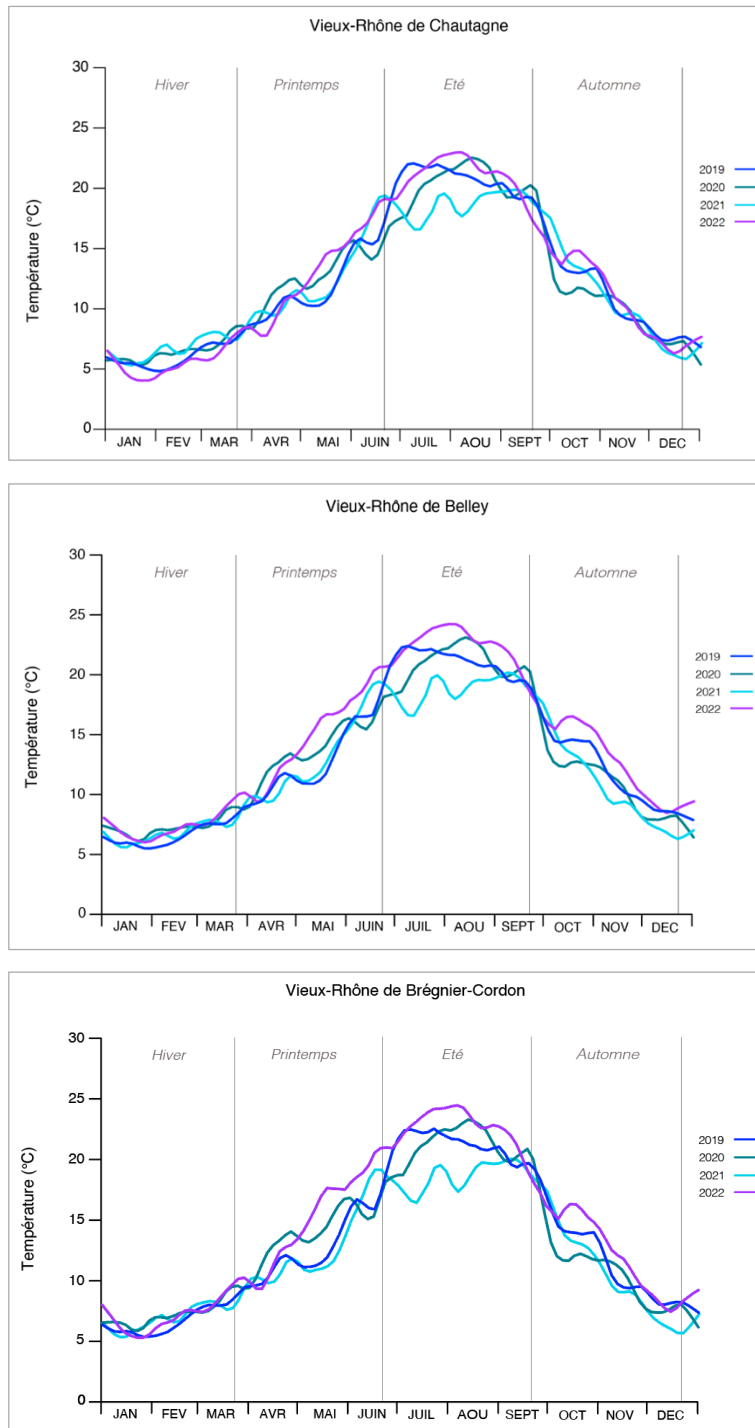
La température annuelle moyenne dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon, a été supérieure de plus de 2°C à la moyenne des températures enregistrées au cours des trois dernières

années (2019-2021). Le nombre de jours où la température de l'eau (enregistrée au pas de temps horaire) a dépassé 25°C, a été de 82 (près de trois fois le nombre de jours moyens des trois années précédentes). Enfin, la température de l'eau est passée en dessous de 10°C très tardivement (16 décembre).

Dans les Vieux-Rhône (à l'exception de celui de Chautagne), la température de l'eau a été nettement plus élevée que les années précédentes au cours de deux périodes : du début du mois de mai à la fin du mois de septembre, puis de la mi-octobre à la mi-décembre. La température du Vieux-Rhône de Belley s'est maintenue au-dessus de 10°C jusqu'au 3 décembre (~ 10 jours de plus que les deux années antérieures) (Tableau 4.2 et Figure 4.2).

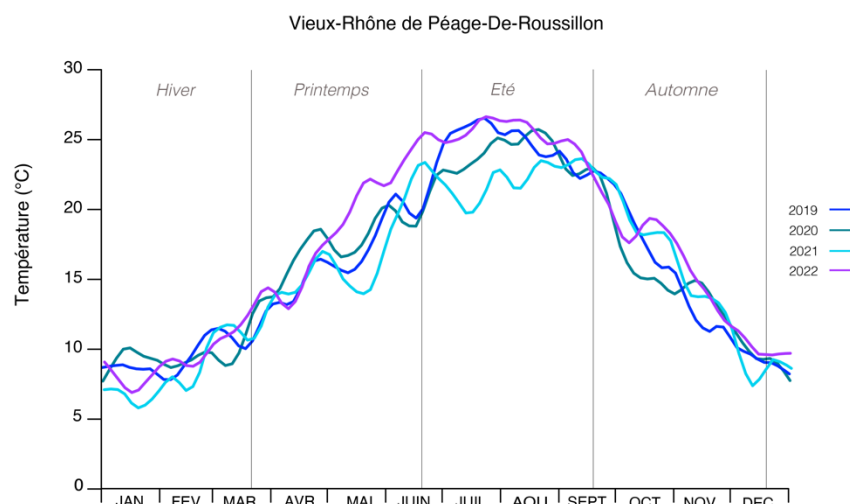
**Tableau 4.2** - Bilan des valeurs de températures enregistrées dans les quatre Vieux-Rhône de Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon et Péage-De-Roussillon au cours des 4 dernières années. La température annuelle moyenne (T°C moy.), la température annuelle médiane (T°C med.), les températures minimales et maximales (T°C min et T°C max) sont renseignées dans le tableau. La colonne «  $\Sigma$  degrés jours > 18°C » représente la somme cumulée de degrés supérieurs ou égales à 18°C. La colonne « Nb jours T°C > 25°C » précise le nombre de jours où la température moyenne horaire a dépassé 25°C. Les deux dernières colonnes mentionnent les dates auxquelles la température est passée au-dessus et en dessous des 10°C. Les données de température du Vieux-Rhône de Péage-De-Roussillon sont disponibles jusqu'au 4 novembre 2022.

Vieux-Rhône de Chautagne								
Année	T°C moy.	T°C med.	T°C min	T°C max	$\Sigma$ degrés jours > 18°C	Nb jours T°C > 25°C	T°C > 10°C	T°C < 10°C
2019	12,58	10,91	4,01	25,09	46158	1	31-mars	27-nov
2020	12,90	11,90	4,84	24,10	43465	0	18-mars	21-nov
2021	12,10	10,86	3,62	22,68	35647	0	27-mars	19-nov
2022	13,53	12,53	3,78	25,94	51546	7	24-mars	21-nov
Vieux-Rhône de Belley								
Année	T°C moy.	T°C med.	T°C min	T°C max	$\Sigma$ degrés jours > 18°C	Nb jours T°C > 25°C	T°C > 10°C	T°C < 10°C
2019	13,12	11,67	4,95	24,92	49277	0	31-mars	30-nov
2020	13,43	12,68	5,49	24,70	47378	0	18-mars	22-nov
2021	12,61	11,52	4,48	22,44	41109	0	29-mars	20-nov
2022	14,03	13,38	5,08	25,72	54041	10	24-mars	03-déc
Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon								
Année	T°C moy.	T°C med.	T°C min	T°C max	$\Sigma$ degrés jours > 18°C	Nb jours T°C > 25°C	T°C > 10°C	T°C < 10°C
2019	12,96	11,54	4,69	24,48	48642	0	28-mars	28-nov
2020	13,42	12,32	5,21	24,82	48337	0	17-mars	21-nov
2021	12,42	11,35	4,58	22,27	38780	0	27-mars	20-nov
2022	14,01	13,33	4,40	25,77	57405	8	21-mars	22-nov
Vieux-Rhône de Péage-De-Roussillon								
Année	T°C moy.	T°C med.	T°C min	T°C max	$\Sigma$ degrés jours > 18°C	Nb jours T°C > 25°C	T°C > 10°C	T°C < 10°C
2019	16,19	15,7	5,85	28,02	76911	54	19-févr	01-déc
2020	16,06	15,5	7,17	26,82	73847	27	19-févr	01-déc
2021	15,66	15	4,71	25,42	76885	5	21-févr	04-déc
2022	18,24	19,06	5,87	28,44	96791	82	24-févr	16-déc



**Figure 4.2** – Températures de l’eau dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon au cours des 4 dernières années (2019 à 2022). Données lissées par la méthode de régression non paramétrique de Lowess ( $f = 0.05$ ) appliquée aux valeurs de températures de l’eau mesurées au pas de temps horaire.

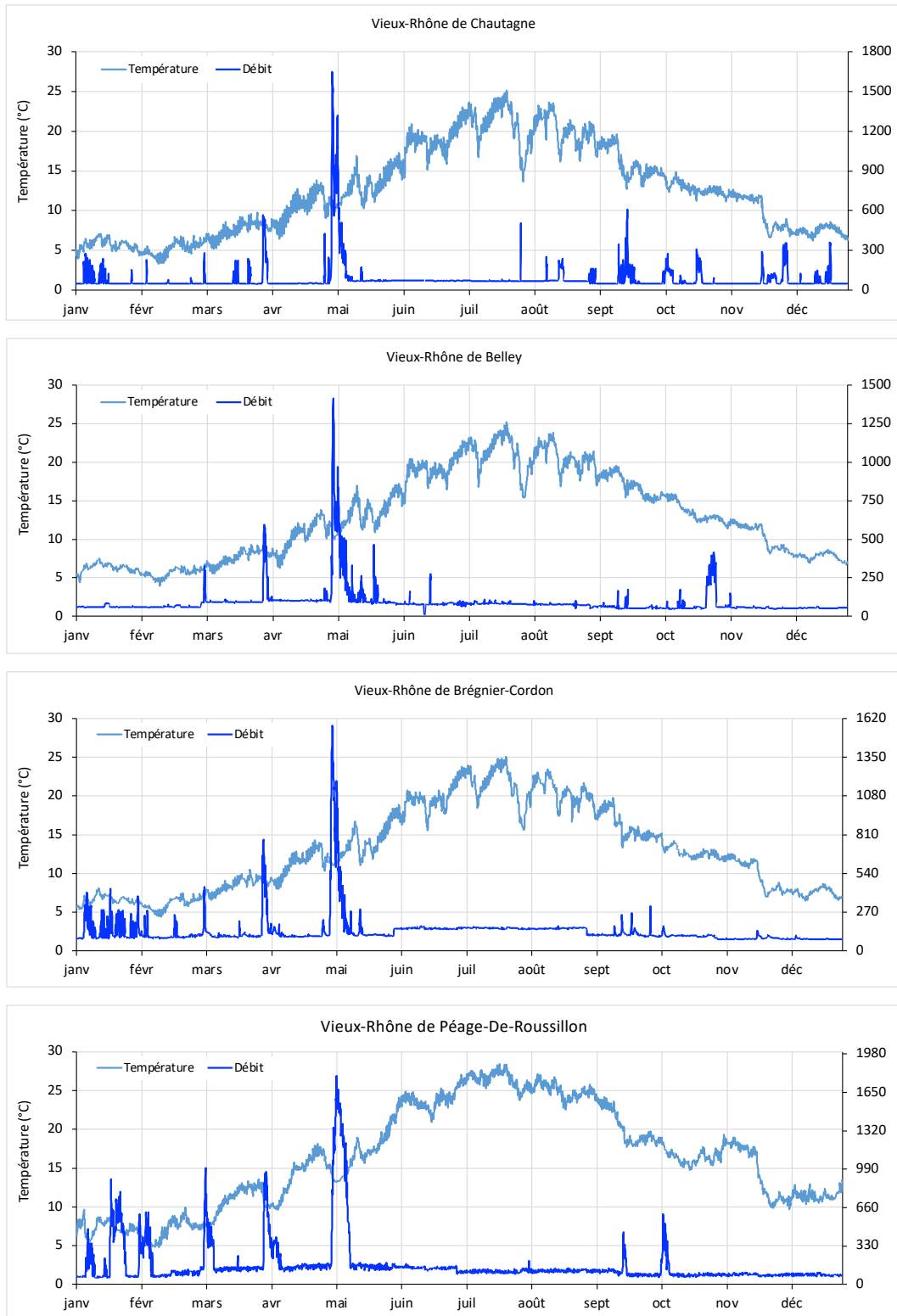




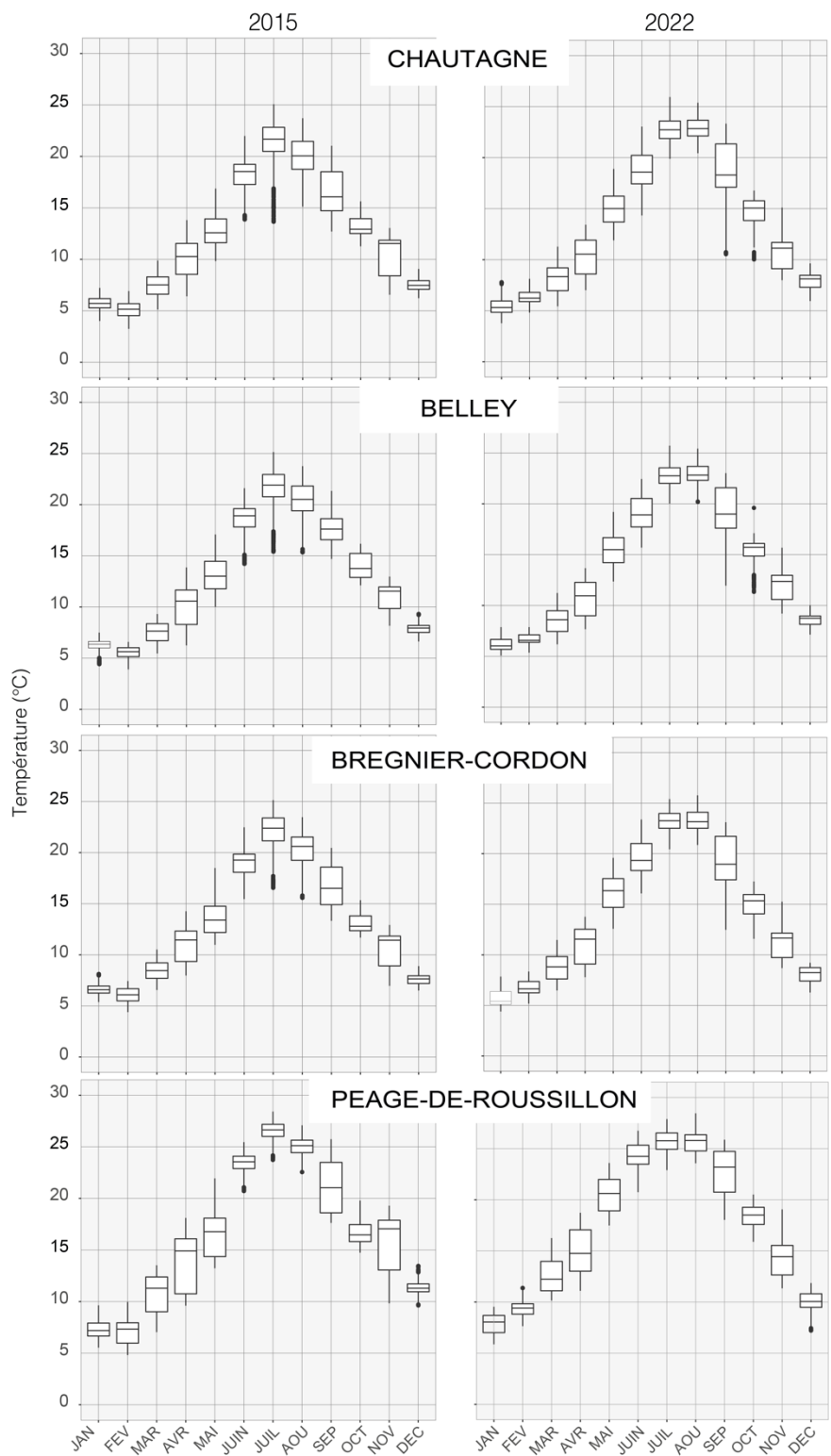
**Figure 4.2 (suite)** – Températures de l’eau dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon au cours des 4 dernières années (2019 à 2022). Données lissées par la méthode de régression non paramétrique de Lowess (f = 0.05) appliquée aux valeurs de températures de l’eau mesurées au pas de temps horaire.

Les variables météorologiques de l’année 2022 sont assez similaires à celles de l’année 2015. D’après Météo France c’était une « année chaude, bien ensoleillée et peu arrosée ». La température moyenne sur la France a été supérieure aux normales (moyenne supérieure de plus de 1°C par rapport à la moyenne de référence 1981-2010) durant une grande partie de l’année. L’année a été marquée par deux épisodes de canicule en juillet (températures supérieures aux normales de 2 à 4 °C) et une fin d’année exceptionnellement douce. Les précipitations ont été déficitaires de plus de 15% sur la quasi-totalité du pays (bilan climatique annuel 2015 de Météo France).

En 2015, les températures de l’air particulièrement élevées ont contribué à l’échauffement des eaux du Rhône, principalement entre la mi-mai et la mi-juillet (Figure 4.4). Les conditions thermiques très favorables et la stabilité des débits ( $74 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$  en Chautagne,  $82 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$  à Belley, à  $147 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$  Brégnier-Cordon et  $127 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ ) (Figure 4.3) cette année-là ont probablement été propices à la reproduction et au développement des juvéniles de poissons. En effet, les effectifs échantillonnés ont été parmi les plus élevés de toute la chronique notamment dans les Vieux-Rhône du Haut-Rhône (Chautagne : 2545 individus, Belley : 4090 individus et Brégnier-Cordon : 2967 individus), de Pierre-Bénite (1646 individus), Péage-de-Roussillon (5946 individus) et de Donzère-Mondragon (2868 individus). Les proportions de juvéniles de l’année (0+) dans les pêches de 2015 étaient élevées, en particulier pour les Vieux-Rhône de Chautagne (79,4% des effectifs), Belley (86,6%), Brégnier-Cordon (85,8%), Pierre-Bénite (72,6%) et Donzère-Mondragon (78,8%) (annexe 4.1).



**Figure 4.3 - Valeurs de débits et de températures de l'eau enregistrées à un pas de temps horaire dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon et Péage-De-Roussillon du 1<sup>er</sup> janvier au 31 décembre 2015.**



**Figure 4.4** - Températures mensuelles moyennes de l'eau enregistrées dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon et Péage-De-Roussillon en 2015 (graphiques de gauche) et en 2022 (graphiques de droite).

## Bilan des échantillonnages de poissons

En 2022, **34 espèces** de poissons ont été dénombrées dans les échantillons collectés dans les 8 Vieux-Rhône (Tableau 4.3 et Figure 4.5). Le nombre d'espèces échantillonnées **varie de 15** (dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf) **à 26** (dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon). Les quatre espèces les plus abondantes dans les échantillons collectés en 2022 ont été le chevine (21,0%), l'ablette (20,8%), le barbeau fluviatile (13,6%) et le goujon (10,6%) (Tableaux 4.4 et 4.5).

Huit espèces ont été échantillonnées dans les 8 Vieux-Rhône : l'ablette, le barbeau fluviatile, le chevine, le gardon, le goujon, la loche franche, le silure glane et le spirilin (Tableau 4.4).

Le hotu a été échantillonné dans tous les Vieux-Rhône sauf en Chautagne. La tanche est également présente dans tous les Vieux-Rhône à l'exception de celui de Baix-Le-Logis-Neuf.

Le goujon asiatique (*Pseudorasbora parva*) a été échantillonné dans 6 des 8 Vieux-Rhône avec notamment des effectifs importants dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon.

Le brochet est présent dans 5 Vieux-Rhône : Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon, Pierre-Bénite et Péage-de-Roussillon.

La vandoise est rencontrée dans les Vieux-Rhône de Belley, Brégnier-Cordon, Pierre-Bénite et dans une moindre mesure dans le Vieux-Rhône de Montélimar.

L'épinoche et le sandre sont uniquement présents dans les échantillons collectés dans les Vieux-Rhône de Belley et de Brégnier-Cordon.

La truite commune et l'ombre commun n'ont été échantillonnés que dans le Vieux-Rhône de Belley et en effectifs très faibles.

L'anguille a été capturée uniquement dans les Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon et de Donzère-Mondragon (Tableau 4.4).

**Tableau 4.3** - Liste des 34 espèces de poissons échantillonnées dans le cadre du suivi RhônEco (Vieux-Rhône et îlônes) et codes associés. Les espèces échantillonnées dans les Vieux-Rhône en 2022 (Prés. VR 2022) sont identifiées. L'appartenance des espèces aux guildes de reproduction « phytophile » (P) et « litho-phytophile » (L-P) est indiquée (Balon, 1975).

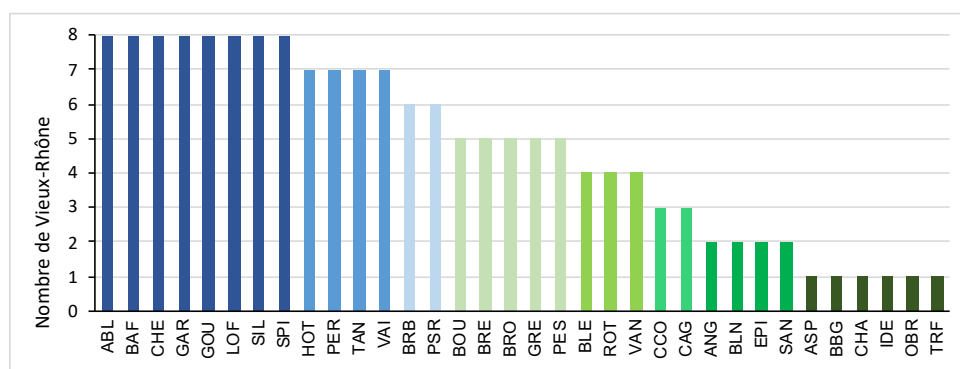
Famille	Nom commun	Nom latin	Code	Prés. VR 2022	Guilde repro.
Petromyzontidae	Lamproie de Planer	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	LPP		
Blenniids	Blennie fluviatile	<i>Ichthyocoris fluviatilis</i> (Asso y del Rio, 1801)	BLE	*	
Salmonidés	Truite commune	<i>Salmo trutta</i> (Linné, 1758)	TRF	*	
	Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i> (Linné, 1758)	OBR	*	
Lotidés	Lote	<i>Lota lota</i> (Linné, 1758)	LOT		
Poeciliidés	Gambusie	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)			
Esocidés	Brochet	<i>Esox lucius</i> (Linné, 1758)	BRO	*	P
Leuciscidae	Gardon	<i>Rutilus rutilus</i> (L., 1758)	GAR	*	L-P
	Blageon	<i>Leuciscus souffia</i> (Risso, 1827)	BLN	*	
	Chevaîne	<i>Squalius cephalus</i> (L., 1758)	CHE	*	
	Ide mélanote	<i>Leuciscus idus</i> (L., 1758)	IDE	*	
	Aspe	<i>Leuciscus aspius</i> (L., 1758)	ASP	*	L-P
	Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i> (L., 1758)	VAN	*	
	Toxostome	<i>Parachondrostoma toxostoma</i> (Vallot, 1837)	TOX		
	Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L., 1758)	ROT	*	P
	Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linné, 1758)	VAI	*	
	Ablette	<i>Alburnus alburnus</i> (L., 1758)	ABL	*	L-P
	Spirin	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	SPI	*	
	Brème bordelière	<i>Blicca bjoerkna</i> (L., 1758)	BRB	*	P
	Brème commune	<i>Abramis brama</i> (L., 1758)	BRE	*	L-P
	Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i> (L., 1758)	HOT	*	
Tincidae	Tanche	<i>Tinca tinca</i> (L., 1758)	TAN	*	P
Acheilognathidae	Bouvière	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	BOU	*	
Gobionidae	Goujon commun	<i>Gobio gobio</i> (L., 1758)	GOU	*	
	Pseudorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Chlegel, 1846)	PSR	*	
Cyprinidés	Barbeau fluviatile	<i>Barbus barbus</i> (L., 1758)	BAF	*	
	Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i> (L., 1758)	CCO	*	P
	Carassin argenté	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	CGO	*	L-P
Balitoridés	Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i> (L., 1758)	LOF	*	
	Loche d'étang	<i>Misgurnus fossilis</i> (L., 1758)	LOE		P
Siluridés	Silure glane	<i>Silurus glanis</i> (Linné, 1758)	SIL	*	L-P
Ictaluridés	Poisson-chat	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	PCH		
Anguillidés	Anguille	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	ANG	*	
Gastérostéidés	Epinoche	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (L., 1766)	EPI	*	
Centrachidés	Perche-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i> (L., 1758)	PES	*	
	Achigan à grande bouche	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	BBG	*	
Percidés	Perche fluviatile	<i>Perca fluviatilis</i> (L., 1758)	PER	*	P
	Grémille	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L., 1758)	GRE	*	L-P
	Sandre	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	SAN	*	P
Cottidés	Chabot	<i>Cottus gobio</i> (Linné, 1758)	CHA	*	

**Tableau 4.4** - Effectifs échantillonnés dans les Vieux-Rhône en 2022 (pêches réalisées à la fin d'été-début d'automne), le nombre d'espèces présentes (Nb espèces), l'abondance relative des espèces « d'eau courante » (%age EC, espèces surlignées en bleu, proportion d'individus appartenant aux espèces suivantes : ablette, barbeau fluviatile, hotu, ombre commun, toxostome et vandoise), l'abondance relative « d'espèces d'eau vive » (proportion d'individus appartenant aux espèces suivantes : barbeau fluviatile, blageon, chabot, loche franche, spirilin) sont renseignés pour chaque secteur. L'abondance relative de chaque espèce tous secteurs confondus et l'occurrence (nombre de Vieux-Rhône dans lesquels une espèce a été échantillonnée) sont indiquées dans les 2 dernières colonnes.

Espèces \ Sites	Chautagne	Belley	Brégnier-Cordon	Pierre-Bénite	Péage De Roussillon	Baix-Le-Logis-Neuf	Montélimar	Donzère	Total	Ab relative	Occurrence
ABL	1	109	98	175	1365	157	397	253	2555	<b>20,8%</b>	8
ANG	0	0	0	0	1	0	0	4	5	0,0%	2
ASP	0	0	0	2	0	0	1	0	3	0,0%	2
BAF	94	727	520	228	23	15	25	32	1664	<b>13,6%</b>	8
BBG	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0,0%	1
BLE	3	13	15	1	0	0	0	0	32	0,3%	4
BLN	0	0	19	0	0	0	1	0	20	0,2%	2
BOU	0	5	28	13	242	4	0	0	292	2,4%	5
BRB	0	1	0	165	285	19	27	29	526	4,3%	6
BRE	1	15	9	0	146	0	1	0	172	1,4%	5
BRO	1	4	3	1	5	0	0	0	14	0,1%	5
CAG	0	0	0	0	41	0	2	2	45	0,4%	3
CCO	0	0	1	2	0	0	0	5	8	0,1%	3
CHA	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0,0%	1
CHE	190	734	891	384	257	25	65	33	2579	<b>21,0%</b>	8
EPI	0	35	1	0	0	0	0	0	36	0,3%	2
GAR	7	43	71	231	399	51	48	38	888	7,2%	8
GOU	73	300	432	51	202	60	107	79	1304	<b>10,6%</b>	8
GRE	0	0	3	0	5	3	9	1	21	0,2%	5
HOT	0	3	22	102	145	29	22	89	412	3,4%	7
IDE	0	0	0	0	31	0	0	2	33	0,3%	2
LOF	6	77	15	23	74	19	14	29	257	2,1%	8
OBR	0	4	0	0	0	0	0	0	4	0,0%	1
PER	5	7	4	2	4	1	0	1	24	0,2%	7
PES	34	0	36	6	92	0	12	0	180	1,5%	5
PSR	0	0	12	29	233	53	21	40	388	3,2%	6
ROT	1	0	1	0	31	0	1	0	34	0,3%	4
SAN	0	8	3	0	0	0	0	0	11	0,1%	2
SIL	11	24	22	1	48	1	6	2	115	0,9%	8
SPI	62	90	39	7	6	9	109	124	446	3,6%	8
TAN	12	10	20	1	8	0	4	1	56	0,5%	7
TRF	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0,0%	1
VAI	5	2	4	12	1	7	0	43	74	0,6%	7
VAN	0	21	15	14	0	0	1	0	51	0,4%	4
<b>Total</b>	506	2237	2287	1450	3644	453	873	807	<b>12257</b>		
Nb espèces	16	23	26	21	23	15	20	19			
% EC	18,8%	38,6%	28,6%	35,8%	42,1%	44,4%	51,0%	46,3%			
% EV	32,0%	40,1%	25,9%	17,8%	2,8%	9,5%	17,1%	22,9%			

**Tableau 4.5** - Espèces dont l'abondance relative dépasse 2% (calcul par Vieux-Rhône) dans les 8 secteurs échantillonnés en 2022. Les valeurs supérieures à 10% sont surlignées en bleu.

Chautagne		Belley		Brégnier-Cordon		Pierre-Bénite		Péage De Roussillon		Baix-Le-Logis-Neuf		Montélimar		Donzère	
Espèces	%age	Espèces	%age	Espèces	%age	Espèces	%age	Espèces	%age	Espèces	%age	Espèces	%age	Espèces	%age
CHE	37,5%	CHE	32,8%	CHE	39,0%	CHE	26,5%	ABL	37,5%	ABL	34,7%	ABL	45,5%	ABL	31,4%
BAF	18,6%	BAF	32,5%	BAF	22,7%	GAR	15,9%	GAR	10,9%	GOU	13,2%	SPI	12,5%	SPI	15,4%
GOU	14,4%	GOU	13,4%	GOU	18,9%	BAF	15,7%	BRB	7,8%	PSR	11,7%	GOU	12,3%	HOT	11,0%
SPI	12,3%	ABL	4,8%	ABL	4,3%	ABL	12,1%	CHE	7,1%	GAR	11,3%	CHE	7,4%	GOU	9,8%
PES	6,7%	SPI	4,0%	GAR	3,1%	BRB	11,4%	BOU	6,6%	HOT	6,4%	GAR	5,5%	VAI	5,3%
TAN	2,4%	LOF	3,4%			HOT	7,0%	PSR	6,4%	CHE	5,5%	BRB	3,1%	PSR	5,0%
SIL	2,2%					GOU	3,5%	GOU	5,5%	BRB	4,2%	BAF	2,9%	GAR	4,7%
						PSR	2,0%	BRE	4,0%	LOF	4,2%	HOT	2,5%	CHE	4,1%
								HOT	4,0%	BAF	3,3%	PSR	2,4%	BAF	4,0%
								PES	2,5%					BRB	3,6%
								LOF	2,0%					LOF	3,6%



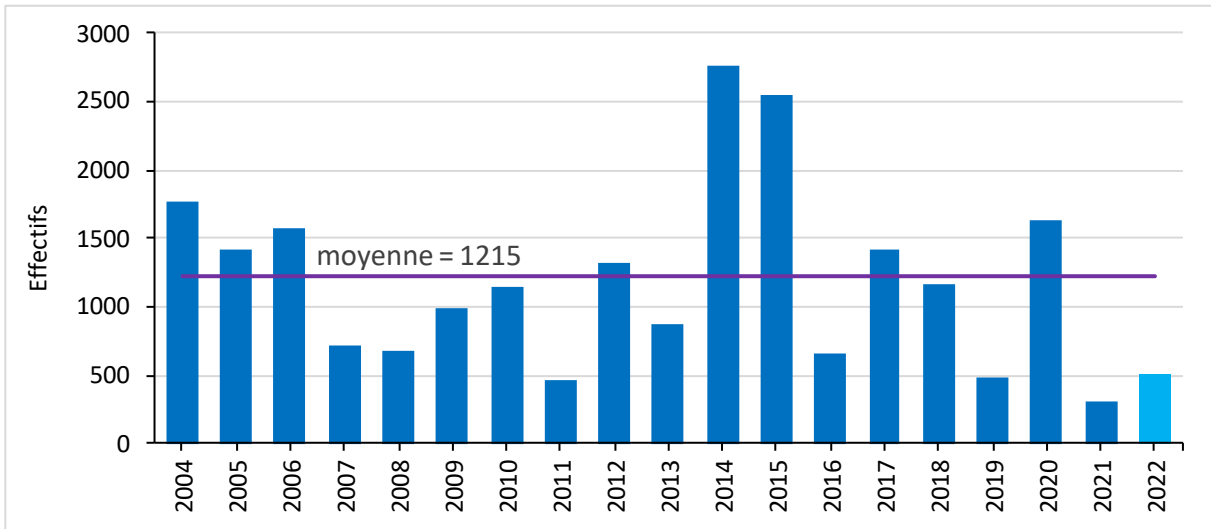
**Figure 4.3** - Occurrence des 34 espèces de poissons échantillonnées dans les Vieux-Rhône en 2022.

Au sein de chaque Vieux-Rhône, le nombre d'espèces dont l'abondance relative excède 10% varie de 2 (Péage-de-Roussillon) à 5 (Pierre-Bénite) (Tableau 4.5).

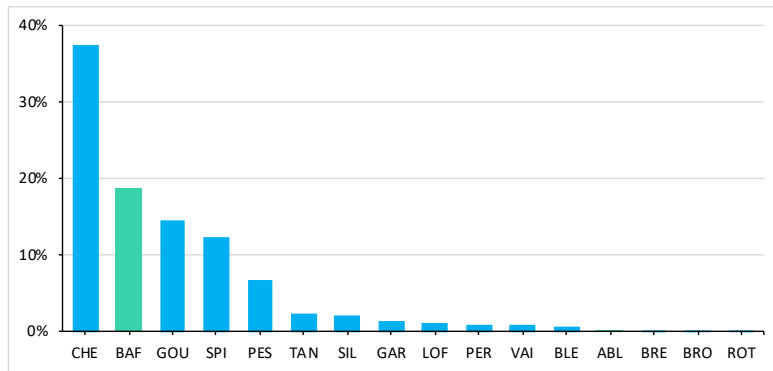
#### 4.3.1. Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon

Dans le **Vieux-Rhône de Chautagne**, 506 individus ont été échantillonnés en 2022. Cet effectif est relativement faible par rapport aux effectifs généralement observés dans ce Vieux-Rhône les années antérieures (moyenne de 1215 individus) (Figure 4.4 et annexe 4.1). Seize espèces ont été recensées, dont le chevaine (37,5% des effectifs soit 190 individus), le barbeau fluviatile (18,6%, soit 94 individus), le goujon (14,4%, soit 73 individus) et le spirilin (12,3%, soit 62 individus) (Figure 4.5). Les abondances relatives de certaines espèces, régulièrement présentes dans les échantillons depuis 2004, comme le vairon (abondance moyenne 17,7%), le gardon (8,3%), la loche franche (7,3%) et l'ablette (5%), ont été extrêmement faibles en 2022 (comprises entre 1,4% et 0,2%, soit moins de 10 individus). Un constat similaire avait déjà été fait en 2021 pour ces mêmes espèces (annexe 4.1).



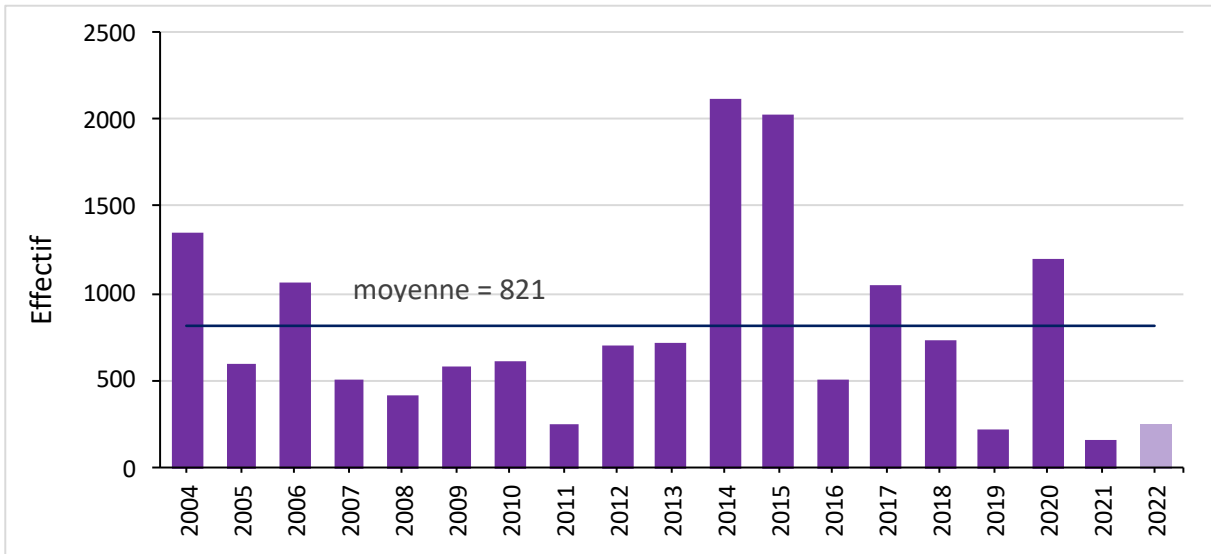


**Figure 4.4** - Effectifs échantillonnés lors des campagnes de pêche post-estivales dans le Vieux-Rhône de Chautagne depuis l’augmentation des débits réservés (période 2004 – 2022, effort d’échantillonnage 100 E.P.A.).

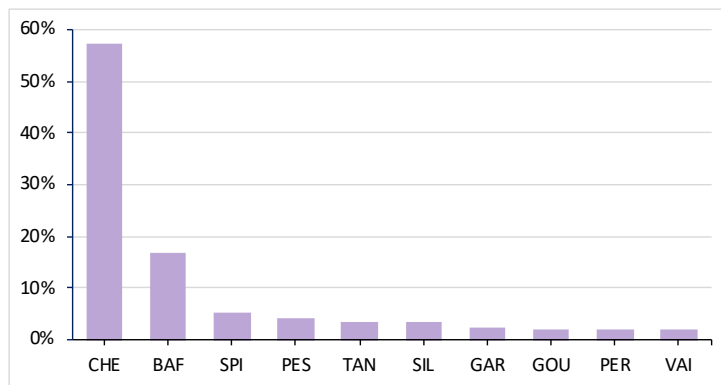


**Figure 4.5** - Abondance relative des différentes espèces échantillonnées dans le Vieux-Rhône de Chautagne en 2022. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante sont représentées en vert.

Seulement 245 juvéniles de l’année (0+) ont été échantillonnés dans le Vieux-Rhône de Chautagne en 2022, soit près de la moitié des effectifs pêchés (48,4%). Cette valeur est parmi les plus faibles depuis augmentation du débit réservé (en moyenne 821 individus, soit 64,6% des effectifs totaux) (Figure 4.6). Les juvéniles de l’année capturés appartenaient majoritairement à trois espèces, le chevine (57,1%), le barbeau fluviatile (16,7%) et le spirilin (5,3%) (Figure 4.7).



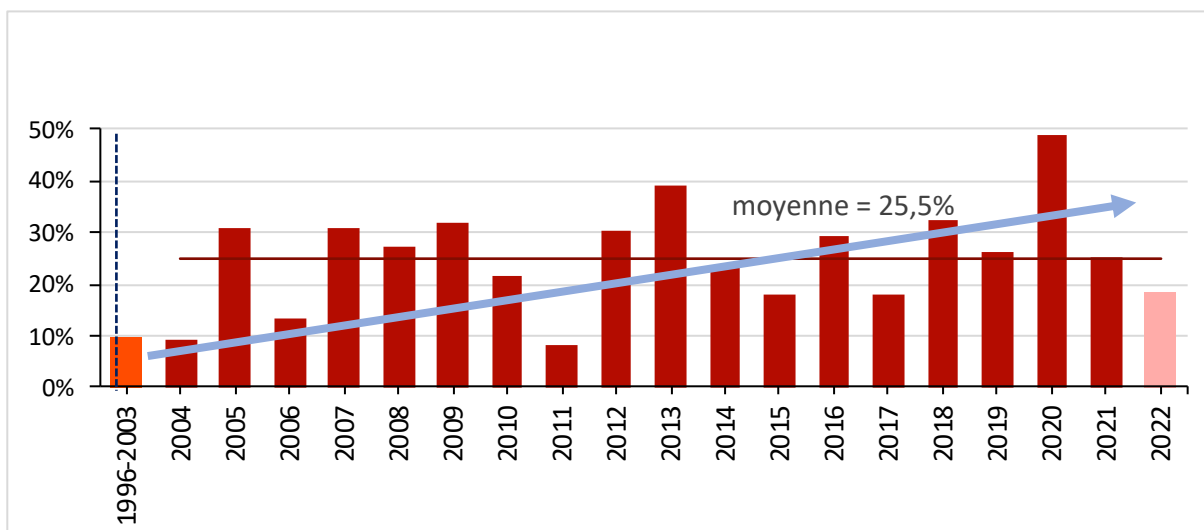
**Figure 4.6** - Effectifs de juvéniles échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Chautagne depuis l’augmentation des débits réservés (période 2004-2022).



**Figure 4.7** - Contribution des différentes espèces aux effectifs de juvéniles de l’année (0+) dans le Vieux-Rhône de Chautagne en 2022.

La proportion des individus appartenant à la guildes des espèces d’eau courante (i.e. les espèces dont les adultes sont fortement inféodés aux habitats courants et profonds) est une métrique qui renseigne sur les modifications de structure de peuplement de poissons consécutives à l’augmentation des débits réservés dans le Rhône. Les cinq espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante sont l’ablette, le barbeau fluviatile, le hotu, l’ombre commun et la vandoise. Dans le Vieux-Rhône de Chautagne, l’évolution post-augmentation du débit réservé de cette métrique montre une forte variabilité inter-annuelle. La valeur moyenne de la proportion d’individus d’espèces d’eau courante après augmentation du débit réservé (période 2004-2022) est de 25,5%. En 2022, la valeur de la proportion d’espèces d’eau courante s’élève à 18,2% (Figure 4.8), c’est principalement le barbeau fluviatile (98,9% des effectifs d’espèces d’eau courante) qui

conditionne la valeur de cette métrique. La contribution de l'ablette (1,1%, soit 1 seul individu) est quasiment nulle. Les trois autres espèces (hotu, ombre commun et vandoise) n'ont pas été échantillonnées en 2022 (Tableaux 4.5 et 4.6).



**Figure 4.8** - Pourcentages d'individus appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (abondance relative des alettes, barbeaux fluviatiles, hotus, ombres communs et vandoises) dans les pêches avant et après augmentation des débits réservés dans le Vieux-Rhône de Chautagne. La ligne pointillée indique la date d'augmentation des débits minimum (juillet 2004).

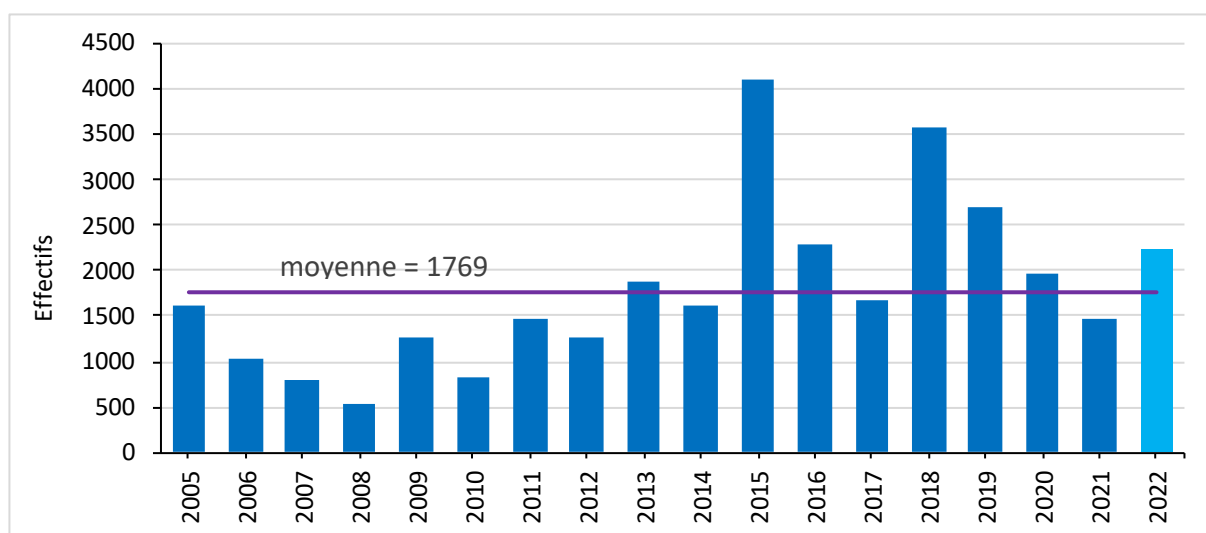
**Tableau 4.5** - Synthèse des résultats acquis dans le Vieux-Rhône de Chautagne depuis l'augmentation des débits réservés en 2004. %EC : proportion d'espèces d'eau courante, les valeurs supérieures à la moyenne sur la période 2004-2022 sont surlignées en vert. L'abondance relative des espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (affectionnant particulièrement les habitats profonds et courants) est indiquée dans les 5 dernières colonnes. La « Moyenne » est calculée sur la période 2004-2022.

Année	Ab. Totale	Nb esp.	%EC	ABL	BAF	HOT	OBR	VAN
2004	1775	20	9,3%	2,0%	4,8%	0,1%	0,5%	1,9%
2005	1409	20	30,9%	17,2%	7,7%	5,7%	0,1%	0,1%
2006	1566	19	13,3%	1,3%	11,1%	0,1%	0,0%	0,8%
2007	707	18	30,7%	20,2%	2,3%	1,1%	1,7%	5,4%
2008	672	19	27,4%	0,6%	19,9%	6,4%	0,3%	0,1%
2009	986	15	31,8%	4,2%	27,0%	0,0%	0,7%	0,0%
2010	1140	20	21,8%	5,1%	16,1%	0,4%	0,0%	0,3%
2011	456	17	8,1%	1,5%	4,6%	0,0%	2,0%	0,0%
2012	1326	19	30,4%	3,6%	26,6%	0,1%	0,0%	0,1%
2013	873	20	39,2%	22,1%	11,9%	5,0%	0,1%	0,0%
2014	2765	23	23,9%	0,7%	23,0%	0,0%	0,1%	0,2%
2015	2545	20	18,0%	2,0%	15,9%	0,0%	0,1%	0,1%
2016	648	14	29,2%	0,9%	27,9%	0,0%	0,2%	0,2%
2017	1412	18	18,2%	0,0%	17,1%	0,0%	0,5%	0,6%
2018	1158	13	32,6%	5,4%	26,9%	0,3%	0,0%	0,0%
2019	482	16	26,1%	1,2%	24,9%	0,0%	0,0%	0,0%
2020	1640	18	48,7%	8,3%	39,1%	0,8%	0,1%	0,4%
2021	310	19	25,2%	1,3%	21,9%	1,0%	0,0%	1,0%
2022	506	16	18,8%	0,2%	18,6%	0,0%	0,0%	0,0%
2004-2022	22376	30	25,6%	4,9%	18,9%	0,9%	0,3%	0,5%
Moyenne	1178	18	25,5%	5,2%	18,3%	1,1%	0,3%	0,6%

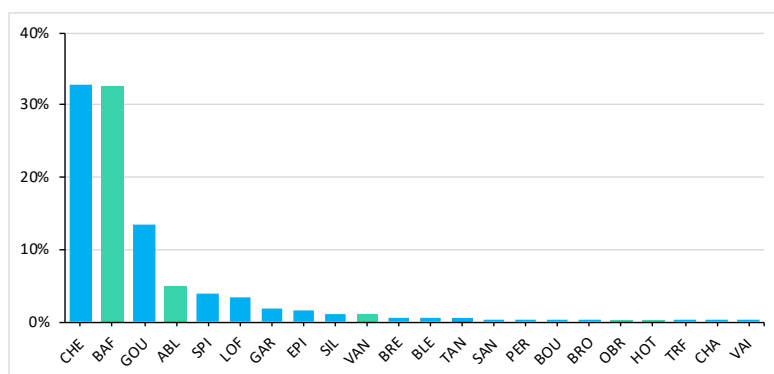
**Tableau 4.6** - Détail de la contribution des différentes espèces de la guildes des espèces d'eau courante aux effectifs enregistrés de 2004 à 2022 dans le Vieux-Rhône de Chautagne. Les valeurs comprises entre 20 et 50% sont surlignées en bleu, les valeurs supérieures à 50% sont surlignées en rouge. La première valeur «2004-2022» est calculée globalement sur la période 2004-2022. La « Moyenne » est la valeur moyenne calculée sur la période 2004-2022.

Année	Effectifs EC	Ab. Rel. ablette	Ab. Rel. barbeau	Ab. Rel. hotu	Ab. Rel. ombre	Ab. Rel. vandoise
2004	165	21,8%	51,5%	0,6%	5,5%	20,6%
2005	435	55,9%	24,8%	18,6%	0,2%	0,5%
2006	209	9,6%	83,3%	1,0%	0,0%	6,2%
2007	217	65,9%	7,4%	3,7%	5,5%	17,5%
2008	184	2,2%	72,8%	23,4%	1,1%	0,5%
2009	314	13,1%	84,7%	0,0%	2,2%	0,0%
2010	249	23,3%	73,5%	2,0%	0,0%	1,2%
2011	37	18,9%	56,8%	0,0%	24,3%	0,0%
2012	403	11,9%	87,6%	0,2%	0,0%	0,2%
2013	342	56,4%	30,4%	12,9%	0,3%	0,0%
2014	662	2,7%	95,9%	0,2%	0,5%	0,8%
2015	459	11,1%	88,0%	0,0%	0,4%	0,4%
2016	189	3,2%	95,8%	0,0%	0,5%	0,5%
2017	257	0,0%	94,2%	0,0%	2,7%	3,1%
2018	378	16,7%	82,3%	1,1%	0,0%	0,0%
2019	126	4,8%	95,2%	0,0%	0,0%	0,0%
2020	799	17,0%	80,2%	1,6%	0,3%	0,9%
2021	78	5,1%	87,2%	3,8%	0,0%	3,8%
2022	95	1,1%	98,9%	0,0%	0,0%	0,0%
2004-2022	5598	19,3%	74,0%	3,7%	1,0%	2,1%
Moyenne	295	17,9%	73,2%	3,6%	2,3%	3,0%

Dans le **Vieux-Rhône de Belley**, 2237 individus ont été échantillonnés en 2022. Cette valeur est légèrement supérieure à la valeur moyenne des effectifs échantillonnés sur la période 2005-2021 (1769 individus) (Figure 4.9 et annexe 4.1). Vingt-trois espèces ont été recensées. Les espèces les plus abondantes sont : le chevine (734 individus, 32,8% des effectifs échantillonnés), le barbeau fluviatile (32,5%, soit 727 individus), le goujon (13,4%, soit 300 individus), l'ablette (4,9%, soit 109 individus), le spirin (4,0%, soit 90 individus), la loche franche (3,4%, soit 77 individus) et le gardon (1,9%, soit 43 individus) (Figure 4.10). Pour ces espèces, les effectifs échantillonnés en 2022 restent similaires à ceux préalablement observés, à l'exception du gardon dont l'abondance relative a fortement chuté en 2022 (il représentait 25,9% des effectifs en 2021, soit 384 individus) (annexe 4.1).

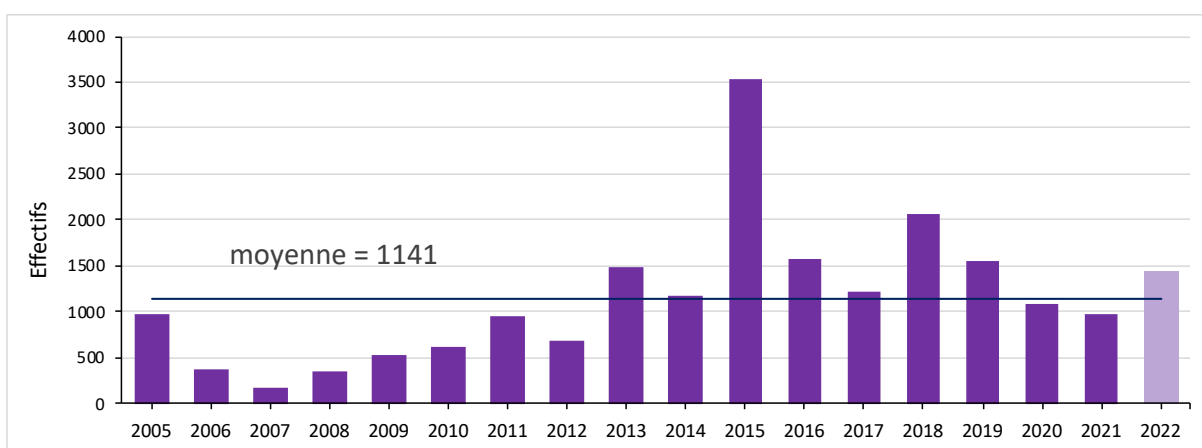


**Figure 4.9** - Effectifs échantillonnés lors des campagnes de pêche post-estivales dans le Vieux-Rhône de Belley depuis augmentation des débits réservés (période 2005 – 2022, effort d'échantillonnage 200 EP.A.).

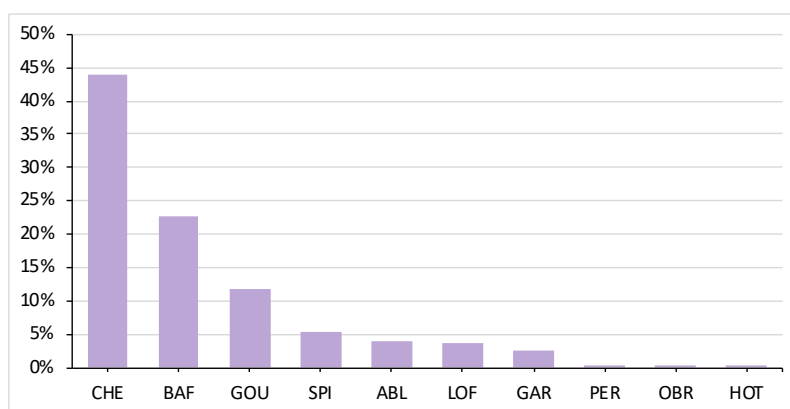


**Figure 4.10** - Abondance relative des différentes espèces échantillonnées dans le Vieux-Rhône de Belley en 2022. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante sont représentées en vert.

En 2022, 65 % des poissons échantillonnés étaient des juvéniles de l'année, cette valeur est légèrement supérieure à la proportion moyenne de juvéniles de l'année du secteur (moyenne sur la période 2005-2021 = 61,2). Le nombre de poissons d'âge 0+ (1454) est proche des effectifs de juvéniles habituellement échantillonnés dans ce secteur (la moyenne sur la période 2005-2021 est de 1141 individus) (Figure 4.11). 44,1% des effectifs de juvéniles de l'année étaient des chevaines, 22,6% des barbeaux fluviatiles, 11,6% des goujons, 5,3% des spirins des effectifs de juvéniles de l'année (Figure 4.12).



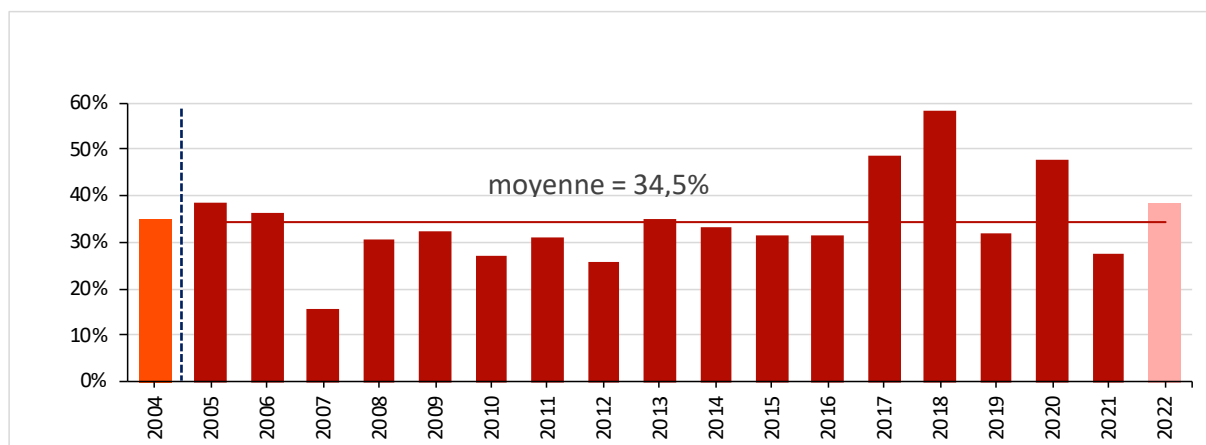
**Figure 4.11** - Effectifs de juvéniles échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Belley depuis l'augmentation des débits réservés (période 2005 – 2022).



**Figure 4.12** - Contribution des différentes espèces aux effectifs de juvéniles de l'année (0+) dans le Vieux-Rhône de Belley en 2022.

Dans le Vieux-Rhône de Belley, la valeur moyenne de la proportion d'individus d'espèces d'eau courante après augmentation du débit réservé (période 2005-2022) est de 34,5%. La valeur de cette métrique est restée proche de la valeur pré-restauration (35%) et est la plus élevée des trois

secteurs du Haut-Rhône. En 2022, la proportion d'espèces d'eau courante a été de 38,6% (Figure 4.13). C'est principalement le barbeau fluviatile (84,1% des effectifs d'espèces d'eau courante) et dans une moindre mesure l'ablette (12,6%) qui contribuent à la valeur de cette métrique. En 2021, la vandoise représentait 22,6% effectifs des espèces d'eau courante, en 2022 elle représentait seulement 2,4%. Les contributions du hotu (0,3%) et de l'ombre commun (0,5%) restent très modestes (Tableaux 4.7 et 4.8).



**Figure 4.13** - Pourcentages d'individus appartenant à la guild des espèces d'eau courante (abondance relative des ablettes, barbeaux fluviatiles, hotus, ombres communs et vandoises) dans les pêches avant et après augmentation des débits réservés dans le Vieux-Rhône de Belley. La ligne pointillée indique la date d'augmentation des débits minimum (juillet 2005).

**Tableau 4.7** - Synthèse des résultats acquis dans le Vieux-Rhône de Belley depuis l'augmentation des débits réservés en 2005. %EC : proportion d'espèces d'eau courante, les valeurs supérieures à la moyenne sur la période 2005-2022 sont surlignées en vert. L'abondance relative des espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (affectionnant particulièrement les habitats profonds et courants) est indiquée dans les 5 dernières colonnes. La « Moyenne » est calculée sur la période 2005-2022.

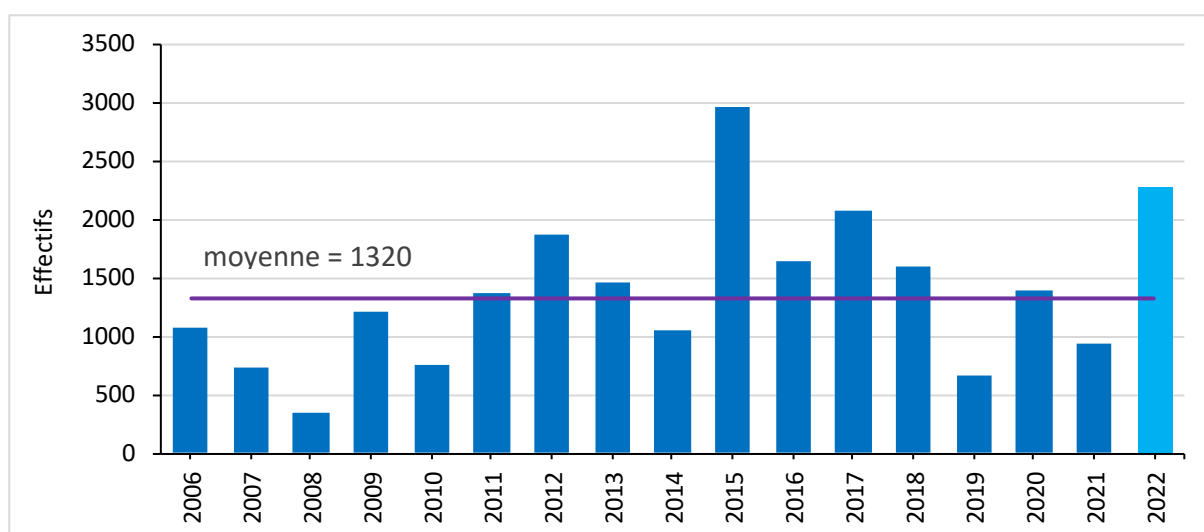
Année	Ab. Totale	Nb esp.	%EC	ABL	BAF	HOT	OBR	VAN
2005	1614	22	38,6%	4,3%	11,0%	9,4%	0,3%	13,7%
2006	1029	21	36,3%	7,7%	16,0%	1,3%	0,0%	11,4%
2007	794	24	15,7%	4,5%	9,1%	1,3%	0,6%	0,3%
2008	543	21	30,8%	1,1%	17,1%	2,4%	1,3%	8,8%
2009	1276	24	32,1%	0,9%	23,5%	0,0%	0,5%	7,2%
2010	839	28	27,2%	2,4%	21,5%	0,6%	1,1%	1,7%
2011	1475	22	30,9%	13,7%	11,7%	0,7%	2,4%	2,4%
2012	1267	26	25,7%	0,3%	19,7%	0,9%	1,7%	3,0%
2013	1873	25	35,2%	1,2%	26,4%	3,0%	0,7%	3,8%
2014	1607	22	33,4%	4,5%	17,6%	0,2%	0,9%	10,1%
2015	4090	23	31,3%	2,6%	27,3%	0,1%	0,5%	0,9%
2016	2271	27	31,3%	0,7%	28,6%	0,5%	0,7%	0,8%
2017	1671	23	48,5%	10,4%	32,1%	2,5%	0,4%	3,1%
2018	3580	24	58,3%	13,7%	27,0%	3,5%	0,6%	13,5%
2019	2695	26	31,9%	6,5%	19,3%	0,3%	0,6%	5,2%
2020	1971	20	47,8%	5,9%	28,6%	0,4%	0,9%	12,1%
2021	1481	22	27,5%	4,7%	14,4%	1,1%	1,1%	6,2%
2022	2237	23	38,6%	4,9%	32,5%	0,1%	0,2%	0,9%
2005-2022	32313	32	36,7%	5,5%	23,1%	1,5%	0,7%	5,8%
Moyenne	1795	24	34,5%	5,0%	21,3%	1,6%	0,8%	5,8%

**Tableau 4.8** - Détail de la contribution des différentes espèces de la guildes des espèces d'eau courante aux effectifs enregistrés de 2005 à 2022 dans le Vieux-Rhône de Belley. Les valeurs comprises entre 20 et 50% sont surlignées en bleu, les valeurs supérieures à 50% sont surlignées en rouge. La première valeur « 2005-2022 » est calculée globalement sur la période 2005-2022. La « Moyenne » est la valeur moyenne calculée sur la période 2005-2022.

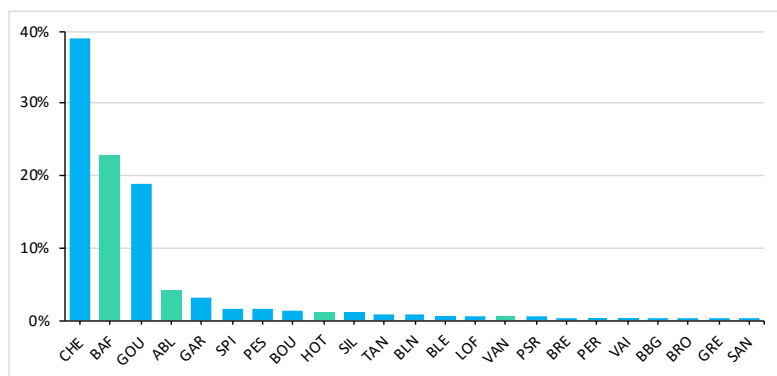
Année	Effectifs EC	Ab. Rel. ablette	Ab. Rel. barbeau	Ab. Rel. hotu	Ab. Rel. ombre	Ab. Rel. vandoise
2005	623	11,1%	28,4%	24,2%	0,8%	35,5%
2006	374	21,1%	44,1%	3,5%	0,0%	31,3%
2007	125	28,8%	57,6%	8,0%	4,0%	1,6%
2008	167	3,6%	55,7%	7,8%	4,2%	28,7%
2009	410	2,9%	73,2%	0,0%	1,5%	22,4%
2010	228	8,8%	78,9%	2,2%	3,9%	6,1%
2011	456	44,3%	37,7%	2,4%	7,7%	7,9%
2012	326	1,2%	76,7%	3,7%	6,7%	11,7%
2013	659	3,5%	75,0%	8,6%	2,1%	10,8%
2014	537	13,4%	52,7%	0,7%	2,8%	30,4%
2015	1281	8,3%	87,0%	0,2%	1,6%	2,9%
2016	710	2,1%	91,4%	1,5%	2,4%	2,5%
2017	811	21,5%	66,1%	5,2%	0,9%	6,4%
2018	2086	23,5%	46,3%	6,0%	1,1%	23,1%
2019	859	20,5%	60,7%	0,9%	1,7%	16,2%
2020	943	12,3%	59,7%	0,7%	1,9%	25,3%
2021	407	17,0%	52,3%	4,2%	3,9%	22,6%
2022	864	12,6%	84,1%	0,3%	0,5%	2,4%
2005-2022	11866	15,0%	63,0%	4,2%	2,0%	15,9%
Moyenne	659	14,2%	62,6%	4,5%	2,6%	16,0%



Dans le **Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon**, 2287 individus ont été échantillonnés en 2022. Cet effectif est le plus élevé après celui de 2015 (2987 individus) depuis l'augmentation des débits réservés en 2006. Il est deux fois supérieur à la moyenne généralement observée entre 2006 et 2021 (1320 individus) (Figure 4.14 et annexe 4.1). Depuis 2006, date de la modification de la valeur du débit réservé entre le barrage de Champagneux et la confluence avec le Guiers, 36 espèces ont été échantillonnées dans ce Vieux-Rhône. Seules 26 espèces ont été recensées en 2022. Les espèces non-échantillonnées sont la truite commune, l'ombre commun, la lamproie de Planer, le chabot, la brème bordelière, l'anguille, le poisson-chat et le carrassin argenté. Le nombre d'espèces moyen observé lors des années précédentes est de 24 espèces. En 2022, les espèces les plus représentées ont été le chevaine (39,0% des effectifs échantillonnés, soit 891 individus), le barbeau fluviatile (22,7%, soit 520 individus) et le goujon (18,9%, soit 432 individus) (Figure 4.15). Pour la majorité de ces espèces, les abondances relatives ont été légèrement supérieures en 2022, par rapport à la moyenne observée depuis 2006. Seule l'abondance relative du spirilin a diminué, elle est passée de 6,9% en 2021 à 1,7% en 2022.

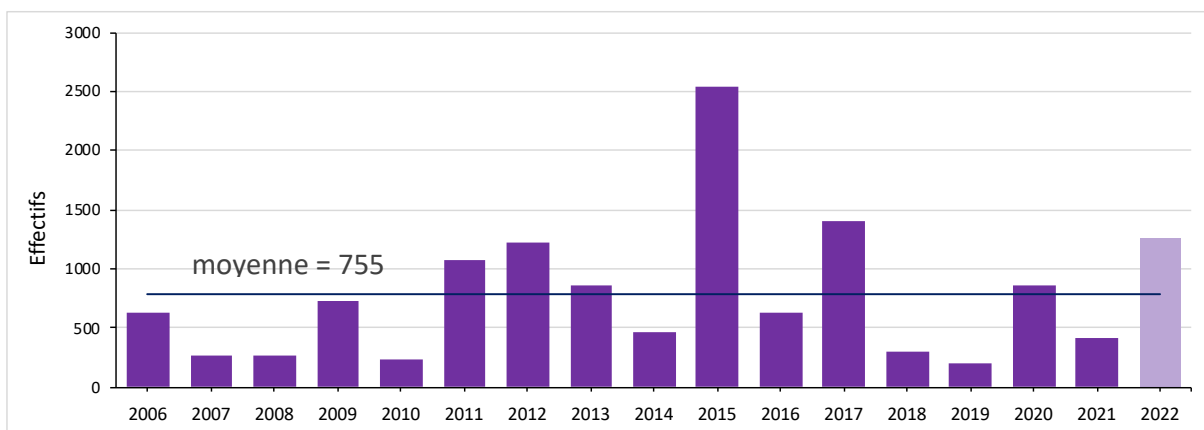


**Figure 4.14** - Effectifs échantillonnés lors des campagnes de pêche post-estivales dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon depuis augmentation des débits réservés (période 2006 – 2022, effort d'échantillonnage 200 EP.A.).

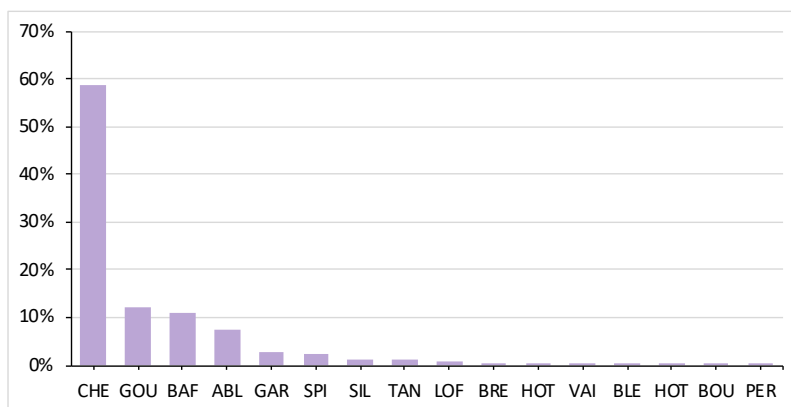


**Figure 4.15** - Abondance relative des différentes espèces échantillonnées dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon en 2022. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante sont représentées en vert.

En 2022, 1251 juvéniles de l’année ont été échantillonnés, cette valeur est supérieure à la moyenne des effectifs de juvéniles échantillonnés sur la période 2006-2021 de 755 individus (figure 4.16). Les juvéniles représentent 54,8% des effectifs totaux pêchés cette année dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon, cette valeur est du même ordre de grandeur que la proportion moyenne de juvéniles de l’année du secteur (53,5%). Le chevine représente 58,7% des effectifs de juvéniles de l’année, le goujon 12,2%, le barbeau fluviatile 11%, l’ablette 7,6%, le gardon et le spirilin aux alentours des 2,5% (figure 4.17).

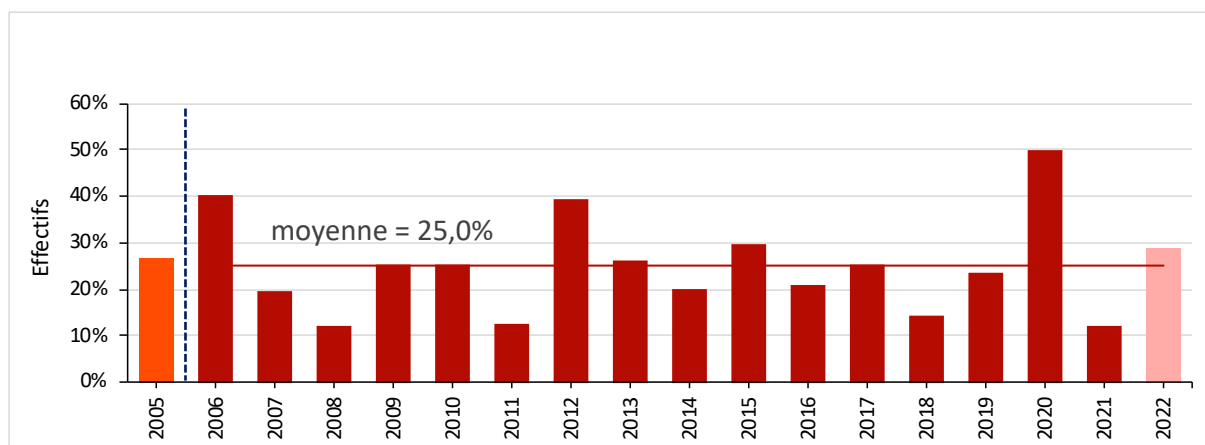


**Figure 4.16** - Effectifs de juvéniles échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon depuis l’augmentation des débits réservés (période 2006 – 2022).



**Figure 4.17** - Contribution des différentes espèces aux effectifs de juvéniles de l'année (0+) dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon en 2022.

Dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon, la valeur moyenne de la proportion d'individus d'espèces d'eau courante après augmentation des débits réservés (période 2006-2022) est de 25,0%. La valeur de cette métrique est restée proche de la valeur pré-restauration (26,4%). En 2022, la proportion d'espèces d'eau courante (28,6%) était légèrement supérieure à la moyenne (Figure 4.18). C'est principalement le barbeau fluviatile (79,4%) et dans une moindre mesure l'ablette (15,0%) qui conditionnent la valeur de cette métrique. Les contributions du hotu (3,4%, soit 22 individus) et de la vandoise (2,3%, soit 15 individus) sont faibles (Tableaux 4.9 et 4.10). Aucun ombre commun n'a été échantillonné sur le secteur de Brégnier-Cordon en 2022.



**Figure 4.18** - Pourcentages d'individus appartenant à la guild des espèces d'eau courante (abondance relative des ablettes, barbeaux fluviatiles, hotus, ombres communs et vandoises) dans les pêches avant et après augmentation des débits réservés dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon. La ligne pointillée indique la date d'augmentation des débits minimum.

**Tableau 4.8** - Synthèse des résultats acquis dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon depuis l'augmentation des débits réservés en 2006. %EC : proportion d'espèces d'eau courante, les valeurs supérieures à la moyenne sur la période 2006-2022 sont surlignées en vert. L'abondance relative des espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (affectionnant particulièrement les habitats profonds et courants) est indiquée dans les 5 dernières colonnes. La « Moyenne » est calculée sur la période 2006-2022.

Année	Ab. Totale	Nb esp.	%EC	ABL	BAF	HOT	OBR	VAN
2006	1084	21	40,4%	16,5%	17,4%	4,3%	0,0%	2,1%
2007	742	24	19,7%	9,2%	4,4%	2,8%	0,0%	3,2%
2008	343	19	12,0%	0,3%	9,9%	0,9%	0,0%	0,9%
2009	1200	22	25,3%	5,2%	17,3%	0,8%	0,0%	2,0%
2010	748	24	25,3%	2,3%	20,1%	1,1%	0,0%	1,9%
2011	1367	24	12,6%	6,5%	3,5%	0,5%	0,0%	2,0%
2012	1863	28	39,5%	9,0%	22,3%	3,1%	0,1%	5,0%
2013	1467	26	26,3%	6,7%	16,4%	2,5%	0,0%	0,7%
2014	1057	24	20,1%	3,9%	11,9%	0,9%	0,2%	3,1%
2015	2967	30	29,7%	4,7%	21,2%	2,9%	0,0%	0,9%
2016	1637	30	21,0%	0,9%	17,4%	0,7%	0,1%	2,0%
2017	2077	28	25,1%	12,2%	9,8%	1,8%	0,1%	1,1%
2018	1599	24	14,4%	0,6%	10,9%	0,4%	0,0%	2,4%
2019	663	19	23,4%	10,4%	10,9%	0,9%	0,0%	1,2%
2020	1381	23	49,7%	4,5%	25,1%	6,3%	0,0%	13,9%
2021	928	22	12,0%	3,1%	7,3%	0,1%	1,2%	0,2%
2022	2287	26	28,6%	4,3%	22,7%	1,0%	0,0%	0,7%
2006-2022	23410	36	26,5%	6,0%	16,0%	2,0%	0,1%	2,5%
Moyenne	1377	24	25,0%	5,9%	14,6%	1,8%	0,1%	2,5%

**Tableau 4.9** - Détail de la contribution des différentes espèces de la guildes des espèces d'eau courante aux effectifs enregistrés de 2006 à 2022 dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon. Les valeurs comprises entre 20 et 50% sont surlignées en bleu, les valeurs supérieures à 50% sont surlignées en rouge. La première valeur «2006-2022» est calculée globalement sur la période 2006-2022. La « Moyenne » est la valeur moyenne calculée sur la période 2006-2022.

Année	Effectifs EC	Ab. Rel. ablette	Ab. Rel. barbeau	Ab. Rel. hotu	Ab. Rel. ombre	Ab. Rel. vandoise
2006	438	40,9%	43,2%	10,7%	0,0%	5,3%
2007	146	46,6%	22,6%	14,4%	0,0%	16,4%
2008	41	2,4%	82,9%	7,3%	0,0%	7,3%
2009	304	20,4%	68,4%	3,3%	0,0%	7,9%
2010	189	9,0%	79,4%	4,2%	0,0%	7,4%
2011	172	51,7%	27,9%	4,1%	0,0%	16,3%
2012	736	22,8%	56,5%	7,9%	0,1%	12,6%
2013	386	25,4%	62,2%	9,6%	0,0%	2,8%
2014	212	19,3%	59,4%	4,7%	0,9%	15,6%
2015	882	15,8%	71,2%	9,8%	0,1%	3,2%
2016	343	4,1%	83,1%	3,2%	0,3%	9,3%
2017	521	48,8%	39,2%	7,3%	0,6%	4,2%
2018	230	4,3%	76,1%	3,0%	0,0%	16,5%
2019	155	44,5%	46,5%	3,9%	0,0%	5,2%
2020	687	9,0%	50,4%	12,7%	0,0%	27,9%
2021	111	26,1%	61,3%	0,9%	9,9%	1,8%
2022	655	15,0%	79,4%	3,4%	0,0%	2,3%
2006-2022	6208	22,5%	60,3%	7,4%	0,3%	9,5%
Moyenne	365	23,9%	59,4%	6,5%	0,7%	9,5%

Dans les trois secteurs du Haut-Rhône, les effectifs totaux échantillonnés en 2022 ont globalement été plus élevés que les années antérieures pour le Vieux-Rhône de Belley et particulièrement pour le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon (2<sup>ème</sup> plus grand effectif de toute la chronique). Ceci contraste avec les résultats obtenus dans le Vieux-Rhône de Chautagne, dont les effectifs échantillonnés en 2022 ont été parmi les plus faibles depuis le relèvement des débits réservés.

Trois espèces ont été particulièrement abondantes dans les échantillons : le chevaine (30-40% des effectifs), le barbeau fluviatile (20-30% des effectifs) et le goujon (10-20% des effectifs). La majorité de ces individus sont des juvéniles de l'année (0+), dont les proportions varient de ~ 50% (Vieux-Rhône de Chautagne et de Brégnier-Cordon) à 65% (Vieux-Rhône de Belley).

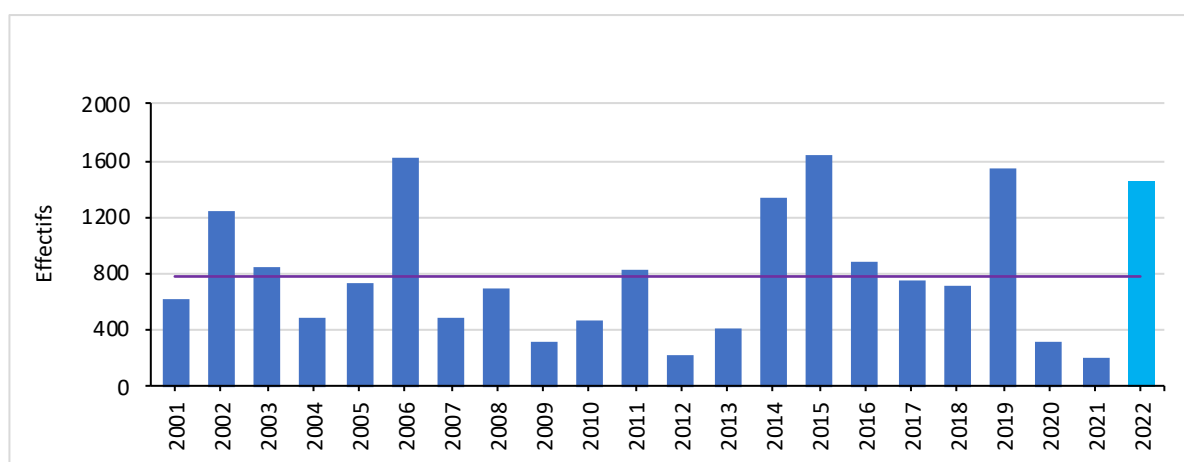
Enfin, la proportion d'individus appartenant à la guildes des espèces d'eau courante est similaire à la proportion moyenne observée depuis augmentation des débits réservés à Belley et à Brégnier-Cordon, mais légèrement inférieure en Chautagne. Dans ces trois secteurs, ce sont majoritairement les effectifs de barbeaux fluviatiles, notamment les juvéniles de l'année, qui conditionnent la valeur de cette métrique.

En 2015, l'hydrologie extrêmement stable à partir de la mi-mai ( $95 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  débits moyens) et les températures de l'eau élevées au printemps sont des facteurs susceptibles d'avoir favorisé le succès de reproduction de certaines espèces à reproduction printanière (chevaine, barbeau fluviatile, gardon, goujon et l'ablette). Les effectifs de juvéniles échantillonnés cette année-là ont été importants, notamment pour le chevaine, le barbeau fluviatile et le gardons. Malgré la configuration hydro-climatique plutôt favorable en 2022 les effectifs échantillonnés n'ont pas été aussi élevés que ceux observés en 2015, excepté pour le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon.

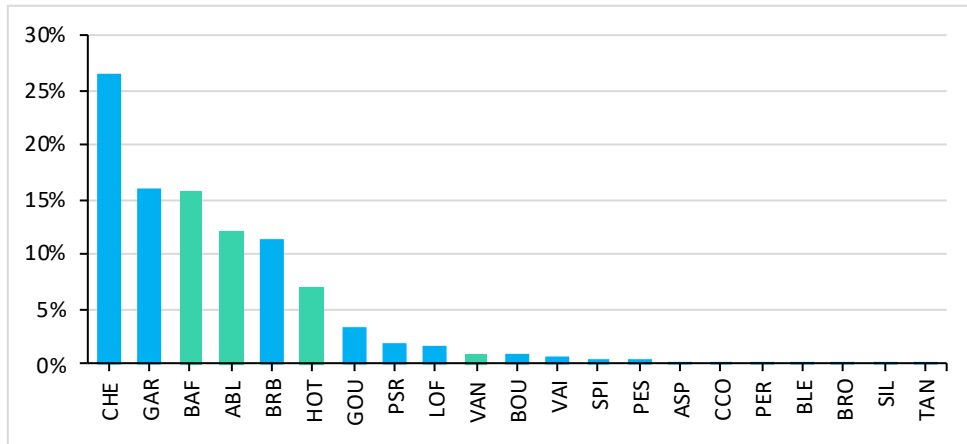
Les températures élevées, associées à de débits relativement bas et stables ont favorisé le développement excessif d'algues (eutrophisation) dans les zones le plus lenticques du fleuve occasionnant potentiellement des périodes de déficit en oxygène dissous dans l'eau.

### 4.3.2. Vieux-Rhône de Pierre-Bénite

Dans le **Vieux-Rhône de Pierre-Bénite**, 1450 individus ont été échantillonnés. Cet effectif est supérieur à la moyenne observée depuis augmentation du débit réservé en 2001 (781 individus) (Figure 4.20). Vingt-et-une espèces ont été recensées, valeur légèrement supérieure à la moyenne de 18 espèces observée sur la période 2001-2021. Pour la première fois, 2 aspes (juvéniles de 4,2 et 4,6 cm), *Leusciscus aspius*, espèce introduite originaire de l'Europe de l'Est (Kottelat & Freyhof, 2007), ont été échantillonnés dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite. Le chevaine (26,5% de effectifs échantillonnés, soit 384 individus), le gardon (15,9%, soit 231 individus), le barbeau fluviatile (15,7%, soit 228 individus), l'ablette (12,1%, soit 175 individus) et la brème bordelière (11,4%, soit 165 individus) ont été les espèces les plus abondantes en 2022 (Figure 4.21). Les abondances relatives des espèces précédemment citées, à l'exception de celle de l'ablette, ont augmenté ou sont restées stables (pour le gardon) en 2022 par rapport aux années antérieures. L'ablette, espèce généralement bien présente dans le secteur de Pierre-Bénite, représente 12,1% des poissons échantillonnés en 2022 contre 38,6% en moyenne (321 individus) sur la période 2001-2021 (annexe 4.2).

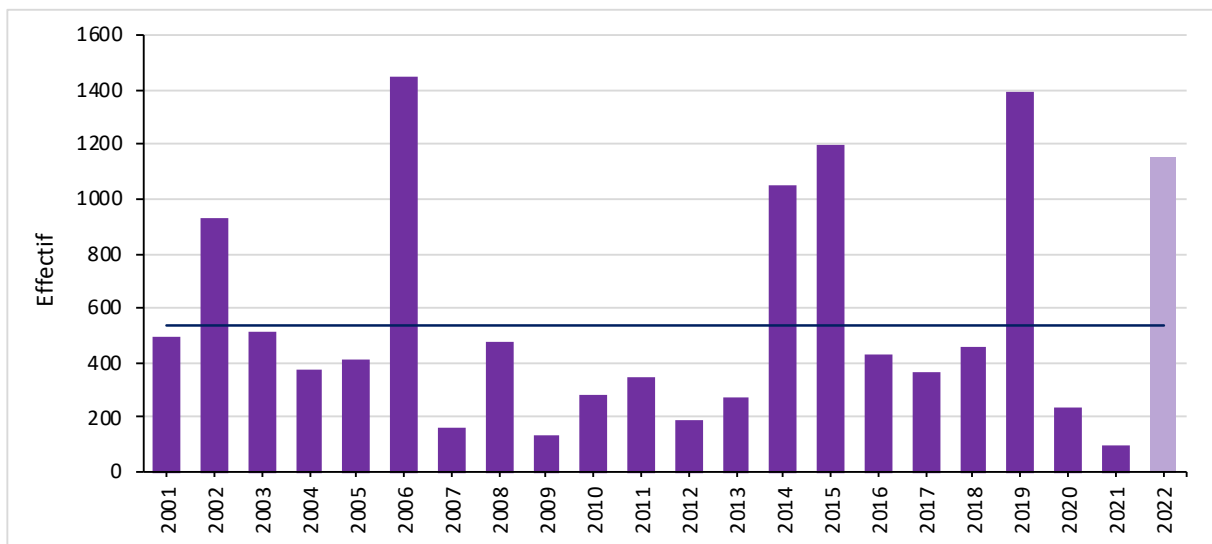


**Figure 4.20** - Effectifs échantillonnés lors des campagnes de pêche post-estivales dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite depuis augmentation des débits réservés (période 2001 – 2022).

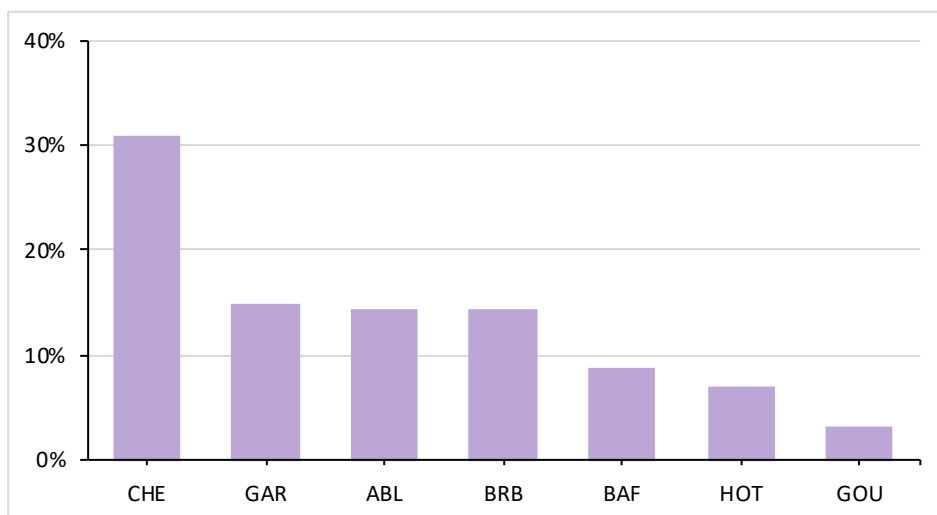


**Figure 4.21** - Abondance relative des différentes espèces échantillonnées dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite en 2022. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante sont représentées en vert.

En 2022, 1155 juvéniles de l’année ont été échantillonnés, ce qui représente 79,7% des poissons capturés, cette valeur est bien supérieure à la proportion moyenne enregistrée sur la période 2001-2021 (68,6%) (Figure 4.22). Les juvéniles de chevaine représentent 26,5% (soit 384 individus) des effectifs de juvéniles de l’année échantillonnés en 2022, les juvéniles de gardon 14,9% (soit 172 individus), les juvéniles d’ablette 14,5% (soit 167 individus), les juvéniles de brème bordelière 14,3% (soit 165 individus), les juvéniles de barbeau fluviatile 8,9% (soit 103 individus), les juvéniles de hotu 7,1% (soit 82 individus) et les juvéniles de goujon 3,3% (soit 38 individus) (Figure 4.23).



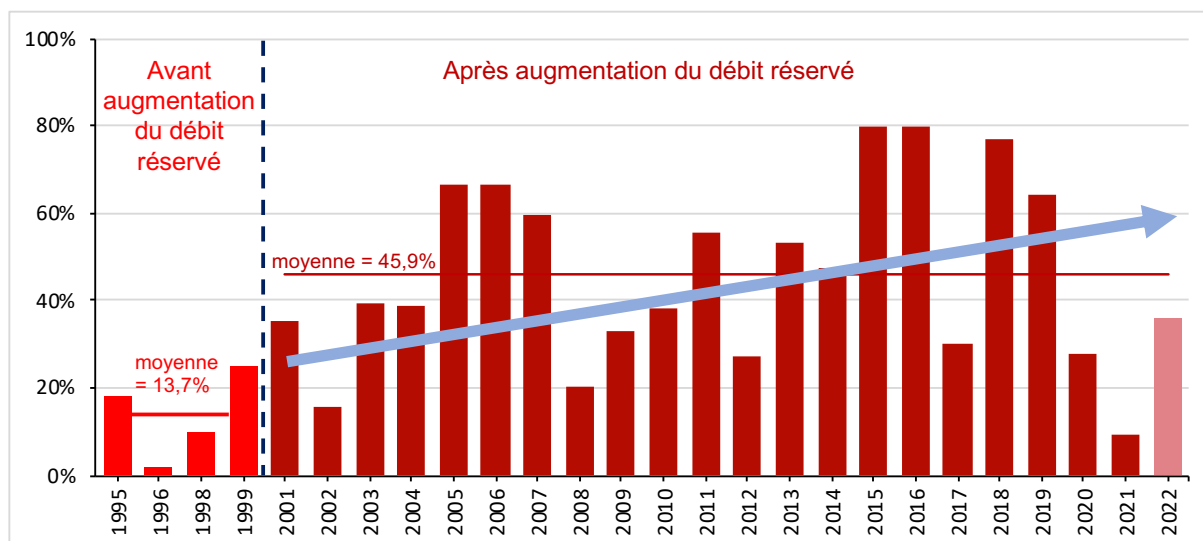
**Figure 4.22** - Effectifs de juvéniles échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite depuis l’augmentation du débit réservé (période 2001 – 2022).



**Figure 4.23** - Contribution des différentes espèces aux effectifs de juvéniles de l'année (0+) dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite en 2022.

Suite au relèvement important du débit minimum en 2000 ( $10-20 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  à  $100 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ), la structure du peuplement a été modifiée (Lamouroux et *al.*, 2006, Lamouroux & Olivier, 2015) avec une augmentation importante de la proportion d'individus appartenant à la guildes des espèces d'eau courante essentiellement due à l'augmentation des proportions d'ablettes, et de manière moins marquée de barbeaux fluviatiles et de hotus. Après une baisse en 2020 (28,0%) puis en 2021 (9,0%), en raison des très faibles effectifs d'ablettes et de barbeaux fluviatiles, la valeur de cette métrique atteint 35,8% en 2022 (proportion moyenne de 45,9% sur la période 2001-2021) (Figure 4.24, Tableaux 4.10 et 4.11). Cette valeur est en lien avec les effectifs importants de barbeaux fluviatiles (228 individus) et d'ablettes (175 individus) dans les pêches de cette année. Le hotu contribue pour une part non négligeable à cette métrique (19,7% des effectifs). La contribution de la vandoise reste relativement faible (2,7%, seulement 14 individus juvéniles) (Tableaux 4.10 et 4.11).





**Figure 4.24** - Pourcentages d'individus appartenant à la guilde des espèces d'eau courante (abondance relative des ablettes, barbeaux fluviatiles, hotus, ombres communs et vandoises) dans les pêches avant et après augmentation du débit réservé dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite. La ligne pointillée indique la date d'augmentation des débits minimum.

**Tableau 4.10** - Synthèse des résultats acquis dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite depuis l'augmentation du débit réservé en 2000. %EC : proportion d'espèces d'eau courante, les valeurs supérieures à la moyenne sur la période 2001-2022 sont surlignées en vert. L'abondance relative des espèces appartenant à la guilde des espèces d'eau courante (affectionnant particulièrement les habitats profonds et courants) est indiquée dans les 4 dernières colonnes. La « Moyenne » est calculée sur la période 2001-2022.

Année	Ab. Totale	Nb esp.	%EC	ABL	BAF	HOT	VAN
2001	613	19	35,2%	25,3%	6,2%	3,8%	0,0%
2002	1237	22	15,7%	10,8%	1,9%	3,1%	0,0%
2003	846	22	39,4%	20,6%	12,3%	4,5%	2,0%
2004	495	23	38,6%	26,3%	7,1%	2,8%	2,4%
2005	735	20	66,5%	63,0%	2,2%	1,1%	0,3%
2006	1617	18	66,6%	62,9%	3,0%	0,7%	0,0%
2007	486	15	59,7%	57,0%	1,6%	0,8%	0,2%
2008	700	21	20,0%	13,7%	4,7%	1,3%	0,3%
2009	322	16	33,2%	18,9%	13,0%	1,2%	0,0%
2010	473	16	38,3%	8,5%	10,4%	17,3%	2,1%
2011	832	20	55,4%	41,0%	3,7%	10,3%	0,4%
2012	216	15	27,3%	20,8%	5,1%	1,4%	0,0%
2013	413	13	53,0%	49,2%	3,6%	0,0%	0,2%
2014	1339	16	47,1%	20,0%	1,3%	25,3%	0,4%
2015	1646	15	79,9%	72,7%	3,9%	2,9%	0,4%
2016	888	16	79,5%	73,4%	3,4%	2,6%	0,1%
2017	745	20	29,9%	21,3%	1,3%	3,9%	3,4%
2018	722	15	76,7%	70,2%	4,4%	1,9%	0,1%
2019	1539	19	64,2%	58,7%	3,8%	0,7%	1,0%
2020	321	16	28,0%	17,4%	7,2%	3,1%	0,3%
2021	211	14	9,0%	6,6%	0,0%	0,9%	1,4%
2022	1450	21	35,8%	12,1%	15,7%	7,0%	1,0%
2001-2022	17846	371	50,4%	39,6%	5,1%	5,0%	0,7%
Moyenne	811	18	45,4%	35,0%	5,3%	4,4%	0,7%

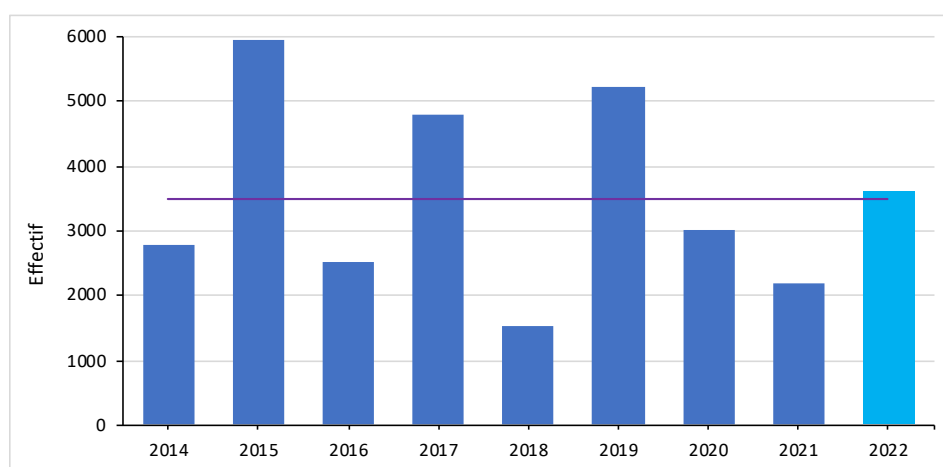
**Tableau 4.11** - Détail de la contribution des différentes espèces de la guildes des espèces d'eau courante aux effectifs enregistrés de 2001 à 2022 dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite. Les valeurs comprises entre 20 et 50% sont surlignées en bleu, les valeurs supérieures à 50% sont surlignées en rouge. La première valeur «2001-2022» est calculée globalement sur la période 2001-2022. La « Moyenne » est la valeur moyenne calculée sur la période 2001-2022.

Année	Ab. Totale	ABL	BAF	HOT	VAN
2001	216	71,8%	17,6%	10,6%	0,0%
2002	194	68,6%	11,9%	19,6%	0,0%
2003	333	52,3%	31,2%	11,4%	5,1%
2004	191	68,1%	18,3%	7,3%	6,3%
2005	489	94,7%	3,3%	1,6%	0,4%
2006	1077	94,4%	4,5%	1,1%	0,0%
2007	290	95,5%	2,8%	1,4%	0,3%
2008	140	68,6%	23,6%	6,4%	1,4%
2009	107	57,0%	39,3%	3,7%	0,0%
2010	181	22,1%	27,1%	45,3%	5,5%
2011	461	74,0%	6,7%	18,7%	0,7%
2012	59	76,3%	18,6%	5,1%	0,0%
2013	219	92,7%	6,8%	0,0%	0,5%
2014	631	42,5%	2,9%	53,7%	1,0%
2015	1315	91,0%	4,9%	3,6%	0,5%
2016	706	92,4%	4,2%	3,3%	0,1%
2017	223	71,3%	4,5%	13,0%	11,2%
2018	554	91,5%	5,8%	2,5%	0,2%
2019	988	91,4%	6,0%	1,1%	1,5%
2020	90	62,2%	25,6%	11,1%	1,1%
2021	19	73,7%	0,0%	10,5%	15,8%
2022	519	33,7%	43,9%	19,7%	2,7%
2001-2022	9002	78,5%	10,2%	10,0%	1,3%
Moyenne	409	72,1%	14,1%	11,4%	2,5%

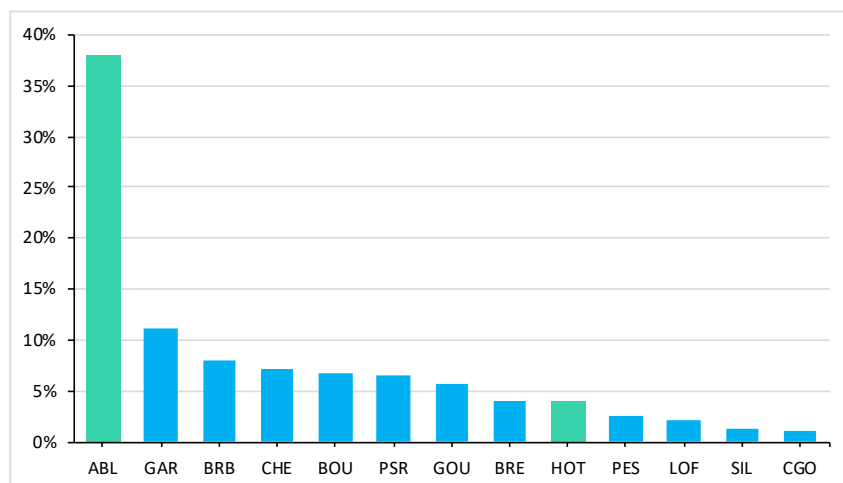
Les effectifs échantillonnés dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite en 2022 ont été relativement élevés. Sur la période 2001-2022, trois espèces ont des abondances relatives supérieures à 10% : l'ablette, le gardon et le chevine. Le peuplement de poissons du Vieux-Rhône de Pierre-Bénite est essentiellement composé d'espèces relativement euryèces. En 2022, les abondances de barbeaux fluviatiles (dont 45% de juvéniles de l'année) et de brèmes bordelières (100% de juvéniles de l'année) ont été particulièrement élevées par rapport aux années antérieures. La proportion de juvéniles de l'année (0+) dans les pêches de 2022 a été très élevée (79,7%). La proportion d'individus appartenant à la guildes des espèces d'eau courante, faible ces deux dernières années, a augmenté en 2022 (35,8%) et ce en lien avec des effectifs conséquents de barbeaux fluviatiles, d'ablettes et de hotus.

### 4.3.3. Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon

Le suivi du peuplement de poissons en lien avec la restauration hydraulique et écologique du Rhône a débuté en 2007. Dans ce Vieux-Rhône, 3600 individus ont été échantillonnés en 2022. Cette valeur est équivalente à la valeur moyenne des effectifs échantillonnés sur la période 2014-2021 (3501 individus) (Figure 4.25). Vingt-deux espèces ont été recensées, ce qui est conforme à la moyenne observée les années précédentes (22 espèces). Les espèces les plus représentées sont l’ablette (37,9% des effectifs échantillonnés, soit 1365 individus), le gardon (11,1%, soit 399 individus), la brème bordelière (7,9%, soit 285 individus), le chevaine (7,1%, soit 257 individus), la bouvière (6,7%, soit 242 individus), le goujon asiatique (6,5%, soit 233 individus), le goujon (5,6%, soit 202 individus), le hotu et la brème commune (4%, soit 145 individus) (Figure 4.26). En 2022, les effectifs d’ablettes pêchés sont élevés, leur abondance relative est plus élevée que la moyenne observée depuis 2014. Pour les autres espèces, les effectifs échantillonnés en 2022 sont restés du même ordre de grandeur que ceux des années précédentes (annexe 4.3).

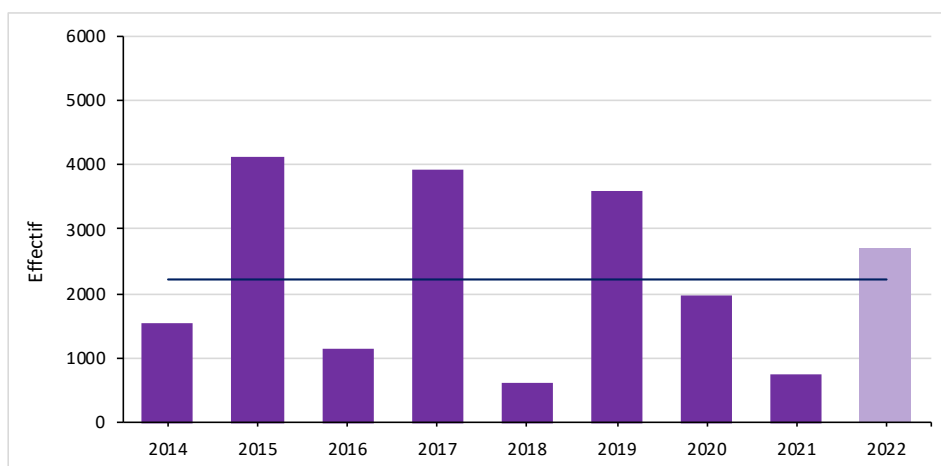


**Figure 4.25** - Effectifs échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon depuis augmentation des débits réservés (période 2014 – 2022). La ligne horizontale représente la valeur de la moyenne sur la période (3501 ind.).

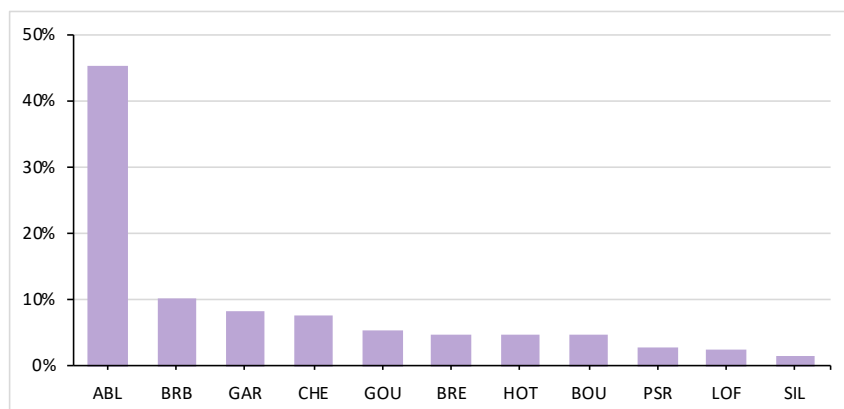


**Figure 4.26** - Abondance relative des différentes espèces échantillonnées dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon en 2022. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante sont représentées en vert.

En 2022, 2714 juvéniles de l'année ont été échantillonnés, c'est une valeur légèrement supérieure à la moyenne observée sur la période 2014-2021 (Figure 4.27). Cette année, 75,4% des poissons pêchés étaient des juvéniles de l'année (la moyenne sur la période 2014-2021 est de 57,7%). L'ablette représente 45,3% des effectifs de juvéniles de l'année, la brème bordelière 10,2%, le gardon 8,2%, le chevine 7,7%, le goujon 5,5%, la brème bordelière, le hotu et la bouvière ~ 5% (Figure 4.28).

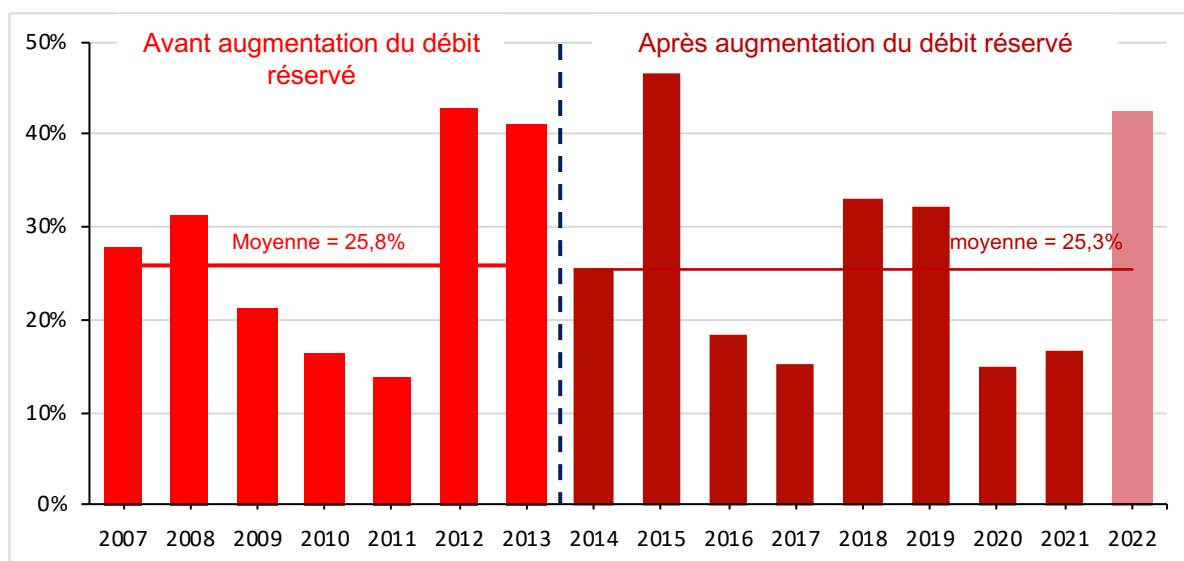


**Figure 4.27** : Effectifs de juvéniles échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon depuis l'augmentation des débits réservés (période 2014 – 2022). La ligne horizontale représente la valeur de la moyenne sur la période (2211 ind.).



**Figure 4.28** - Contribution des différentes espèces aux effectifs de juvéniles de l'année (0+) dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon en 2022.

La valeur moyenne de la proportion d'individus appartenant à la guildes des espèces d'eau courante après augmentation du débit réservé (période 2014-2022) est de 25,3%. La valeur de cette métrique est restée très proche de la valeur pré-restauration (27,8%). En 2022, la proportion d'individus appartenant à des espèces d'eau courante est de 42,6%, valeur nettement supérieure à la moyenne observée sur la période 2014-2021 (25,3%) (Figure 4.29). Les effectifs d'ablettes contribuent largement à la valeur de cette métrique (89,0%). La contribution du hotu (9,5%) n'est pas négligeable, celle du barbeau fluviatile (1,5%) est relativement modeste (Tableaux 4.12 et 4.13).



**Figure 4.29** - Pourcentages d'individus appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (abondance relative des ablettes, barbeaux fluviatiles, hotus et vandoises) dans les pêches avant et après augmentation du débit réservé dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon. La ligne pointillée indique la date d'augmentation des

débits minimum. Les valeurs pré-augmentation du débit réservé sont indiquées en rouge clair, les valeurs post-augmentation du débit réservé sont indiquées en rouge foncé.

**Tableau 4.12** - Synthèse des résultats acquis dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon depuis 2007. %EC : proportion d'espèces d'eau courante, les valeurs supérieures à la moyenne sur la période 2007-2013 et 2014-2022 sont surlignées en bleu. L'abondance relative des espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (affectionnant particulièrement les habitats profonds et courants) est indiquée dans les 4 dernières colonnes. Les valeurs « 2007-2013 » et « 2014-2022 » sont les moyennes calculées sur les deux périodes indiquées.

Année	Ab. Totale	Nb esp.	%EC	Ab. Rel. alette	Ab. Rel. barbeau	Ab. Rel. hotu	Ab. Rel. vandoise
2007	1338	16	28,0%	25,8%	1,0%	1,1%	0,0%
2008	1724	20	31,4%	29,9%	1,3%	0,2%	0,0%
2009	3025	25	21,1%	18,2%	0,1%	2,7%	0,0%
2010	1397	23	16,4%	13,3%	0,8%	2,3%	0,0%
2011	1843	25	13,6%	12,4%	0,3%	0,9%	0,0%
2012	1287	21	42,7%	30,5%	2,6%	9,6%	0,0%
2013	2197	20	41,2%	39,4%	1,5%	0,3%	0,0%
2007-2013	12811	21	27,8%	24,2%	1,1%	2,4%	0,0%
2014	2802	23	25,4%	22,2%	0,2%	2,9%	0,0%
2015	5946	23	46,6%	43,6%	1,2%	1,7%	0,0%
2016	2506	19	18,2%	16,4%	1,8%	0,1%	0,0%
2017	4810	23	15,2%	14,1%	0,3%	0,7%	0,0%
2018	1522	19	33,0%	32,1%	0,3%	0,5%	0,2%
2019	5228	22	32,3%	29,8%	0,1%	2,4%	0,0%
2020	3021	21	15,0%	10,6%	0,5%	3,8%	0,2%
2021	2188	22	16,6%	14,7%	0,2%	1,7%	0,0%
2022	3600	22	42,6%	37,9%	0,6%	4,0%	0,0%
2014-2022	31623	22	27,2%	24,6%	0,6%	2,0%	0,0%

**Tableau 4.13** - Détail de la contribution des différentes espèces de la guildes des espèces d'eau courante aux effectifs enregistrés de 2007 à 2022 dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon. Les valeurs comprises entre 20 et 50% sont surlignées en bleu, les valeurs supérieures à 50% sont surlignées en orange. Les valeurs « 2007-2013 » et « 2014-2022 » sont les moyennes calculées sur les deux périodes indiquées.

Année	Effectifs EC	Ab. Rel. ablette	Ab. Rel. barbeau	Ab. Rel. hotu	Ab. Rel. vandoise
2007	374	92,2%	3,7%	4,0%	0,0%
2008	541	95,2%	4,3%	0,6%	0,0%
2009	638	86,2%	0,6%	13,0%	0,2%
2010	229	81,2%	4,8%	14,0%	0,0%
2011	251	91,2%	2,0%	6,8%	0,0%
2012	550	71,5%	6,2%	22,4%	0,0%
2013	905	95,7%	3,5%	0,8%	0,0%
2007-2013	498	87,6%	3,6%	8,8%	0,0%
2014	711	87,6%	0,8%	11,5%	0,0%
2015	2768	93,6%	2,6%	3,8%	0,1%
2016	457	89,9%	9,6%	0,4%	0,0%
2017	731	92,7%	2,1%	4,9%	0,3%
2018	503	97,0%	1,0%	1,4%	0,6%
2019	1688	92,4%	0,2%	7,4%	0,0%
2020	453	70,4%	3,1%	25,4%	1,1%
2021	364	88,5%	1,1%	10,4%	0,0%
2022	1533	89,0%	1,5%	9,5%	0,0%
2014-2022	1023	89,0%	2,4%	8,3%	0,2%

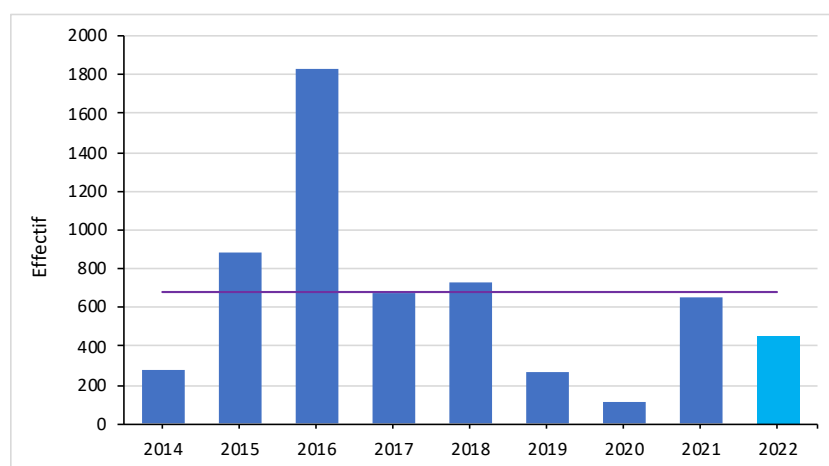
Les effectifs échantillonnés dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon en 2022, sont du même ordre de grandeur que la valeur moyenne des effectifs échantillonnés dans ce secteur depuis 2014. La proportion de juvéniles de l'année (0+) dans les pêches de 2022 a été élevée (75,4%). La proportion d'espèces d'eau courante, plus faible en 2020 et 2021, a été élevée en 2022 (42,6%) en lien avec des effectifs importants d'ablettes (espèce majoritaire dans le Vieux-Rhône). Le débit réservé a été modifié en 2014, les effets attendus de cette mesure de restauration (augmentation de la proportion d'individus appartenant à la guildes des espèces d'eau courante, essentiellement ablette, barbeau fluviatile et hotu dans ce Vieux-Rhône) ne sont pas visibles depuis 2014. Seules les abondances relatives d'ablettes sont importantes, comme cela était déjà le cas avant changement du débit réservé. Cette espèce se reproduit plusieurs fois au cours de la saison printanière estivale, elle peut utiliser des supports de ponte minéraux (graviers, galets) ou végétaux (branches immergées), habitats de reproduction très présents dans le Vieux-Rhône. Les valeurs élevées de débit réservé au printemps rendent le radier d'Arcoules (partie amont du Vieux-Rhône) moins accessible au moment du frai des barbeaux fluviatiles et des hotus (espèces

rhéophiles et lithophiles). En revanche, le démantèlement des endiguements Girardon de l'île de Graviers associé à la recharge sédimentaire et aux processus d'érosion-dépôt de ces sédiments ont recréé des zones potentiellement utilisables pour le frai de ces 2 espèces. De plus, la présence du seuil de Peyraud induit un ralentissement des vitesses d'écoulement en amont qui limite l'impact de l'augmentation du débit réservé sur les vitesses d'écoulement moyennes.

#### 4.3.4. Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf

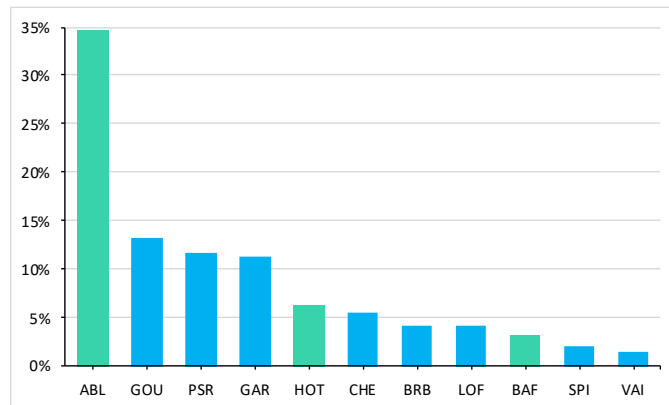
Le suivi du peuplement piscicole du Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf a débuté en 2010.

Dans le **Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf**, 453 individus ont été échantillonnés en 2022. Cette valeur est parmi les plus faibles de toute la chronique, et inférieure à la valeur moyenne des effectifs échantillonnés sur ce secteur sur la période 2014-2021 (676 individus) (Figure 4.30). Quinze espèces ont été recensées, ce qui est conforme à la valeur moyenne observée les années précédentes (17 espèces). Les espèces les plus représentées sont l'ablette (34,7% des effectifs échantillonnés, soit 157 individus), le goujon (13,2%, soit 60 individus), le goujon asiatique (11,7%, soit 53 individus) et le gardon (11,3%, soit 51 individus) (Figure 4.31). Pour ces espèces, les effectifs échantillonnés restent conformes à ceux préalablement observés, à l'exception du goujon asiatique dont l'abondance relative a augmenté en 2022 (son abondance moyenne est passée de 2,7% sur la période 2014-2021 à 11,7% en 2022) (annexe 4.4).



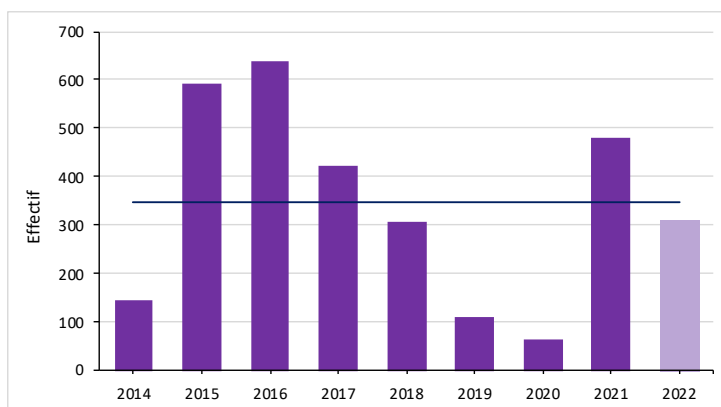
**Figure 4.30** - Effectifs échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf depuis l'augmentation des débits réservés (période 2014 – 2022). La ligne horizontale représente la valeur moyenne (676 ind.).



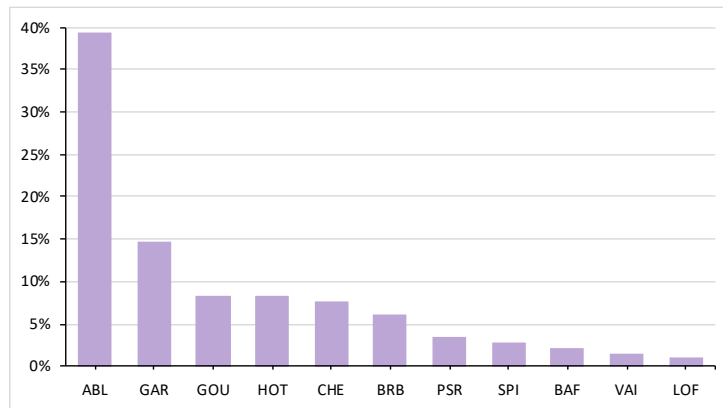


**Figure 4.31** - Abondance relative des différentes espèces échantillonnées dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf en 2022. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante sont représentées en vert.

En 2022, 312 juvéniles de l'année ont été échantillonnés dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf, cette valeur est conforme à la moyenne de juvéniles pêchés dans ce secteur sur la période 2014-2021 (346 individus) (Figure 4.32). Cette année, les juvéniles représentent une proportion importante, soit 68,9% des effectifs totaux pêchés (la moyenne sur la période 2014-2021 est de 54,1%). L'ablette représente 39,4% des effectifs de juvéniles de l'année, le gardon 14,7%, le goujon 8,3%, le hotu 8,3%, le chevaine 7,7% et enfin la brème bordelière 6,1% (Figure 4.33).

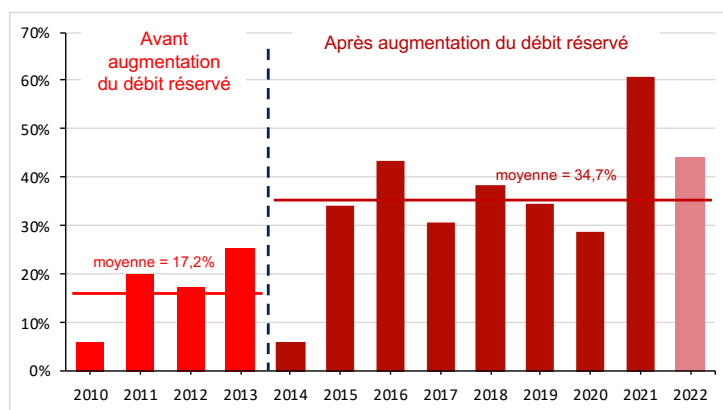


**Figure 4.32** - Effectifs de juvéniles échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf depuis l'augmentation des débits réservés (période 2014 – 2022). La ligne horizontale représente la valeur moyenne (346 ind.).



**Figure 4.33** - Contribution des différentes espèces aux effectifs de juvéniles de l'année (0+) dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf en 2022.

Depuis l'augmentation importante du débit réservé au 1<sup>er</sup> janvier 2014 (passage de 10-20 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> à 74,5 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), la valeur moyenne de la proportion des effectifs d'espèces d'eau courante a nettement augmenté. Elle est passée d'une valeur moyenne de 17,2% avant augmentation du débit minimum à une valeur moyenne de 34,7% après augmentation du débit minimum. En 2022, la valeur de cette métrique a été de 44,4% (Figure 4.34). Dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf, la valeur de cette métrique dépend principalement des effectifs d'ablettes (72,1% des effectifs d'espèce d'eau courante) et du succès de reproduction de cette espèce, relativement élevé cette année. Les autres espèces de la guilda, barbeau fluviatile et hotu, contribuent dans une moindre mesure à cette métrique (8,7% et 19,2% des effectifs d'espèces d'eau courante) (Tableaux 4.15 et 4.16).



**Figure 4.34** - Pourcentages d'individus appartenant à la guilda des espèces d'eau courante (abondance relative des alettes, barbeaux fluviatiles, hotus et vandoises) dans les pêches avant et après augmentation du débit réservé dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf. La ligne pointillée indique la date d'augmentation des débits minimum.

**Tableau 4.14** - Synthèse des résultats acquis dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf depuis 2010. %EC : proportion d'espèces d'eau courante, les valeurs supérieures à la moyenne sur la période 2010-2013 et 2014-2022 sont surlignées en bleu. L'abondance relative des espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (affectionnant particulièrement les habitats profonds et courants) est indiquée dans les 3 dernières colonnes. Les valeurs « 2010-2013 » et « 2014-2022 » sont les moyennes calculées sur les deux périodes indiquées.

Année	Ab. Totale	Nb esp.	%EC	Ab. Rel. ABL	Ab. Rel. BAF	Ab. Rel. HOT
2010	672	19	6,1%	2,1%	1,8%	2,2%
2011	1102	22	20,0%	9,1%	0,7%	10,2%
2012	467	14	17,3%	7,7%	4,9%	4,7%
2013	759	19	25,3%	16,6%	5,8%	2,9%
2010-2013	4152	19	17,2%	8,9%	3,3%	5,0%
2014	273	17	6,2%	4,4%	0,4%	1,5%
2015	879	15	34,4%	25,6%	7,7%	1,0%
2016	1826	18	43,4%	39,3%	3,3%	0,8%
2017	669	17	30,6%	24,5%	2,7%	3,4%
2018	729	18	38,4%	30,0%	1,2%	7,1%
2019	265	17	34,7%	20,8%	4,9%	9,1%
2020	114	14	28,9%	14,9%	0,9%	13,2%
2021	656	19	60,7%	39,6%	3,7%	17,4%
2022	453	15	44,4%	34,7%	3,3%	6,4%
2014-2022	5864	17	35,7%	26,0%	3,1%	6,6%

**Tableau 4.15** - Détail de la contribution des différentes espèces de la guildes des espèces d'eau courante aux effectifs enregistrés de 2010 à 2022 dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf. Les valeurs comprises entre 20 et 50% sont surlignées en bleu, les valeurs supérieures à 50% sont surlignées en orange. Les valeurs « 2010-2013 » et « 2014-2022 » sont les moyennes calculées sur les deux périodes indiquées.

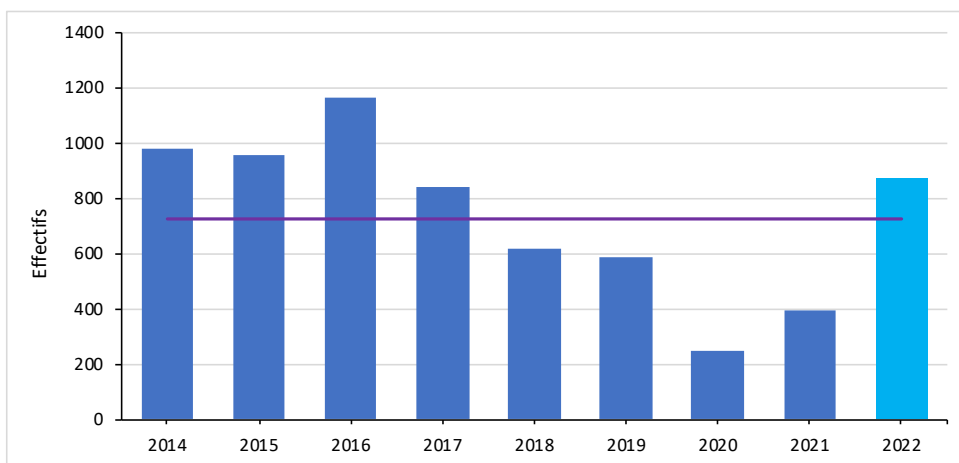
Année	Effectifs EC	Ab. Rel. ABL	Ab. Rel. BAF	Ab. Rel. HOT
2010	41	34,1%	29,3%	36,6%
2011	220	45,5%	3,6%	50,9%
2012	81	44,4%	28,4%	27,2%
2013	192	65,6%	22,9%	11,5%
2010-2013	134	47,4%	21,1%	31,5%
2014	17	70,6%	5,9%	23,5%
2015	302	74,5%	22,5%	3,0%
2016	792	90,7%	7,6%	1,8%
2017	205	80,0%	8,8%	11,2%
2018	280	78,2%	3,2%	18,6%
2019	92	59,8%	14,1%	26,1%
2020	33	51,5%	3,0%	45,5%
2021	398	65,3%	6,0%	28,6%
2021	201	78,1%	7,5%	14,4%
2014-2022	258	72,1%	8,7%	19,2%

Les effectifs échantillonnés dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf en 2022 ont été relativement faibles. Néanmoins, la proportion de juvéniles de l'année (0+) (68,9%) et la proportion d'individus appartenant aux espèces d'eau courante (44,4%) dans les pêches de 2022 ont été élevées, en lien avec des effectifs conséquents d'ablettes. L'abondance relative du hotu, en augmentation depuis 2019, a légèrement baissé en 2022 (14,4%). L'augmentation du débit réservé dans le Vieux-Rhône de Baix étant récente (2014), il est nécessaire de disposer de données sur une période suffisamment longue pour confirmer un effet durable de l'augmentation du débit réservé sur les populations d'espèces d'eau courante, notamment le hotu. Des réinjections sédimentaires ont eu lieu dans le Vieux-Rhône de Baix en début d'année 2021 et pourraient augmenter la diversité d'habitats disponibles.

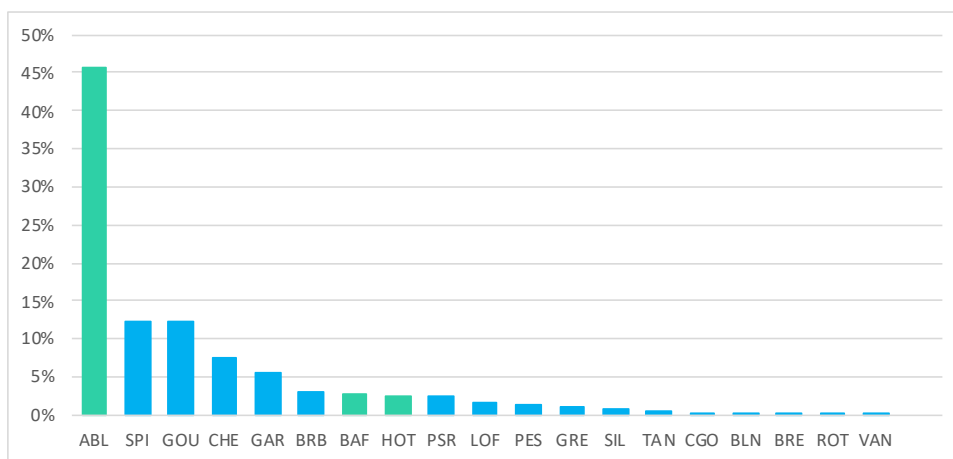
#### 4.3.5. Vieux-Rhône de Montélimar

Le suivi du peuplement de poissons du Vieux-Rhône de Montélimar a débuté en 2006. Entre 2006 et 2022, 30 espèces de poissons ont été échantillonnées (annexe 4.5).

En 2022, 871 individus ont été échantillonnés. Cet effectif est légèrement supérieur à la valeur moyenne observée dans ce Vieux-Rhône (724 individus) depuis l'augmentation des débits réservés en 2014 (Figure 4.35). Dix-neuf espèces ont été recensées ce qui est conforme à la valeur moyenne observée les années précédentes (17 espèces). Les espèces les plus représentées sont l'ablette (45,6% des effectifs échantillonnés, soit 397 individus), le spirilin (12,4%, soit 108 individus), le goujon (12,3%, soit 107 individus), le chevaine (7,5%, soit 65 individus), le gardon (5,5%, soit 48 individus) (Figure 4.36). Les abondances relatives de l'ablette et du spirilin ont augmenté en 2022 par rapport à la moyenne observée sur la période 2014-2021 (39,6% et 5,4% respectivement). Celle du hotu a fortement diminué, passant de 30% (119 individus) en 2021 à 2,5% (22 individus) en 2022 (Figure 4.36 et annexe 4.5).

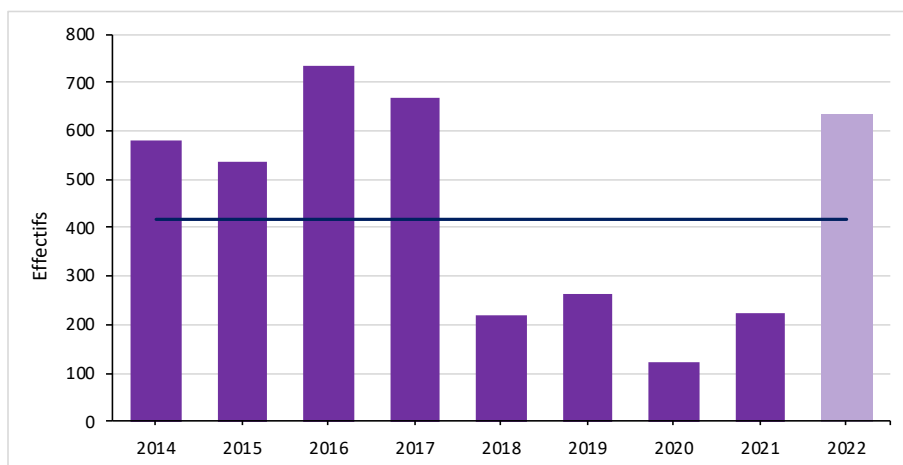


**Figure 4.35** - Effectifs échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Montélimar depuis augmentation des débits réservés (période 2014 – 2022). La ligne horizontale représente la valeur moyenne (724 ind.).

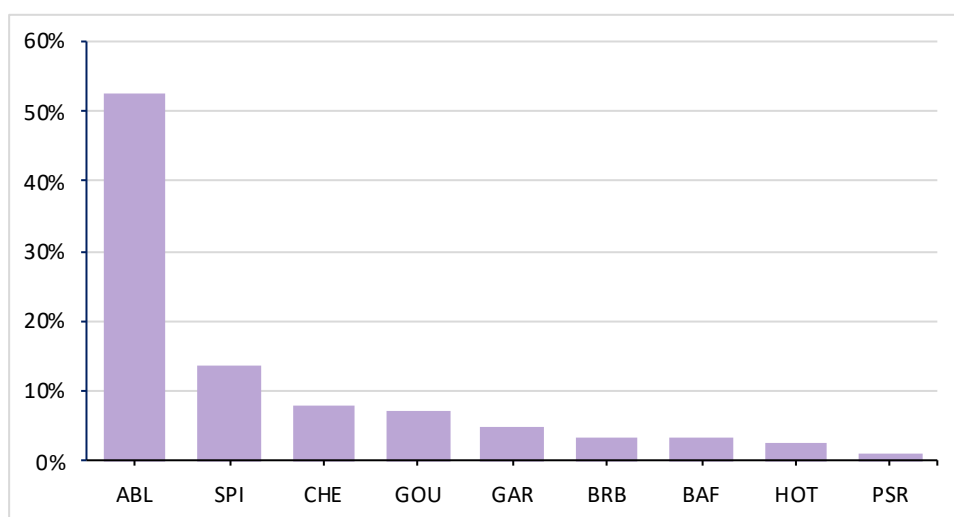


**Figure 4.36** - Abondance relative des différentes espèces échantillonnées dans le Vieux-Rhône de Montélimar en 2022. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante sont représentées en vert.

Les juvéniles de l’année représentent 72,4% des effectifs échantillonnés en 2022, soit un total de 631 individus. Cet effectif est largement supérieur à ceux observés au cours des quatre dernières années (2018 à 2021) (Figure 4.37). L’ablette représente 47,8% des juvéniles de l’année, le spirilin 13,5%, le chevaine 8,1%, le goujon 7,3% et le gardon 4,9% (Figure 4.38).



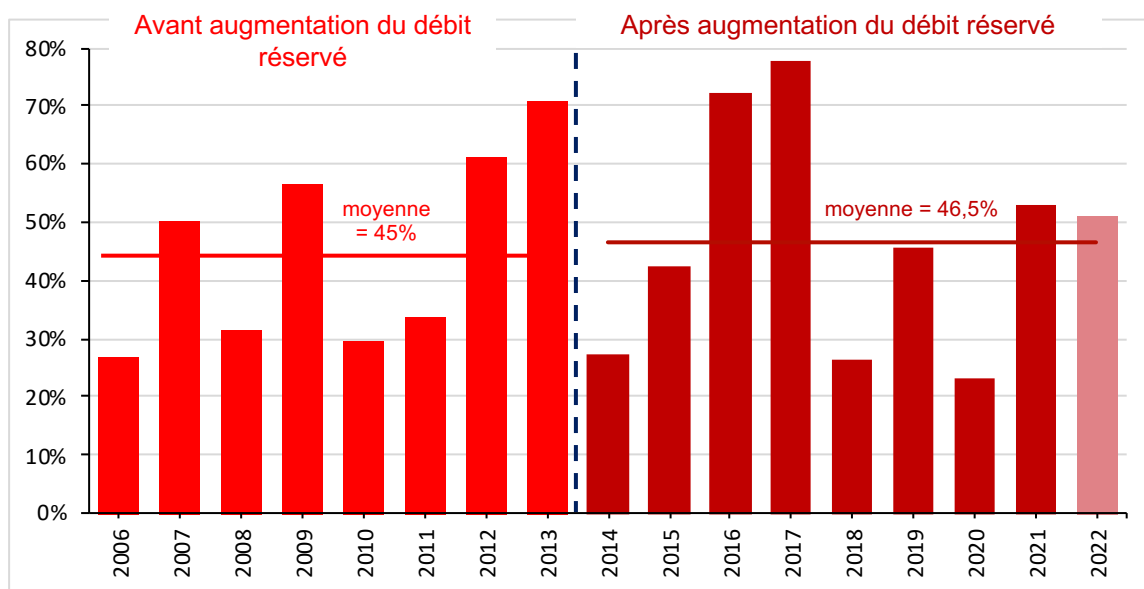
**Figure 4.37** - Effectifs de juvéniles échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Montélimar depuis l’augmentation des débits réservés (période 2014 – 2022). La ligne horizontale représente la valeur moyenne (418 ind.).



**Figure 4.38** - Contribution des différentes espèces aux effectifs de juvéniles de l’année (0+) dans le Vieux-Rhône de Montélimar en 2022.

Le débit minimum dans le Vieux-Rhône de Montélimar a été très peu augmenté ( $15-60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  à  $75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), l’amplitude des changements hydrauliques associés à cette modification est donc mineure. La valeur moyenne de la proportion d’individus d’espèces d’eau courante après augmentation du débit réservé (période 2014-2022) de 46,5% est restée proche de la valeur pré-restauration (45,0%) (Figure 4.39). En moyenne, l’ablette est l’espèce qui contribue le plus à cette valeur (représente 73,4% des effectifs d’espèces d’eau courante), bien que les abondances relatives du hotu et du barbeau fluviatile soient non négligeables (respectivement 18,9% et 7,5%). En 2022, c’est l’ablette qui a contribué largement à la valeur de cette métrique (89,2% des effectifs

d'espèces d'eau courante) (Tableaux 4.16 et 4.17), en lien avec les faibles effectifs de hotus et de barbeaux fluviatiles dans les pêches cette année (annexe 4.5).



**Figure 4.39** - Pourcentages d'individus appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (abondance relative des ablettes, barbeaux fluviatiles, hotus et vandoises) dans les pêches avant et après augmentation du débit réservé dans le Vieux-Rhône de Montélimar. La ligne pointillée indique la date d'augmentation des débits minimum.

**Tableau 4.16** - Synthèse des résultats acquis dans le Vieux-Rhône de Montélimar depuis 2006. %EC : proportion d'espèces d'eau courante, les valeurs supérieures à la moyenne sur la période 2006-2013 et 2014-2022 sont surlignées en bleu. L'abondance relative des espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (affectionnant particulièrement les habitats profonds et courants) est indiquée dans les 4 dernières colonnes. Les valeurs « 2006-2013 » et « 2014-2022 » sont les moyennes calculées sur les deux périodes indiquées.

Année	Ab. Totale	Nb esp.	%EC	Ab. Rel. ABL	Ab. Rel. BAF	Ab. Rel. HOT	Ab. Rel. VAN
2006	888	23	26,2%	14,5%	7,4%	4,3%	0,0%
2007	750	18	50,0%	30,3%	4,4%	15,3%	0,0%
2008	518	21	31,3%	21,2%	4,2%	5,8%	0,0%
2009	909	19	56,5%	24,5%	16,7%	15,3%	0,0%
2010	1127	21	29,7%	21,4%	4,5%	3,8%	0,0%
2011	970	22	33,8%	21,9%	4,5%	7,4%	0,0%
2012	1046	17	61,4%	48,9%	8,3%	4,1%	0,0%
2013	606	16	70,8%	56,9%	11,9%	2,0%	0,0%
2006-2013	6814	20	45,0%	30,0%	7,8%	7,3%	0,0%
2014	980	14	27,1%	17,8%	3,0%	6,4%	0,0%
2015	959	18	42,4%	36,9%	2,7%	2,8%	0,0%
2016	1163	17	72,1%	60,4%	11,2%	0,5%	0,0%
2017	838	19	77,8%	72,6%	2,5%	2,7%	0,0%
2018	616	17	26,1%	19,8%	3,1%	2,9%	11,8%
2019	590	18	45,8%	29,3%	2,0%	14,4%	0,0%
2020	252	17	23,0%	12,7%	5,6%	4,8%	0,0%
2021	396	18	53,0%	20,2%	2,5%	30,1%	5,6%
2022	871	19	51,1%	45,6%	2,9%	2,5%	5,3%
2014-2022	6665	17	46,5%	35,0%	3,9%	7,5%	2,5%



**Tableau 4.17** - Détail de la contribution des différentes espèces de la guildes des espèces d'eau courante aux effectifs enregistrés de 2006 à 2022 dans le Vieux-Rhône de Montélimar. Les valeurs comprises entre 20 et 50% sont surlignées en bleu, les valeurs supérieures à 50% sont surlignées en orange. Les valeurs « 2006-2013 » et « 2014-2022 » sont les moyennes calculées sur les deux périodes indiquées.

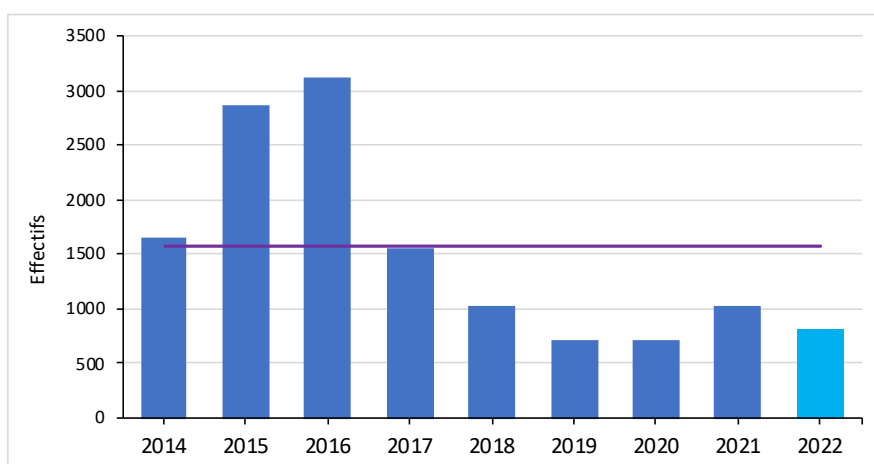
Année	Effectifs EC	Ab. Rel. ABL	Ab. Rel. BAF	Ab. Rel. HOT	Ab. Rel. VAN
2006	233	55,4%	28,3%	16,3%	0,0%
2007	375	60,5%	8,8%	30,7%	0,0%
2008	162	67,9%	13,6%	18,5%	0,0%
2009	514	43,4%	29,6%	27,0%	0,0%
2010	335	71,9%	15,2%	12,8%	0,0%
2011	328	64,6%	13,4%	22,0%	0,0%
2012	642	79,8%	13,6%	6,7%	0,0%
2013	429	80,4%	16,8%	2,8%	0,0%
2006-2013	377	65,5%	17,4%	17,1%	0,0%
2014	266	65,4%	10,9%	23,7%	0,0%
2015	407	87,0%	6,4%	6,6%	0,0%
2016	838	83,8%	15,5%	0,7%	0,0%
2017	652	93,3%	3,2%	3,5%	0,0%
2018	161	75,8%	11,8%	11,2%	1,2%
2019	270	64,1%	4,4%	31,5%	0,0%
2020	270	64,1%	4,4%	31,5%	0,0%
2021	210	38,1%	4,8%	56,7%	0,5%
2021	445	89,2%	5,6%	4,9%	0,2%
2014-2022	391	73,4%	7,5%	18,9%	0,2%

Les effectifs échantillonnés dans le Vieux-Rhône de Montélimar en 2022 ont été légèrement supérieurs à la valeur moyenne sur la période post-augmentation de débit réservé. Les effectifs d'ablettes et de spirilins ont été particulièrement élevés en 2022. Inversement, les effectifs de hotus sont bien plus faibles que l'année précédente (119 individus en 2021, 22 individus en 2022). La proportion de juvéniles de l'année (0+) dans les pêches de 2022 a été très élevée (72,4%), en lien probablement avec un bon succès de reproduction de l'ablette (47,8% des effectifs de juvéniles). La proportion d'espèces d'eau courante a été relativement stable en 2021 et 2022 et supérieure à 50% (Tableau 4.16).

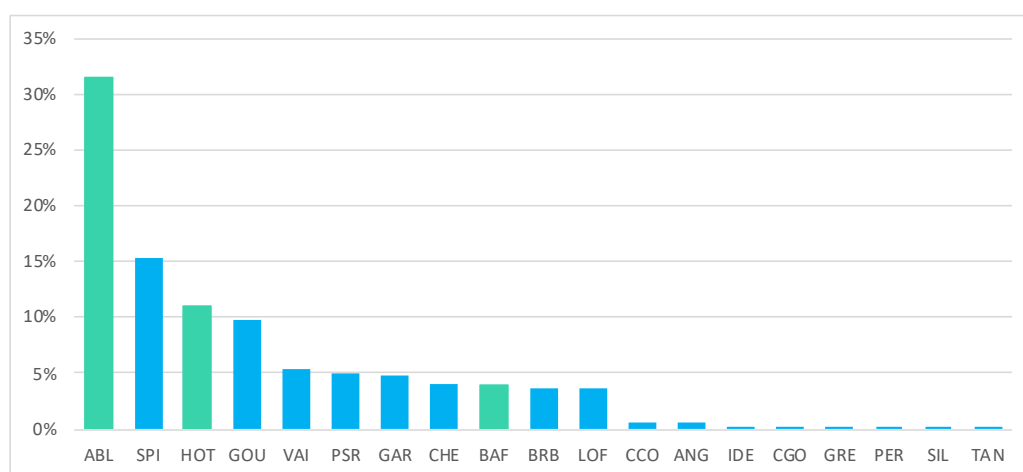
#### 4.3.6. Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon

Dans le **Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon**, 805 individus ont été pêchés en 2022. Cette valeur est très inférieure à la valeur moyenne des effectifs échantillonnés sur ce secteur sur la période 2014-2021 (1584 individus) (Figure 4.40). Dix-neuf espèces ont été recensées en 2022, ce

qui est proche de la valeur moyenne observée depuis 2014. Les espèces les plus représentées sont l’ablette (31,4% des effectifs échantillonnés, soit 253 individus), le spirilin (15,4%, soit 124 individus), le hotu (11,1%, 89 individus), et le goujon (9,8%, soit 79 individus) (Figure 4.41). Les abondances relatives du spirilin et du hotu en 2022 sont beaucoup plus élevées que l’abondance relative moyenne sur la période 2014-2021 (annexe 4.6).



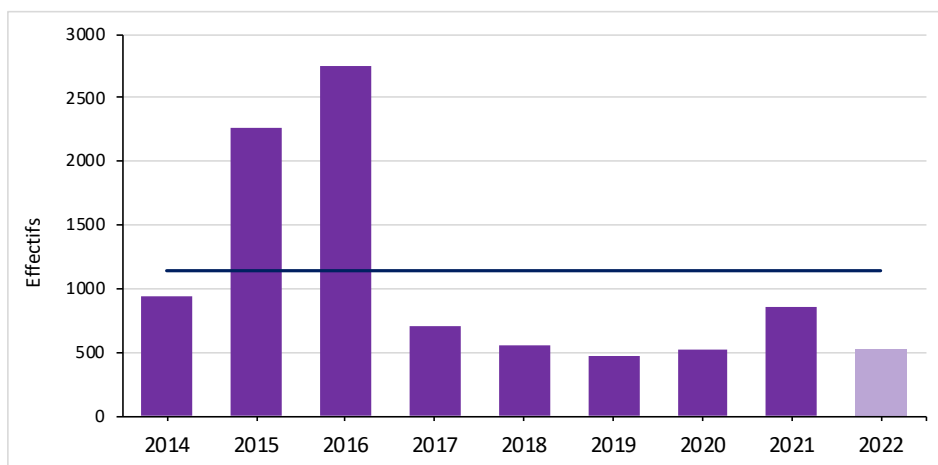
**Figure 4.40** - Effectifs échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon depuis augmentation des débits réservés (période 2014 – 2022). La ligne horizontale représente la valeur moyenne (1583 ind.).



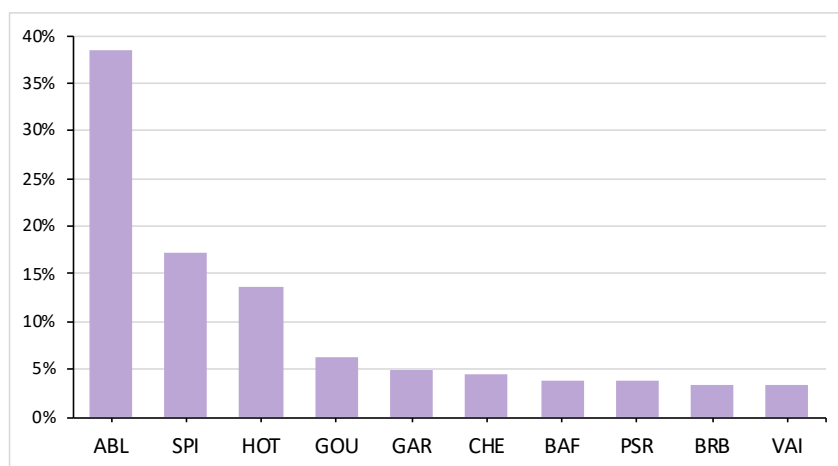
**Figure 4.41** - Abondance relative des différentes espèces échantillonnées dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon en 2022. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante sont représentées en vert.

En 2022, 514 juvéniles de l’année ont été échantillonnés dans le Vieux-Rhône de Donzère-

Mondragon, cette valeur est bien inférieure à la moyenne des effectifs de juvéniles pêchés dans ce secteur sur la période 2014-2021 (1133 individus) (Figure 4.42). Cet effectif représente 63,9% des effectifs totaux pêchés (la moyenne sur la période 2014-2021 est de 68,4%). L’ablette représente 38,5% des effectifs de juvéniles de l’année (78% des ablettes étaient des 0+), le spirilin 17,1% (71% des spirilins étaient des 0+), le hotu 13,6% (79% des hotus étaient des 0+) et le goujon 6,2% (41% des goujons étaient des 0+) (Figure 4.43).



**Figure 4.42** - Effectifs de juvéniles échantillonnés chaque année dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon depuis l’augmentation des débits réservés (période 2014 – 2022). La ligne horizontale représente la valeur moyenne (1133 ind.).



**Figure 4.43** - Contribution des différentes espèces aux effectifs de juvéniles de l’année (0+) dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon en 2022.

Au 1<sup>er</sup> Janvier 2014, le débit minimum dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon a été légèrement augmenté ( $60 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  à  $75 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ), l'amplitude des changements hydrauliques associés à cette modification est donc mineure. La valeur moyenne de la proportion d'espèces d'eau courante après augmentation du débit réservé (période 2014-2022) de 44,3% est restée proche de la valeur pré-restauration (49,5%) (Figure 4.44). L'ablette est l'espèce qui contribue le plus à cette valeur (représente 71,7% des effectifs d'espèces d'eau courante), bien que les abondances relatives du barbeau fluviatile (16,9%) et du hotu (11,4%) soient relativement élevées (Tableaux 4.18 et 4.19).

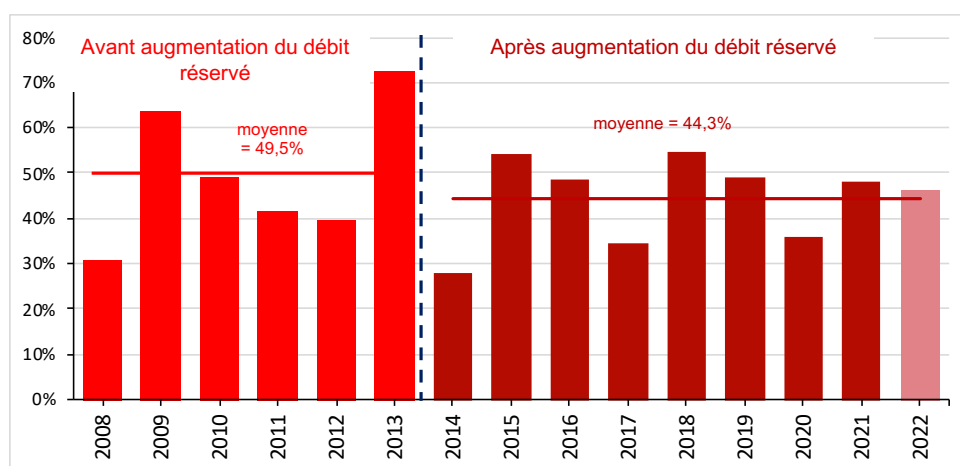


Figure 4.44 - Pourcentages d'individus appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (abondance relative des ablettes, barbeaux fluviatiles, hotus et vandoises) dans les pêches avant et après augmentation du débit réservé dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon. La ligne pointillée indique la date d'augmentation des débits minimum.

**Tableau 4.18** - Synthèse des résultats acquis dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon depuis 2008. %EC : proportion d'espèces d'eau courante, les valeurs supérieures à la moyenne sur la période 2008-2013 et 2014-2022 sont surlignées en bleu. L'abondance relative des espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (affectionnant particulièrement les habitats profonds et courants) est indiquée dans les 3 dernières colonnes. Les valeurs « 2008-2013 » et « 2014-2022 » sont les moyennes calculées sur les deux périodes indiquées.

Année	Ab. Totale	Nb esp.	%EC	Ab. Rel. ABL	Ab. Rel. BAF	Ab. Rel. HOT
2008	507	15	31,0%	13,0%	15,8%	2,2%
2009	1778	17	63,7%	12,5%	14,2%	37,1%
2010	1717	21	48,9%	34,9%	8,2%	5,8%
2011	1957	20	41,4%	19,5%	2,9%	19,1%
2012	493	18	39,8%	33,3%	5,1%	1,4%
2013	1272	17	72,5%	42,1%	29,7%	0,6%
2008-2013	7724	18	49,5%	25,9%	12,6%	11,0%
2014	1644	18	27,9%	20,5%	2,3%	5,1%
2015	2868	20	54,0%	38,4%	14,7%	0,9%
2016	3116	17	48,7%	37,1%	11,6%	0,0%
2017	1552	20	34,4%	28,3%	4,4%	1,7%
2018	1034	18	54,5%	37,7%	15,8%	1,1%
2019	715	18	48,8%	30,6%	6,9%	11,3%
2020	705	18	35,9%	9,1%	1,6%	25,2%
2021	1035	19	48,1%	38,5%	7,1%	2,5%
2022	805	19	46,5%	31,4%	4,0%	11,1%
2014-2022	13474	19	44,3%	30,2%	7,6%	6,5%

**Tableau 4.19** - Détail de la contribution des différentes espèces de la guildes des espèces d'eau courante aux effectifs enregistrés de 2008 à 2022 dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon. Les valeurs comprises entre 20 et 50% sont surlignées en bleu, les valeurs supérieures à 50% sont surlignées en orange. Les valeurs « 2008-2013 » et « 2014-2022 » sont les moyennes calculées sur les deux périodes indiquées.

Année	Effectifs EC	Ab. Rel. ABL	Ab. Rel. BAF	Ab. Rel. HOT
2008	157	42,0%	51,0%	7,0%
2009	1133	19,6%	22,2%	58,2%
2010	840	71,4%	16,7%	11,9%
2011	810	47,0%	6,9%	46,0%
2012	196	83,7%	12,8%	3,6%
2013	922	58,1%	41,0%	0,9%
2008-2013	676	53,7%	25,1%	21,3%
2014	458	73,6%	8,1%	18,3%
2015	1549	71,1%	27,2%	1,6%
2016	1516	76,2%	23,7%	0,1%
2017	534	82,2%	12,9%	4,9%
2018	564	69,1%	28,9%	2,0%
2019	349	62,8%	14,0%	23,2%
2020	349	62,8%	14,0%	23,2%
2021	498	79,9%	14,9%	5,2%
2021	374	67,6%	8,6%	23,8%
2014-2022	688	71,7%	16,9%	11,4%

Les effectifs échantillonnés dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon en 2022, ont été faibles par rapport aux effectifs généralement observés dans ce Vieux-Rhône. Les effectifs de spirilins et de hotus ont été élevés. La proportion de juvéniles dans les échantillons est proche de la moyenne observée depuis 2014, bien que les effectifs de 0+ aient été relativement faibles. La valeur de la proportion de poissons appartenant à la guildes des espèces d'eau courante en 2022 est proche de celle de 2021 (48,1% en 2021 et 46,5% en 2022) et de la moyenne sur la période post 2014. La valeur de cette métrique dépend principalement des effectifs d'ablettes, puis dans une moindre mesure des effectifs de hotus et de barbeaux fluviatiles.


#### 4.4 Conclusion

L'année 2022 a été marquée par des conditions hydro-climatiques exceptionnelles, avec une hydrologie très fortement déficitaire et des températures très élevées. L'analyse des caractéristiques thermiques de l'eau dans les Vieux-Rhône de Belley, Brégnier-Cordon et de Péage-de-Roussillon a mis en évidence une forte augmentation des températures par rapport aux

années précédentes au cours de deux périodes : du début du mois de mai à la fin du mois de septembre, puis de la mi-octobre à la mi-décembre (Figure 4.2). Comme en 2015, ces conditions thermiques très favorables associée à une hydrologie du Rhône relativement stable (Figures 4.3 et 4.4) sont des facteurs susceptibles de favoriser le succès de reproduction (évalué à partir des effectifs de juvéniles de l'année dans les pêches) de certaines espèces à reproduction printanière comme l'ablette, le barbeau fluviatile, le chevaine, le gardon et le goujon. Malgré un contexte hydro-climatique *à priori* plutôt favorable en 2022, les observations de terrain ont révélé des développements algaux exceptionnels, traduisant des processus d'eutrophisation marqués (Figure 4.45). Bien qu'aucune donnée physico-chimique (notamment les concentrations en oxygène dissous) n'ait été collectée pour mesurer ces processus, il est probable que les développements d'algues aient pu avoir un effet négatif sur les concentrations en oxygène dissous, notamment en fin de nuit et au niveau des substrats à la fois dans les zones lenticues et dans les parties courantes. De plus, il est probable que ces développements altèrent la qualité des ressources trophiques utilisées par les juvéniles de poissons, notamment dans les zones courantes. En conséquence, les effectifs de 0+ échantillonnés ont été inférieurs à ceux observés en 2015.

La température de l'eau peut avoir des effets directs sur le métabolisme du poisson. Bien qu'il soit difficile de déterminer des seuils de stress thermique pour les différentes espèces qui fréquentent le Rhône et en particulier pour les différentes écophases, il est probable que l'évolution récente du régime thermique du fleuve, en particulier depuis 2003 et plus récemment 2015, ait des conséquences sur la physiologie des espèces rhodaniennes. L'observation de paramètres simples tels que ceux consignés dans le Tableau 4.2 révèle une augmentation importante du nombre de degrés-jours où la température moyenne journalière a dépassé 18°C ainsi que le nombre de jours où la température a atteint 25°C. L'effet direct de ces augmentations est difficile à évaluer sans mesures physiologiques précises sur les poissons. L'impact sur la concentration en oxygène dissous est sans doute non négligeable et ces valeurs sont assez peu compatibles avec le maintien des populations de salmonidés (truite et ombre commun).

La restauration du fleuve a privilégié la réhabilitation des paramètres physiques de l'habitat des espèces fluviales dans un contexte où l'évolution récente de l'hydrologie et la thermie du Rhône était peu prise en considération. Les changements importants des caractéristiques hydro-climatiques et des régimes hydrologique et thermique du Rhône observés récemment doivent être analysés plus précisément. Une attention particulière devrait être portée à la caractérisation



de la variabilité spatio-temporelle des paramètres hydrologiques et thermiques dans les plaines alluviales et à ses conséquences sur les processus écologiques impactés et l'utilisation des ressources (trophiques notamment) et des habitats par la biodiversité fluviale. L'identification des refuges thermiques potentiels pourrait constituer une priorité. Ces objectifs dépassent les ambitions du suivi mis en œuvre dans RhônEco mais les connaissances acquises pourraient probablement apporter des éclairages pertinents sur l'évolution future des peuplements et des populations piscicoles du Rhône.





**Figure 4.45** - Planche photographique illustrant la présence de vastes coussins flottants d'algues filamenteuses le long de la rive et dans des bras annexes du Vieux-Rhône de Belley (4 premières photos, 23 août 2022) et du Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon (2 dernières photos, 25 août 2022) au cours de l'été 2022.

---

## 5. Les peuplements de macroinvertébrés du chenal (Vieux-Rhône)

### 5.1 Introduction

Les échantillonnages d'invertébrés aquatiques réalisés en 2022 dans les 5 secteurs suivis du Bas-Rhône (Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon, Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon) étaient les derniers prévus dans le cadre de la phase 2019-2023 du programme RhônEco.

Entre 1995 et 2023, 145 campagnes d'échantillonnages d'invertébrés ont été réalisées dans le chenal de 9 Vieux-Rhône avant restauration et de 8 Vieux-Rhône après restauration (Tableau 5.1).

Ce rapport intègre les données post-restauration des secteurs de Chautagne 2021, Pierre-Bénite 2022 et Donzère-Mondragon 2020/2021. Les données 2021 pour les secteurs de Belley et Brégnier-Cordon ainsi que les données 2022 pour les secteurs de Péage-de-Roussillon, Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon sont en cours d'acquisition (tri/détermination en laboratoire).

Le présent rapport propose l'analyse des données acquises sur l'ensemble des vieux-Rhône suivis. Les taxons identifiés à une résolution taxonomique trop faible (Phylum, Classe, ...) ou pour lesquels l'effort d'identification a été hétérogène dans le temps ont été retirés de l'analyse (1.79 % des effectifs). Deux types d'analyses sont proposés : 1) la trajectoire temporelle des communautés par Vieux-Rhône ; 2) l'évolution temporelle par Vieux-Rhône de 3 métriques : la richesse taxonomique, la densité en taxons appartenant à la guildes des rhéophiles et la densité de taxons exogènes.

Tableau 1 - Campagnes d'échantillonnages sur les secteurs suivis du Rhône. En vert les campagnes déjà réalisées et pour lesquelles les données sont disponibles. En orange les campagnes déjà réalisées et pour lesquelles les données ne sont pas encore disponibles. (X) Données issues des travaux de Fruget et Dessaix (non publiés). (1) Données récoltées par l'ARALEP (IBGA). Les lignes rouges symbolisent les dates de rehaussement des débits réservés. P : Printemps, E été. Total 1 : nombre total de campagnes d'échantillonnage, Total 2 : nombre total de prélèvements.

Année	Saison	Haut-Rhône				Bas-Rhône				
		Chautagne	Belley	Bregnier-Cordon	Miribel-Jonage	Pierre-Bénite (1)	Péage-de-Roussillon	Baix-Le-Logis-Neuf	Montélimar	Donzère-Mondragon
1995	P					X				
	E					X				
1996	P					X				
	E					X				
1997	P	(X)								
	E									
1998	P					X				
	E					X				
1999	P	(X)				X				
	E	(X)				X				
2000	P	(X)								
	E	(X)								
2001	P					X				
	E					X				
2002	P	X	X	X	X	X				
	E	X	X	X	X	X				
2003	P					X				
	E					X				
2004	P									
	E									
2005	P									
	E									
2006	P	X								
	E	X								
2007	P									
	E									
2008	P	X	X			X	X		X	
	E	X	X			X	X		X	
2009	P	X	X	X						X
	E	X	X	X						X
2010	P	X			X	X	X			
	E	X			X	X	X			
2011	P	X	X	X	X		X	X	X	X
	E	X	X	X	X			X	X	X
2012	P	X	X	X		X	X	X	X	X
	E	X	X	X		X	X	X	X	X
2013	P	X	X	X				X		
	E	X	X	X				X		
2014	P				X		X	X	X	X
	E				X		X	X	X	X
2016	P	X	X	X						
	E	X	X	X						
2017	P				X		X	X	X	X
	E				X		X	X	X	X
2018	P					X				
	E					X				
2020	P									
	E						X	X	X	X
2021	P	X	X	X				X	X	X
	E	X	X	X						
2022	P					X	X	X	X	X
	E					X	X	X	X	X
2023	P									
	E									
Nb. campagnes		25	16	14	10	24	14	14	14	14
Nb. échantillons		452	340	510	220	230	370	280	280	280

## 5.2 Sites et méthodes

### 5.2.1 Sites et dates

Les noms des sites d'échantillonnage ainsi que leurs coordonnées en degré décimal sont présentés dans le Tableau 5.2.

Tableau 5.2 - Noms et coordonnées géographiques en degré décimal des stations d'échantillonnages des macroinvertébrés du chenal.

	Vieux-Rhône	Type	Code site	Coordonnées			
				x amont	y amont	x aval	y aval
Haut-Rhône	Chautagne	chenal	CHA_amont	45.894028	5.827806	45.891167	5.823361
	Chautagne	chenal	CHA_aval	45.872222	5.816333	45.870389	5.819611
	Belley	chenal	BEL_amont	45.748417	5.784306	45.747361	5.783556
	Belley	chenal	BEL_aval	45.742306	5.774417	45.738806	5.771
	Brégnier-Cordon	chenal	BC_amont	45.611306	5.625611	45.612944	5.62275
	Brégnier-Cordon	chenal	BC_aval	45.645361	5.603667	45.647	5.603194
	Miribel-Jonage	chenal	MIR_amont	45.811167	5.06795	45.809697	5.064706
	Miribel-Jonage	chenal	MIR_aval	45.811783	5.05465	45.8127	5.052917
	Pierre Benite secteur amont	chenal	PB_amont	45.664765	4.830407	45.662928	4.829978
	Pierre Benite radier secteur Vernaison	chenal	PB_radier	45.651362	4.826469	45.649941	4.825251
	Pierre Benite secteur aval	chenal	PB_aval	45.630966	4.807373	45.630366	4.807262
	Bas-Rhône	Péage-de-Roussillon	chenal	PR_amont	45.367233	4.75525	45.36525
Péage-de-Roussillon		chenal	PR_aval	45.362889	4.759222	45.361503	4.761361
Baix		chenal	BAI	44.731583	4.76365	44.724719	4.762517
Montélimar		chenal	MON_amont	44.58635	4.715367	44.583983	4.71275
Montélimar		chenal	MON_aval	44.552367	4.691733	44.548194	4.6925
Donzère-Mondragon		chenal	DON_amont_1	44.425183	4.663983	44.423183	4.6647
Donzère-Mondragon		chenal	DON_amont_2	44.3999	4.662767	44.397583	4.663617
Donzère-Mondragon		chenal	DON_aval_1	44.334817	4.650367	44.3323	4.6505
Donzère-Mondragon		chenal	DON_aval_2	44.304183	4.652233	44.302433	4.653283

En raison des conditions hydro-climatiques rencontrées lors des périodes d'échantillonnages en 2021, certaines campagnes ont été reportées ou annulées. Ainsi, l'échantillonnage des invertébrés dans le vieux Rhône de Pierre-Bénite, initialement prévu en 2021 a été réalisé en 2022

par la société ARALEP. La campagne de printemps 2021 pour les vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon n'a pas pu être réalisée.

L'évolution géomorphologique du vieux Rhône de Donzère-Mondragon ne permet plus l'échantillonnage de la station DON\_aval\_2 (5 prélèvements), initialement situé entre les coordonnées 44.304183, 4.652233 et 44.302433, 4.653283, selon le protocole établi pour le suivi des macroinvertébrés dans RhônEco. Ainsi, cette station a été décalée légèrement à l'aval entre les coordonnées 44.285140, 4.651772 et 44.284548, 4.651705.

### 5.2.2 Echantillonnage de la macrofaune benthique et des variables de milieu

Pour chaque secteur suivi (sauf Pierre-Bénite), les invertébrés ainsi que les paramètres hydrauliques sont échantillonnés sur les mêmes stations selon un tirage aléatoire sur 20 transects. Les invertébrés ont été récoltés avec un cylindre de Hess (Photo 1) muni d'un filet de maille de 200  $\mu\text{m}$  jusqu'en 2013 puis 400  $\mu\text{m}$  à partir de 2014 (voir explication plus bas). Les premiers centimètres de substrat et la faune associée sont collectés sur une surface de 0.05 m<sup>2</sup>.



**Photos 1-2** - Photo 1, à gauche, échantillonnage au cylindre de Hess (Montélimar, 24/04/2014). Photo 2, à droite, mesure de vitesse moyenne (Montélimar, 27/05/2012).

Des mesures précises de l'habitat hydraulique (vitesse moyenne, hauteur, composition du substrat et contraintes au fond) ont été réalisées à chaque point d'échantillonnage jusqu'en 2012 (Photo 2). La méthode des hémisphères HFST a été utilisée pour mesurer les contraintes hydrauliques locales au fond de la rivière au niveau du point d'échantillonnage de la faune (Olivier et al., 2007). Ces forces hydrauliques peuvent induire le remaniement des sédiments et déloger les invertébrés benthiques de leurs abris ; elles sont donc de bons indicateurs de perturbation de l'habitat physique. La quantité de données acquise jusqu'en 2012 a été jugée suffisante pour



améliorer les modèles de préférences d'habitat des invertébrés. Ainsi, seuls les paramètres hydrauliques vitesse moyenne et profondeur sont estimés pour chaque point d'échantillonnage à partir de 2013.

Avant restauration, les invertébrés du chenal et les paramètres hydrauliques ont été échantillonnés dans 4 tronçons représentatifs de 4 sections court-circuitées du Haut-Rhône (Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon et Miribel) à trois saisons (printemps, été et hiver). Pour cette phase initiale, un total de 300 échantillons choisis aléatoirement a été prélevé dans les 4 Vieux-Rhône. Les résultats de ce travail ont montré que les échantillons collectés au printemps et en été donnaient une bonne image des peuplements en place (Olivier *et al.* 2004a & b, 2005). Ainsi, seules ces deux saisons ont été retenues pour l'échantillonnage post-restauration ainsi que pour l'échantillonnage pré-restauration des Vieux-Rhône du Bas-Rhône.

De plus, au cours de la phase pré-restauration, 5 tamis de différents vides de maille 2000, 1000, 630, 400 et 200  $\mu\text{m}$  ont été utilisés au laboratoire pour séparer les organismes par classes de tailles. Les résultats de ce travail ont montré que les individus dont la taille était supérieure à 400  $\mu\text{m}$  décrivaient d'une manière pertinente les peuplements en place (Olivier *et al.* 2004a & b, 2005). Ainsi, dans le présent rapport, seuls ces individus sont pris en compte pour la présentation et l'analyse des données.

Pour le secteur de Pierre-Bénite, l'échantillonnage est réalisé dans trois stations : dans la partie amont du vieux-Rhône, au niveau de l'île Tabart (pk 8,4) ; sur le radier, à l'amont du pont de Vernaison (pk 9,8) ; en aval, au niveau de la station de pompage de Millery (pk 12,6). Dans chaque station, les prélèvements faunistiques sont d'une part réalisés par dragage dans le chenal (un par station, soit 3m<sup>2</sup>), d'autre part les divers types de microhabitats des rives (substrats durs, herbiers, sédiments fins), mésohabitats sensu Armitage *et al.* (1995), sont prospectés en fonction de leur occurrence (Bournaud & Cogérino, 1986 ; Cogérino, 1989 ; Cogérino *et al.*, 1995) à l'aide d'un filet Surber de surface 0.05 m<sup>2</sup> et de taille de maille 500  $\mu\text{m}$ . La station « aval » (pk 12.6) se situe à la limite du remous de la confluence avec le canal de dérivation et possède des berges partiellement endiguées. Ces caractéristiques pouvant limiter les effets du rehaussement des débits et biaiser l'image du secteur, seules les stations « amont » (pk 8.4) et « radier » (pk 9.8) seront conservées pour la suite de l'analyse.

Les invertébrés sont identifiés à l'espèce chaque fois que cela est possible, à l'exception des Oligochètes et des Diptères en raison des difficultés taxonomiques et du coût d'acquisition de l'information complémentaire pour ces deux groupes.

### 5.2.3 Analyse des données et calcul des métriques

Les méthodes et métriques suivantes ont été utilisées :

- Une Analyse en Composantes Principales (ACP centrée intra vieux-Rhône) a été utilisée pour décrire l'évolution de la diversité faunistique au sein des vieux-Rhône suivis.
- La richesse taxonomique est le nombre d'unités taxonomiques échantillonnées dans une station pour une « campagne » (10-30 prélèvements pour un vieux Rhône à une date). Elle est exprimée pour le peuplement total (richesse totale) ou pour des sous-ensembles taxonomiques. Ainsi, la richesse en insectes EPT est le nombre de taxons (calcul au niveau du genre ou de l'espèce) appartenant aux Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères, et est un indicateur de diversité biologique classiquement utilisé dans l'évaluation des systèmes d'eau courante. Elle augmente avec la qualité du milieu (qualité de l'eau, diversité des ressources trophiques, hétérogénéité des microhabitats).
- La densité (nombre d'individus par unité de surface, exprimé ici en nombre d'individus par m<sup>2</sup>) en taxons appartenant à la guildes des rhéophiles. Cette catégorisation<sup>1</sup>, issue des travaux de Forcellini *et al*, 2022, est basée sur une étude de corrélations entre les abondances et les contraintes aux fonds (mesurées en valeurs de FST selon Statzner and Muller, 1989) par taxons. L'assignation des taxons collectés dans les chenaux court-circuités du Rhône à une catégorie de guildes de préférences hydrauliques est présentée en annexe 5.1. L'évolution de la guildes des taxons rhéophiles, c'est-à-dire préférant des contraintes hydrauliques fortes, a été identifiée comme bon indicateur de l'effet des augmentations de débits réservés dans les vieux-Rhône (Dewson *et al.*, 2007).
- La densité en taxons exogènes. Ces taxons sont collectés depuis le début du suivi des communautés de macroinvertébrés du chenal, débuté à Pierre-Bénite en 1995. Cependant, il est important de continuer à suivre ces taxons car de multiples vagues de

---

<sup>1</sup> HFST < 5 = Limnophiles ; [5-8[ = Intermédiaires ; ≥ 8 = Rhéophiles

colonisation ont perturbé les communautés indigènes et peuvent potentiellement altérer la compréhension d'effet liés aux procédures de restauration.

Il a été mis en évidence dans les rapports précédents que les communautés de macroinvertébrés du haut-Rhône et du bas-Rhône étaient globalement différentes (différences importantes de géomorphologie, influences de la Saône, ...). Ainsi, les secteurs du haut-Rhône et du bas-Rhône sont analysés de manière distincte dans la suite du rapport.

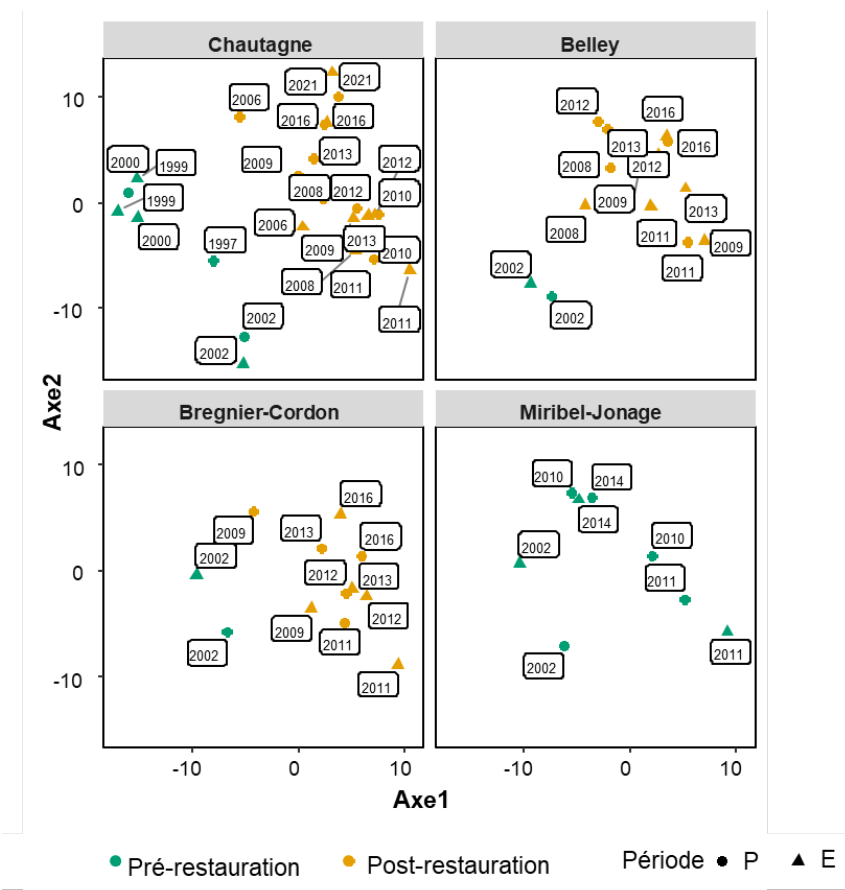
Les calculs et représentations graphiques ont été effectués avec le logiciel R (R Core Team, 2020) dans RStudio, avec l'aide des package `ade4` (Dray & Dufour, 2007) et `ggplot2` (Wickham, 2016).

## **5.3 Résultats**

### **5.3.1 Evolution des communautés de macroinvertébrés dans chaque Vieux-Rhône.**

L'ACP (Analyse en Composantes Principales) intra-station (i.e. Vieux-Rhône) permet l'ordination des campagnes d'échantillonnage sur un plan factoriel en supprimant l'effet « secteur » afin de mettre en évidence une structure commune. Pour chaque Vieux-Rhône (Figures 5.1 et 5.2 pour les 4 secteurs du Haut-Rhône, Figures 5.3 et 5.4 pour les 5 secteurs du Bas-Rhône), le positionnement des années de suivi correspond à un type de communauté, c'est-à-dire à un assemblage de macroinvertébrés. Les pourcentages de variations expliqués par les axes 1 et 2 (respectivement 16.95 % et 12.39 %) sont relativement faibles.





**Figure 5.1** – Analyse en composantes principales intra-site des densités annuelles exprimées en log +1 pour les secteurs suivis du haut-Rhône. Les années pré-restauration sont symbolisées en vert ; les années post-restauration sont symbolisées en orange. Les cercles symbolisent les campagnes de printemps ; et les triangles symbolisent les campagnes d’été.

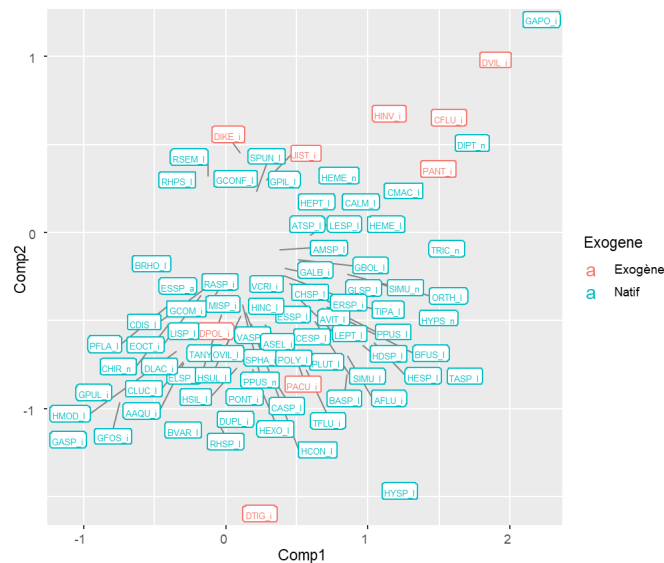
Globalement l’évolution pré/post restauration des communautés de macroinvertébrés est structurée sur l’axe 1 de l’ACP (Figure 5.1). Les années pré-restaurations (en vert) sont caractérisées par des coordonnées négatives sur l’axe 1 de l’ACP alors que les années post-restaurations (en orange) sont quant à elle caractérisées par des coordonnées positives sur ce même axe.

**Chautagne** : Le Vieux-Rhône de Chautagne, pour lequel nous possédons un plus large historique de données pré-restauration, suit une trajectoire assez nette sur l’axe 1 de l’ACP traduisant un changement fort de la communauté.

**Belley et Brégnier-Cordon** : L’évolution des communautés de macroinvertébrés sur les Vieux-Rhône de Belley et de Brégnier-Cordon, pour lesquels la définition de l’état des communautés pré-restauration n’est caractérisé que par l’année 2002, est moins évidente. En l’absence de données historiques permettant de renforcer la définition des communautés de macroinvertébrés pour ces deux secteurs, les changements observés lors des années post-restauration sont à interpréter avec

prudence. Néanmoins la trajectoire post restauration des Vieux-Rhône de Belley et Brégnier-Cordon semble similaire à celle observée pour le vieux-Rhône de Chautagne. Les résultats en cours d'acquisition pour l'année 2021 pourront renforcer ce résultat.

**Miribel-Jonage** : L'évolution des communautés de macroinvertébrés sur le canal de Miribel-Jonage semble légèrement différente. En effet, après une trajectoire vers les coordonnées positives de l'axe 1 de l'ACP, la communauté caractérisant l'année 2014 se rapproche de celle observée en 2002.



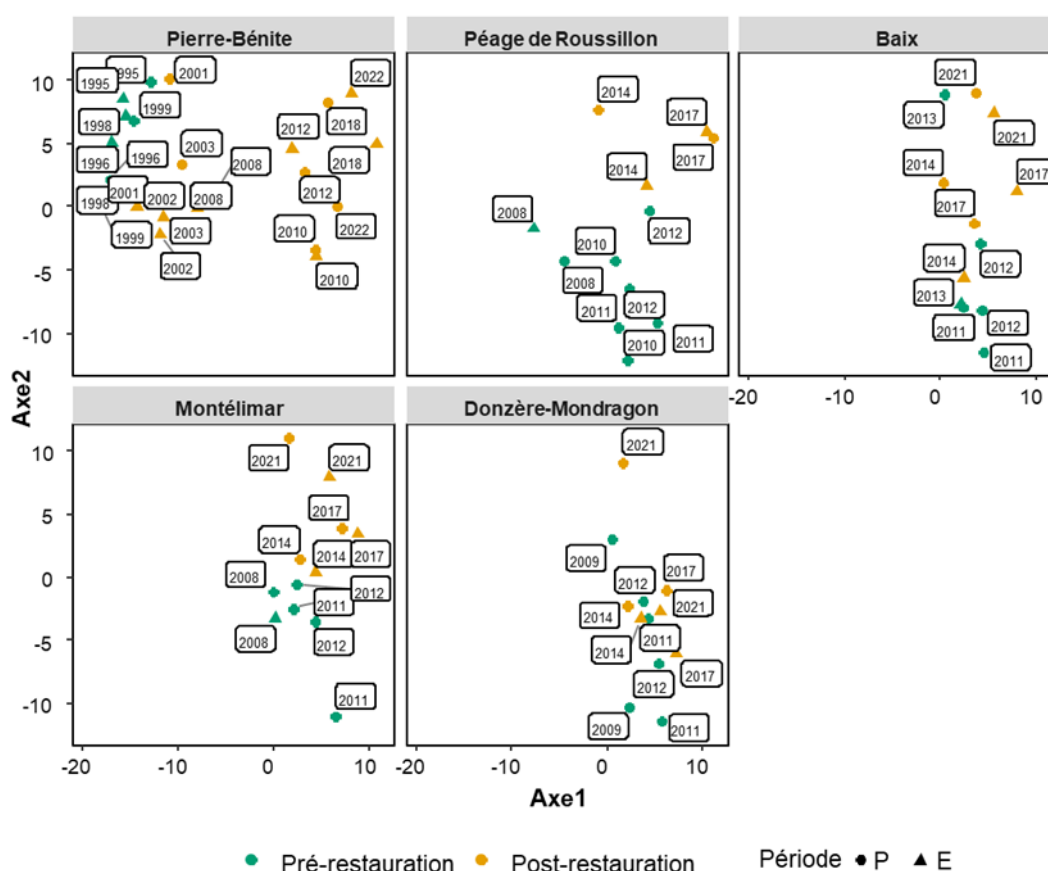
**Figure 5.2** – Positionnement des taxons sur les 2 premières composantes de l'ACP intra-site sur les secteurs du haut-Rhône. Les taxons sont colorés en fonction de leur caractère indigène ou exogène.

L'axe 2 de l'analyse semble structurer les années de suivi en fonction de l'abondance et de la diversité des taxons exogènes présents dans les communautés. Ainsi, les dernières années de suivi se positionnent avec des coordonnées positives sur l'axe 2 de l'analyse, traduisant ainsi l'évolution significative des taxons exogènes dans les communautés (Figure 5.2). Les taxons caractérisant cette tendance sont le polychète *Hypania invalida* (Grube, 1860) (HIN\_i), le mollusque bivalve *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) (CFLU\_i), le mollusque gastéropode *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) (PANT\_i) ainsi que le crustacé *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (DVIL\_i).

L'évolution des communautés de macroinvertébrés sur les secteurs suivis du Bas-Rhône (Figure 5.3) ont une trajectoire similaire à celle observée sur les secteurs suivis du Haut-Rhône.

**Pierre-Bénite** : le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite, pour lequel la chronique de données pré-restauration est la plus longue, suit néanmoins une trajectoire légèrement différente de celles

observées sur les autres secteurs suivis. En effet, l'axe 1 de l'analyse structure les années pré et post-restauration, traduisant un changement fort de structure de la communauté, qui semble se dérouler en 2 phases. La phase 1995-2008 caractérisée notamment par une augmentation de taxons rhéophiles (Figure 5.4A) puis par une phase 2010-2022 caractérisée par une augmentation des taxons exogènes (Figure 5.4B). Globalement, et contrairement aux autres secteurs suivis du Bas-Rhône, les années de suivis se positionnent avec des scores positifs sur l'axe 2 traduisant une forte prégnance des taxons exogènes dans ce secteur, s'expliquant notamment par la proximité de ce secteur avec la Saône, affluent majeur du Rhône et vecteur de nombreux taxons exogènes d'origine Ponto-Caspienne.



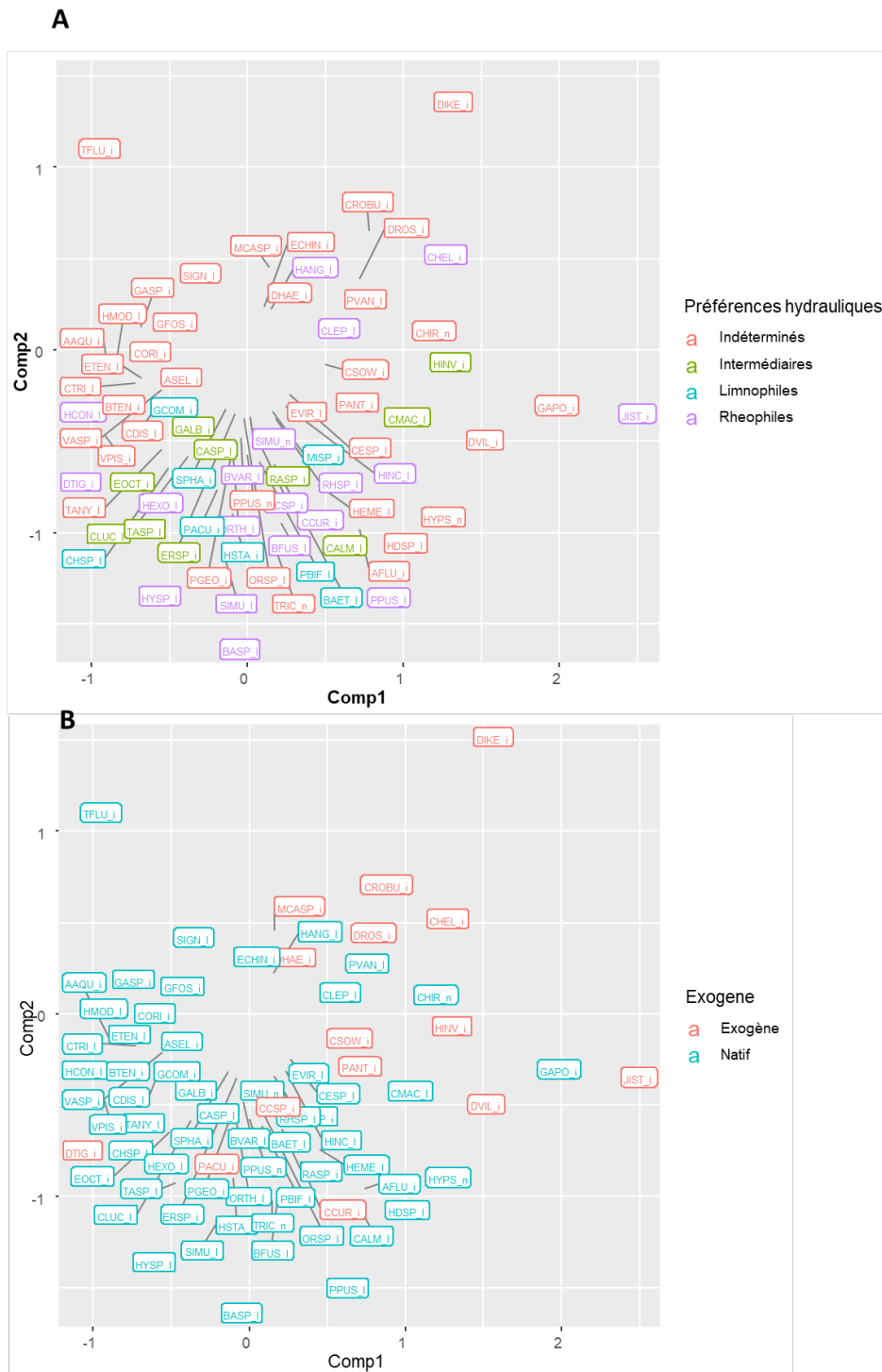
**Figure 5.3** – Analyse en composantes principales intra-site des densités annuelles exprimées en log +1 pour les secteurs suivis du bas-Rhône. Les années pré-restauration sont symbolisées en vert ; les années post-restauration sont symbolisées en orange. Les cercles noirs symbolisent les campagnes de printemps ; et les triangles noirs symbolisent les campagnes d'été.

L'axe 2 de l'ACP sépare les années pré et post-restauration pour les autres secteurs suivis du bas-Rhône (**Péage-de-Roussillon, Baix-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon**) traduisant une modification des communautés suite aux opérations de restauration notamment dominé par l'apparition et l'augmentation de taxons exogènes tels que les crustacés amphipodes

*Chelicorophium robustum* (G.O. Sars, 1895) (CROBU\_i), *Chelicorophium sowinskyi* (Martynov, 1924) (CSOW\_i), *D. villosus* (DVIL\_i et DIKE\_i), les crustacés isopodes *Jaera istri* (JIST\_i) ainsi que le polychète *H. invalida* (HINV\_i).

Le faible pourcentage de variation expliqué par les ACP intra-sites indique que les différents secteurs suivis sont difficilement comparables entre eux et qu'une analyse secteur par secteur se révèle nécessaire.

Par exemple, les résultats de l'ACP pour le vieux-Rhône de Chautagne (Annexe 5.2) révèlent une trajectoire de la communauté d'invertébrés plus facilement interprétable. En effet, l'évolution de la communauté de Chautagne se décompose en 2 phases post-restauration : POST1 et POST2. L'axe 1 (29 % de variation) discrimine les années pré-restauration de la phase POST1 et correspond principalement à une augmentation des taxons rhéophiles et intermédiaires après rehaussement du débit réservé. L'axe 2 (17 % de variation) discrimine la phase POST1 de la phase POST2 et correspond à une augmentation de la diversité et de la densité en taxon exogènes.



**Figure 5.4** – Positionnement des taxons sur les 2 premières composantes de l’ACP intra-site sur les secteurs du bas-Rhône. A : Les taxons sont colorés en fonction de leur appartenance à une catégorie de rhéophilie. B : Les taxons sont colorés en fonction de leur caractère indigène ou exogène.

### 5.3.2 Evolution temporelle de la richesse taxonomique

L'évolution des richesses taxonomiques (corrigées<sup>2</sup>) par vieux-Rhône est présentée sur la Figure 5.5. La première ligne montre l'évolution de la richesse taxonomique totale. La deuxième ligne montre l'évolution du sous-ensemble des taxons EPT. Les lignes 3 à 5 déclinent ces évolutions respectivement pour les taxons appartenant aux ordres des éphéméroptères, trichoptères et plécoptères.

L'évolution de la richesse taxonomique totale est contrastée entre les secteurs, avec notamment une tendance à l'augmentation de la richesse taxonomique quelle que soit la métrique considérée pour les secteurs du haut-Rhône, mais une stagnation ou une diminution pour les secteurs du bas-Rhône, à l'exception du secteur de Pierre-Bénite.

Sur le Haut-Rhône, la tendance à l'augmentation de la richesse taxonomique en macroinvertébrés concerne tous les vieux-Rhône suivis et s'observe même pour les secteurs n'ayant pas (Miribel-Jonage) ou peu (Brégnier-Cordon) bénéficié d'un rehaussement du débit réservé, témoignant ainsi d'une amélioration globale des conditions physico-chimiques du milieu.

Dans le Vieux-Rhône de Chautagne toutes les métriques de richesse affichent une tendance à la hausse, notamment la richesse en EPT et en trichoptères qui connaît une augmentation significative.

**Chautagne** : la richesse taxonomique totale mesurée dans le Vieux-Rhône de Chautagne augmente après restauration malgré une forte variabilité interannuelle. Le groupe indicateur des EPT se diversifie également après restauration témoignant d'une amélioration de la qualité générale du milieu. L'augmentation de la diversité des éphémères est essentiellement portée par l'apparition après restauration d'espèces comme *Caenis macrura* Stephens, 1836, le genre *Ecdyonurus* spp. Eaton, 1868, et notamment l'espèce *E. aurantiacus* (Burmeister, 1839), mais également par l'apparition dans les prélèvements de faibles effectifs d'espèces limnophiles, comme *Procloeon bifidum* (Bengtsson, 1912), *P. pennulatum* (Eaton, 1870) et *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761). Le genre *Caenis* Stephens, 1835 s'est diversifié, avec l'apparition, en plus de *Caenis luctuosa* (Burmeister, 1839), de l'espèce *C. macrura* et plus occasionnellement *C.*

---

<sup>2</sup> Prise en considération des redondances taxonomiques afin de limiter la surévaluation de la richesse taxonomique

*pseudorivulorum* Keffermüller, 1960. *C. luctuosa* est une espèce généraliste, se rencontrant des milieux stagnant de la zone « épipotamal » et tolérante à des eaux plus riches en matière organique. En revanche, *C. macrura* est une espèce plus rhéophile et moins résistante aux concentrations de matière organique (Bauernfeind & Soldan, 2012).

La tendance à l'augmentation de la diversité des plécoptères est portée par la collecte beaucoup plus fréquente après restauration de taxons trouvés de manière plus épisodique avant restauration mais également par l'apparition de nouveaux taxons comme les genres *Isoperla* spp. Banks, 1906 et *Brachyptera* spp. Newport, 1849.

L'augmentation de la diversité en trichoptères est essentiellement portée par l'apparition dans les prélèvements de taxons oligotrophes et préférant les vitesses de courant intermédiaires, appartenant à la famille des Glossosomatidae, notamment l'espèce *Glossosoma boltoni* Curtis, 1834, des Goeridae, notamment *Goera pilosa* (Fabricius, 1775), et une forte diversification des espèces représentant la famille des Leptoceridae.

**Belley et Brégnier-Cordon** : les Vieux-Rhône de Belley et Brégnier-Cordon présentent globalement le même pattern d'évolution de la richesse taxonomique, mais la faible chronique avant restauration ne permet pas d'évaluer les potentiels effets de la restauration des débits sur cette métrique.

**Pierre-Bénite** : le secteur de Pierre-Bénite possède les valeurs de richesse avant restauration les plus faibles mesurées sur l'ensemble des secteurs suivis. Malgré une stagnation apparente de la richesse taxonomique totale, la richesse en taxon EPT a tendance à légèrement augmenter après restauration des débits. Cette augmentation est essentiellement portée par les taxons éphéméroptères et plécoptères. Chez les éphéméroptères, certaines espèces limnophiles comme *Procloeon simile* (Eaton, 1870) et *P. bifidum* ont disparu de nos prélèvements. Les éphémères *E. aurantiacus* et *Potamanthus luteus* (Linnaeus, 1767), emblématique des zones supérieures des grands cours d'eau (épipotamon), apparaissent après rehaussement des débits. Comme observé dans le vieux-Rhône de Chautagne, le genre *Caenis* s'est diversifié avec l'apparition dans nos prélèvements de l'espèce *C. macrura*. On notera la forte progression de *Baetis fuscatus/scambus* dont les effectifs ont été multipliés par 3.

Les plécoptères du genre *Leuctra* spp. Stephens, 1836 apparaissent après restauration du débit de manière régulière et avec en moyenne des effectifs multipliés par 4. En revanche, la richesse

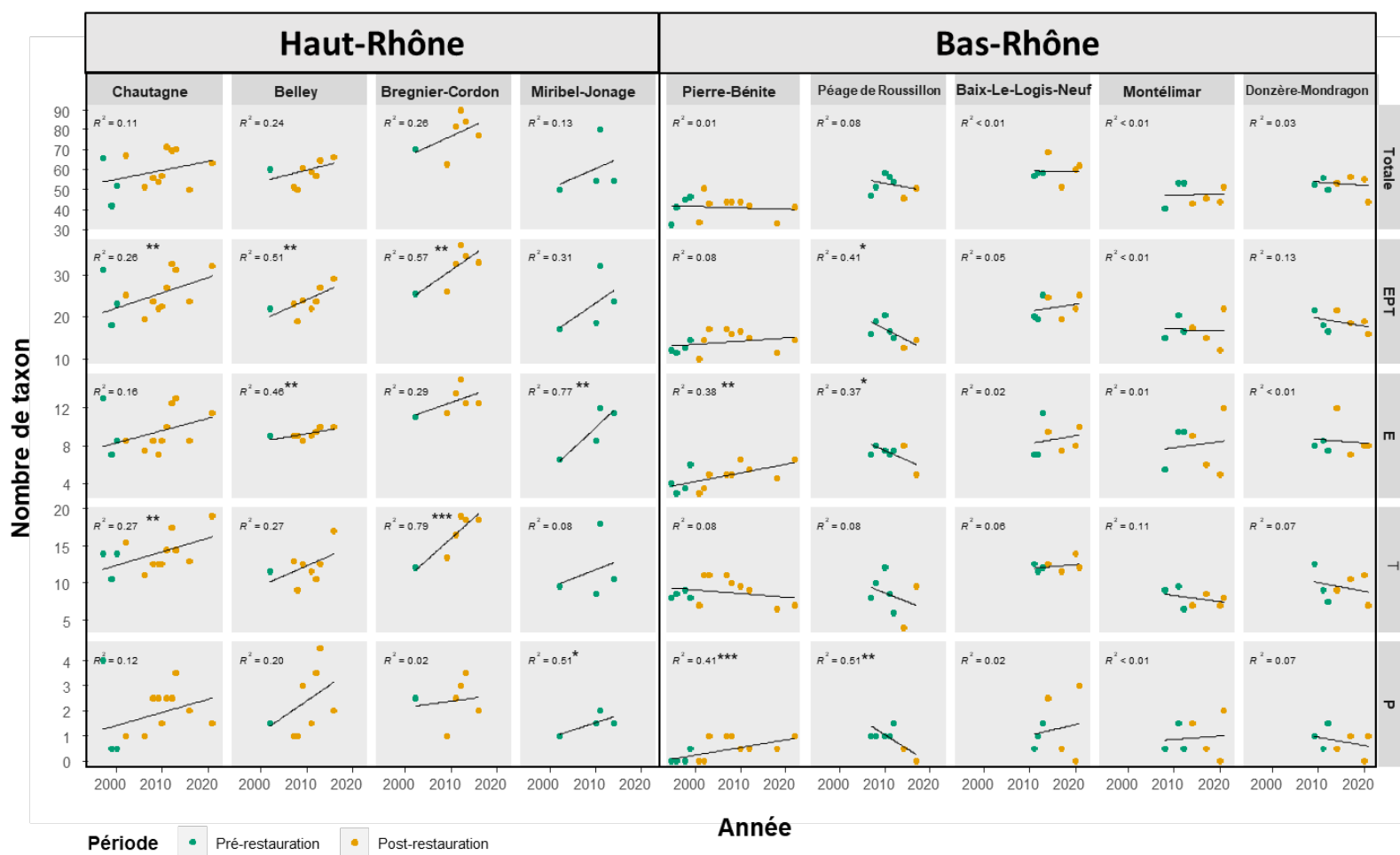
en taxons trichoptères qui avait augmenté après rehaussement des débits, a diminué ces dernières années.

Concernant les autres secteurs suivis du Bas-Rhône, le recul est encore insuffisant pour confirmer les tendances observées.

**Péage-de-Roussillon** : On notera tout de même le secteur de Péage-de-Roussillon où la richesse en taxons EPT diminue significativement. La géomorphologie du secteur ainsi que les difficultés d'échantillonnage sur ce vieux Rhône, lié aux nouvelles modalités de gestion des débits réservés peuvent en partie expliquer ces résultats. En effet, la faible mobilité latérale observée au niveau des stations de prélèvement, liée notamment à un endiguement en rive droite, a entraîné la création d'un plat courant très homogène en termes d'habitat benthique. De plus, les nouvelles modalités de gestion modulée du débit réservé nous ont amenés à décaler notre campagne de printemps d'avril à juillet. Il est fort probable que les prélèvements aient lieu après de fortes périodes d'émergence d'insectes. Ainsi, les formes larvaires collectées en juillet ne sont généralement pas déterminables à un niveau taxonomique permettant une identification précise, impliquant probablement une diminution artificielle de la richesse mesurée.

La richesse taxonomique mesurée sur les secteurs du haut-Rhône a une tendance à la hausse alors qu'elle est à la baisse sur les secteurs suivis du bas-Rhône.





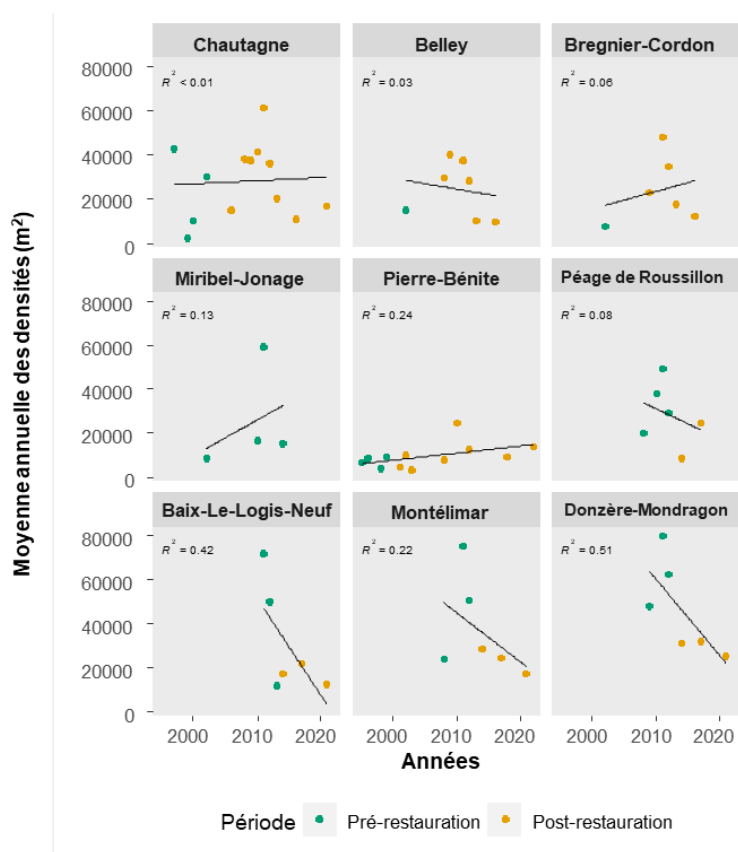
**Figure 5.5 - Évolution de la richesse taxonomique annuelle par secteur.** Total : Richesse taxonomique totale ; EPT : Richesse taxonomique en taxon éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ; E : richesse en taxon éphéméroptères ; T : richesse en taxon trichoptères ; P : richesse en taxon plécoptères. La courbe de tendance en noir (modèle linéaire) met en évidence la relation entre la richesse taxonomique et le temps. \*\*\* : p value < 0,001, \*\* : p value < 0,01 et \* : p value < 0,05.

### 5.3.3 Evolution temporelle des taxons rhéophiles

L'évolution de la moyenne annuelle de la densité des taxons rhéophiles n'est significative pour aucun des secteurs suivis (Figure 5.6).

Une tendance semble néanmoins se dégager pour les secteurs pour lesquels une chronique relativement longue est disponible.

**Chautagne** : dans ce secteur, malgré une forte variabilité interannuelle, la densité en taxons rhéophiles a tendance à augmenter suite aux opérations de restauration hydraulique puis à diminuer à partir de 2011. Cette augmentation était essentiellement portée par les éphéméroptères *B. fuscatus/scambus* et le trichoptère *G. boltoni* (Figure 5.7A).

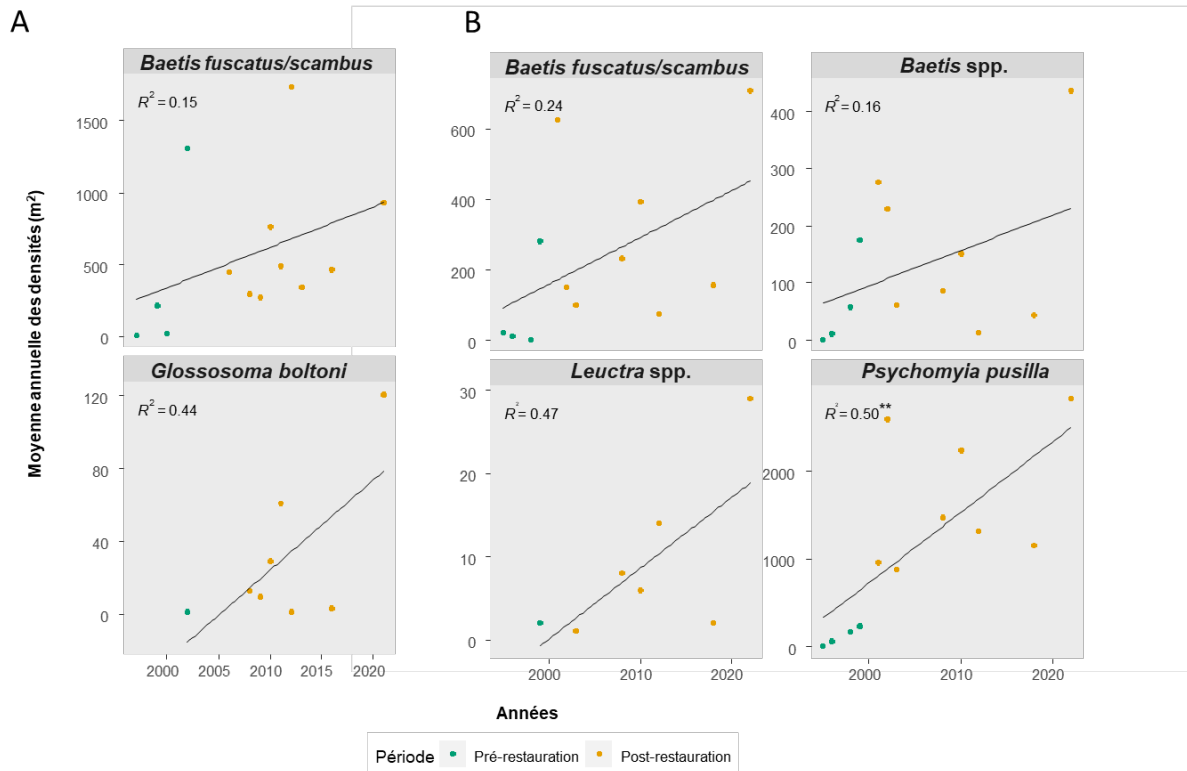


**Figure 5.6** - Évolution de la moyenne annuelle des densités de taxons rhéophiles par secteur. La courbe de tendance en noir (modèle linéaire) met en évidence la relation entre la richesse taxonomique et le temps. \*\*\* : p value < 0,001, \*\* : p value < 0,01 et \* : p value < 0,05.

**Pierre-Bénite** : sur le Bas-Rhône, la densité des taxons rhéophiles à Pierre-Bénite a tendance à augmenter. Cette augmentation est essentiellement portée par les éphéméroptères *B.*

*fuscatus/scambus*, *Baetis* spp. Leach, 1815, le trichoptère *Psychomyia pusilla* (Fabricius, 1781) ainsi que par les plécoptères du genre *Leuctra* spp. (Figure 5.7B).

Sur les autres secteurs suivis du bas-Rhône et contrairement à nos attentes, de nombreux taxons rhéophiles voient désormais leur densité diminuer fortement.



**Figure 5.7 -** Évolution de la moyenne annuelle de la densité de taxons rhéophiles qui ont augmenté dans les vieux-Rhône de A) Chautagne et B) Pierre-Bénite. La courbe de tendance en noir (modèle linéaire) met en évidence la relation entre la richesse taxonomique et le temps. \*\*\* : p value < 0,001, \*\* : p value < 0,01 et \* : p value < 0,05.

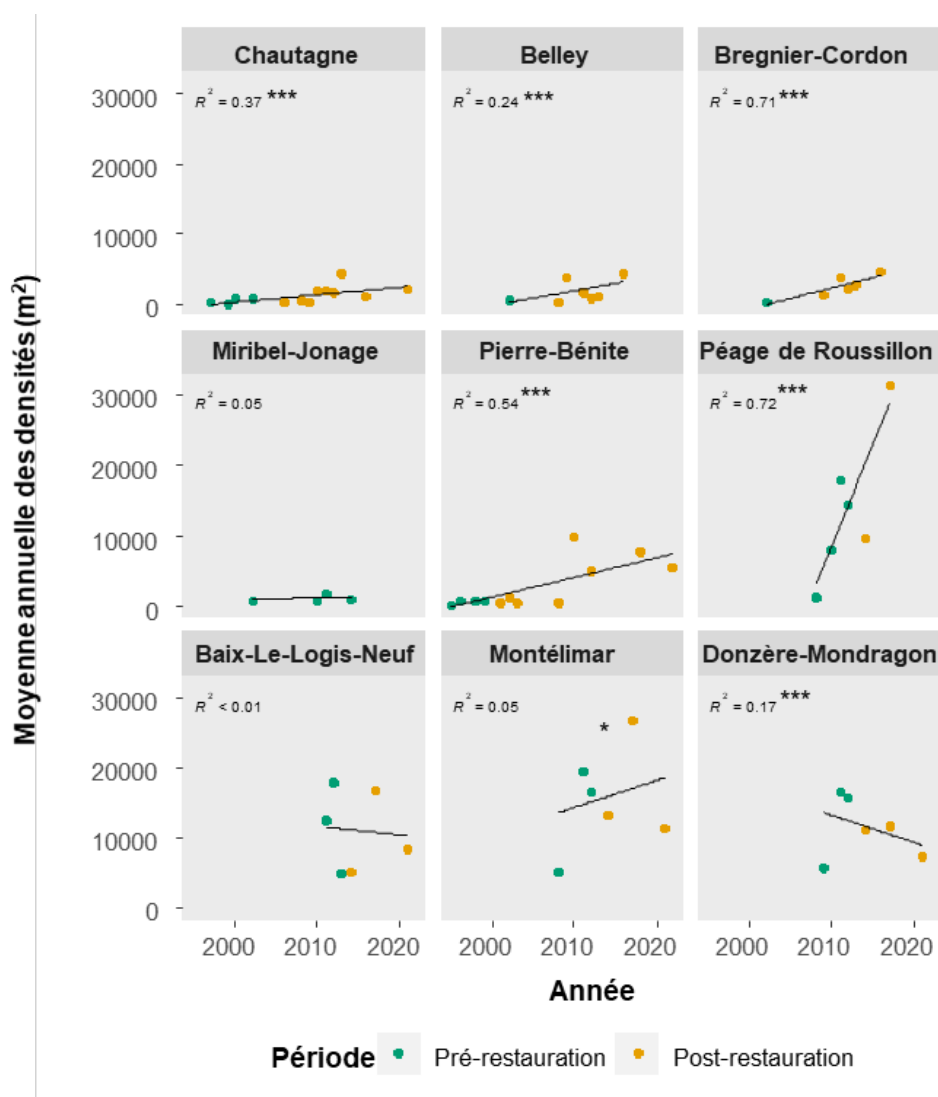
La densité en taxons rhéophiles après avoir globalement augmentée dans les secteurs ayant bénéficié d'un rehaussement du débit réservé a diminué fortement ces dernières années. L'arrivée depuis 2010 des nouveaux cortèges de taxons exogènes, notamment sur le Bas-Rhône, doit probablement impacter cette dynamique (Strayer et al. 2005).

### 5.3.4 Evolution temporelle des taxons exogènes

Un total de 32 taxons exogènes a été collecté sur l'ensemble des secteurs suivis dans le cadre de RhonEco.

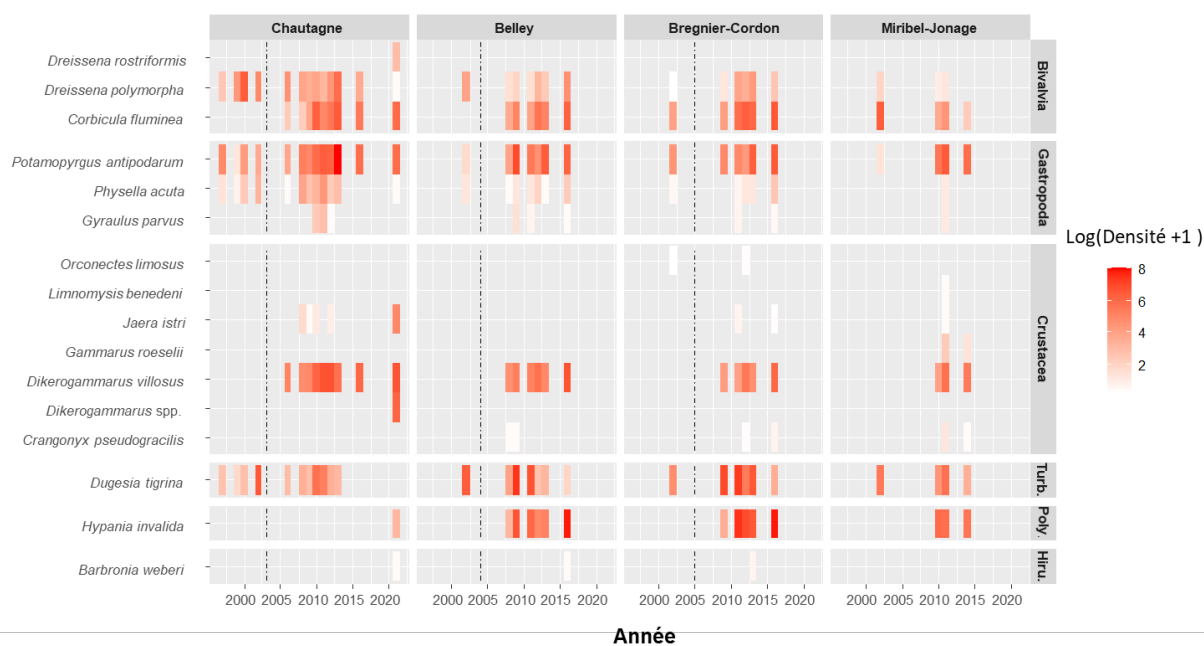
Sur les secteurs suivis du haut-Rhône, un total de 16 taxons exogènes a été collecté. Sur les secteurs suivis du bas-Rhône, un total de 31 taxons exogènes a été collecté.

La densité moyenne en taxons exogènes augmente significativement dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon, Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon (Figure 5.8). Le fait que les suivis dans les Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon aient commencé respectivement en 2011, 2008 et 2009, soit pendant la vague de colonisation de 2010, explique probablement le fait que la densité en taxons exogènes soit restée stable ou ait peu augmenté. En effet, c'est aux alentours de 2010 que de nouveaux taxons exogènes sont apparus dans nos prélèvements, et notamment sur les secteurs suivis du bas-Rhône. Par exemple, à Pierre Bénite, le crustacé isopode *J. istri* dont 1 seul individu a été collecté dans nos prélèvements en 2008, s'est rapidement développé pour atteindre en moyenne 4 898 individus/m<sup>2</sup> sur la période 2010-2022. Le constat est semblable pour le crustacé amphipode *D. villosus*, apparu en 2002 dans nos suivis, avec en moyenne 89 individus/m<sup>2</sup> sur la période 2002-2008 et 865 individus/m<sup>2</sup> sur la période 2010-2022.



**Figure 5.8** - Évolution de la moyenne annuelle de la densité de taxons exogènes. La courbe de tendance en noir (modèle linéaire) met en évidence la relation entre la richesse taxonomique et le temps. \*\*\* : p value < 0,001, \*\* : p value < 0,01 et \* : p value < 0,05.

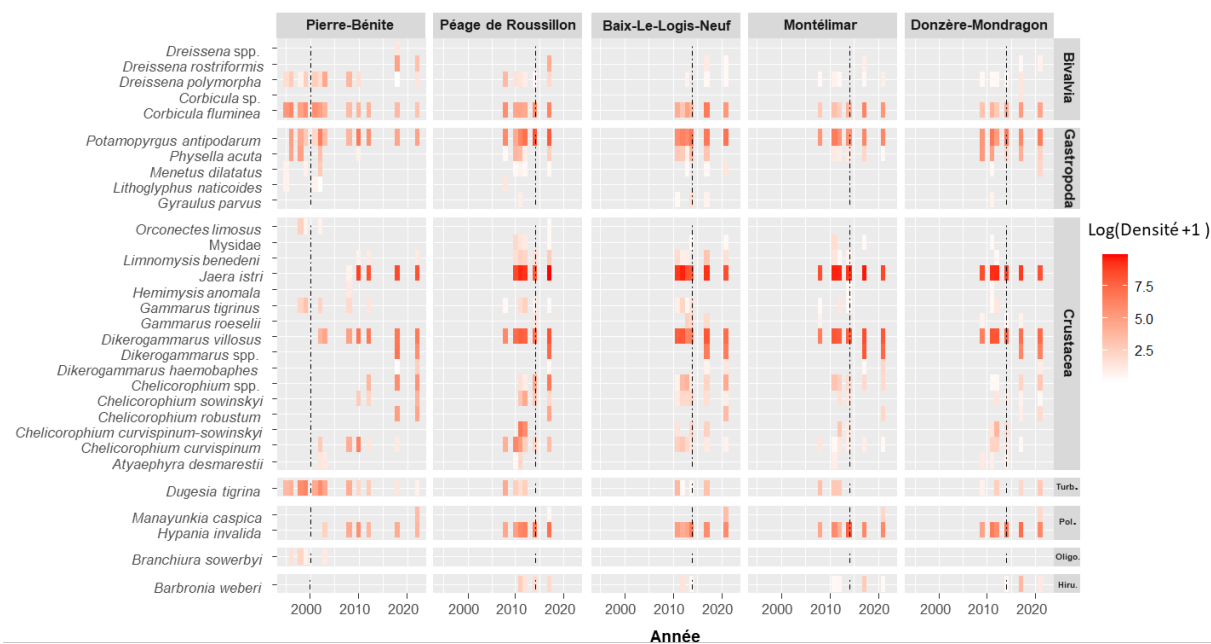
L'évolution de de la densité moyenne annuelle des taxons exogènes regroupés par Classe pour les secteurs suivis du Haut-Rhône (Figure 5.9) est contrastée en fonction des secteurs.



**Figure 5.9** - Évolution de la densité moyenne annuelle (exprimée en log +1) des taxons exogènes regroupés par Classe pour les secteurs suivis du haut-Rhône. La ligne pointillée représente l'année de rehaussement du débit réservé. Turb. : Turbellariés ; Pol. : Polychaeta ; Hiru. : Hirudinae.

**Chautagne** : la période pré-restauration est caractérisée par une communauté de taxons exogènes composés essentiellement par le mollusque bivalve *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), le mollusque gastéropode *P. antipodarum* et du turbellarié *Dugesia tigrina* (Girard, 1850). La période post-restauration est caractérisée par une communauté plus diversifiée en taxons exogènes, avec notamment le développement des populations de mollusques bivalves *C. fluminea* et gastéropodes *P. antipodarum*. À partir de 2015, le crustacé *D. villosus* devient majoritaire parmi les taxons exogènes. Après avoir colonisé les secteurs de Miribel-Jonage, Brégner-Cordon et Belley entre 2009 et 2015, le polychète *H. invalida*, continuant sa progression vers l'amont, a été collecté pour la première fois dans le secteur de Chautagne en 2021.

L'évolution du peuplement en taxons exogènes est plus hétérogène dans les secteurs suivis du bas-Rhône. La longue chronique disponible sur le secteur de Pierre-Bénite nous permet de mettre en évidence plusieurs vagues successives de colonisation sur le Bas-Rhône (Figure 5.10).



**Figure 5.10** - Évolution de la densité moyenne annuelle (exprimée en log +1) des taxons exogènes regroupés par Classe pour les secteurs suivis du bas-Rhône. Turb. : Turbellariés ; Pol. : Polychaeta ; Oligo. : Oligochaeta ; Hiru. : Hirudinae. La ligne pointillée représente l'année de rehaussement du débit réservé.

**Pierre-Bénite** : situé à l'aval de la confluence avec la Saône, vecteur de nombreux taxons d'origine Ponto-Caspienne, ce secteur est le premier des secteurs suivis à voir l'arrivée de ces nouvelles espèces. Les densités de certaines espèces exogènes collectées pendant la période pré-restauration comme le turbélerié *D. tigrina*, le mollusque bivalve *C. fluminea* ou encore le mollusque gastéropode *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) ont diminué sur la période post-restauration (densité en individus/m<sup>2</sup> respectivement divisé par 2.8, 3.2 et 8.3). La densité du crustacé *D. villosus*, arrivé en 2002, a fortement augmenté à partir de 2010 (multipliée par 10), alors que celle du crustacé *Chelicorophium curvispinum* (G.O. Sars, 1895), arrivé à la même date, s'est effondrée après 2010 (divisée par 86). Les densités du polychète *H. invalida*, également arrivé en 2003, se maintiennent sur l'ensemble des secteurs suivis. Enfin, le crustacé isopode *J. istri*, collecté pour la première fois à Pierre-Bénite en 2008 a fortement progressé sur l'ensemble des secteurs suivis pour atteindre ces dernières années des densités très importantes (moyenne 2010-2022 d'environ 4 000 individus/m<sup>2</sup>). Il est probable que ce crustacé rhéophile et lithophile ait été favorisé par le rehaussement des débits réservés.

La communauté de taxons est très homogène entre les différents secteurs suivis du Bas-Rhône et les dynamiques observées sont similaires.

Malgré un pool commun, le peuplement en taxons exogènes est différent entre les secteurs suivis du bas-Rhône et du haut-Rhône, notamment par la diversité en crustacés et en polychètes mesurée sur le Bas-Rhône. Au sein des secteurs suivis du Haut-Rhône et du bas-Rhône, la dynamique de ces populations semble similaire. Tous ces taxons exogènes ne présentent pas pour l’instant de caractère envahissant. Néanmoins, parmi les 32 taxons exogènes recensés dans le cadre du suivi RhonEco, un groupe de 6 taxons suit une dynamique de développement rapide (*J. istri*, *D. villosus*, *H. invalida*, *D. polymorpha*, *C. fluminea*, *P. antipodarum*) et peut potentiellement affecter les communautés indigènes par la compétition pour l’espace, la nourriture ou simplement par prédation.

Bien que le développement de ces taxons exogènes puisse parfois se produire simultanément avec les opérations de restauration, il ne doit pas nécessairement être associé à celles-ci. En effet, ce phénomène a été observé dans de nombreux grands fleuves européens (van der Velde *et al.*, 2002 ; Paunović *et al.*, 2015).

#### 5.4 Conclusion

- L'évolution des métriques « richesse taxonomique » et « densité de taxons rhéophiles » est variable entre les secteurs mais également dans le temps au sein de chaque secteur.
  - La richesse taxonomique mesurée sur les secteurs du haut-Rhône a une tendance à la hausse alors qu'elle est à la baisse sur les secteurs suivis du bas-Rhône.
  - La densité en taxons rhéophiles après avoir globalement augmentée dans les secteurs ayant bénéficiés d'un rehaussement du débit réservé diminue fortement ces dernières années. L'arrivée depuis 2010 des nouveaux cortèges de taxons exogènes, notamment sur le bas-Rhône, doit probablement impacter cette dynamique.
- Les secteurs pour lesquels un suivi long terme pré-restauration et post-restauration (Chautagne et Pierre-Bénite) est disponible nous permettent de mieux distinguer l'impact du rehaussement du débit réservé des impacts liés à l'arrivée de nouveaux taxons exogènes (Annexe 5.1 et § 5.3.4).
- L'évolution des communautés de macroinvertébrés des secteurs du bas-Rhône, restaurés en 2014, est pour le moment plus difficile à interpréter car plusieurs vagues de colonisation par des taxons exogènes à partir de 2010, dont certains avec un



caractère envahissant (*J. istri*), perturbent les équilibres en place et affectent la qualité de la définition de l'état initial pour ces secteurs. Le suivi des communautés sur le long terme, une fois que ces populations exogènes se seront stabilisées dans l'écosystème, nous permettrons probablement de mieux appréhender les effets de la restauration des débits sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.

Chaque Vieux-Rhône possède ses propres particularités. En effet, ils diffèrent physiquement par leur hydrologie, leur géomorphologie, leur disponibilité sédimentaire... Ils diffèrent également biologiquement par leur communauté d'invertébrés. En effet, même s'il existe un pool commun de taxons pour l'ensemble des secteurs, de nombreuses différences existent notamment par la diversité en taxa exogènes. Ceci s'explique en partie par l'influence du gradient thermique très important sur le Rhône ainsi que par l'influence des différents affluents (Saône, Drôme...). Enfin, tous les secteurs ont bénéficié d'une augmentation de débit réservé avec des modalités différentes (temporalité, amplitude, modularité saisonnière). C'est pour ces raisons qu'une analyse globale des secteurs restaurés ou encore les comparaisons inter-secteurs reste encore délicate à interpréter. Une analyse de cette évolution vieux-Rhône par vieux-Rhône se révèle indispensable.

Globalement, les opérations de restauration semblent dans un premier temps avoir eu les effets attendus, mais sur le moyen terme, la forte variabilité des réponses nous rappelle qu'il y a de nombreux facteurs influençant les communautés qui ne sont pas liés à l'hydraulique (pollution, disponibilité sédimentaire, compétition interspécifique...).

---

## 6. Hydromorphologie des lônes

### 6.1 Objectifs et méthodologie

Depuis son lancement, le suivi scientifique aborde deux problématiques majeures en matière de dynamique hydromorphologique des bras morts et bras secondaires restaurés. Ces questionnements se déclinent en deux principaux axes de recherche permettant d'évaluer la pertinence des travaux de restauration réalisés le long du corridor rhodanien depuis 1999. Ils sont abordés à partir de mesures *in situ* reposant sur un protocole de suivi simple et facilement reproductible.

**Axe 1 : Quelle est la durée de vie d'un bras restauré ?** En d'autres termes, y a-t-il un comblement du bras par sédimentation ? Existe-t-il des phénomènes de décapage des sédiments fins ralentissant le processus, voire l'inversant ? Cette durée de vie est-elle modifiée par la restauration ? Ce premier ensemble de questions est abordé en confrontant le taux de sédimentation (épaisseur des sédiments fins déposés sur une période de temps donnée) et la hauteur d'eau moyenne (disponible par ailleurs) du bras qui est susceptible d'enregistrer le comblement des bras par les alluvions.

**Axe 2 : La restauration modifie-t-elle les conditions d'habitat dans ces bras ?** Ces conditions d'habitat dépendent de la dynamique des écoulements transitant dans les bras et de la granulométrie du lit qui est associée. L'objectif est ici de déterminer si les conditions d'habitat sont modifiées par rapport aux conditions initiales et si ces nouvelles conditions vont se maintenir durablement. Il s'agit également de valider le fait que les travaux de restauration permettent bien une diversification fonctionnelle des habitats entre les différents bras présents sur un même secteur. Pour caractériser cette évolution, un suivi de la variabilité de la granulométrie des dépôts de fines intra et inter-bras est réalisé.

Les axes 1 et 2 constituent le cœur des réflexions menées dans le cadre du suivi hydromorphologique des bras restaurés depuis une quinzaine d'années. Des avancées notables ont été réalisées autour de ces problématiques, notamment pour les bras pour lesquels le suivi post-travaux est relativement long (bras restaurés du haut-Rhône et de Pierre-Bénite). En outre, nous avons pu démontrer que les patrons granulométriques longitudinaux (i.e. les conditions d'habitat ; Riquier *et al.*, 2015), les vitesses de comblement des bras par les alluvions fines et de fait leur durée de vie potentielle en tant qu'habitats aquatiques (Riquier *et al.*, 2017) peuvent être relativement bien estimés à partir de descripteurs simples de la dynamique des écoulements de

crue transitant dans les bras (fréquence de fonctionnement lotique des bras, capacité de reflux et intensité des écoulements en fonctionnement lotique, (cf. Riquier *et al.*, 2019) pour une synthèse en français). Ces modèles constituent d'ores et déjà des outils opérationnels pertinents, qui devraient permettre de fournir des éléments d'aide à la décision lors de la conception technique des futures actions de restauration sur le Rhône. Cependant, la poursuite des efforts de restauration sur le Rhône moyen et le Bas-Rhône, a fait émerger de nouveaux questionnements abordés dans un troisième axe de réflexion initié depuis 2018.

Axe 3 : Les modèles établis sur les bras restaurés du Haut-Rhône et de Pierre-Bénite sont-ils généralisables à l'ensemble du corridor fluvial que ce soit sur des sites restaurés ou non restaurés ?

En l'état, ces modèles (i.e. prédiction des vitesses de comblement et des patrons granulométriques) ne sont *a priori* pas généralisables à d'autres contextes géographiques (cas des bras non restaurés ou des bras situés sur des secteurs du fleuve qui enregistrent des flux sédimentaires différents, en termes de granulométrie et de concentrations). Il s'agit ici de traiter les thématiques de recherche abordées dans les axes 1 et 2 en comparant les conditions observées dans les bras restaurés et non restaurés à la fois sur le haut-Rhône, le Rhône médian et le Bas-Rhône, ainsi que leurs trajectoires évolutives lorsque cela est possible.

D'un point de vue méthodologique, le protocole repose sur un suivi limnimétrique continu et une campagne de terrain, réalisée en moyenne tous les deux ans, durant laquelle deux types de relevés sont effectués :

(i) **l'épaisseur de la sédimentation fine et de la hauteur d'eau.** La sédimentation a été observée à partir d'un réseau de points d'observation (mesure par carottage de l'épaisseur du dépôt de sédiments fins dans la zone en eau), distribués le long de l'axe médian de chacun des bras (1 point tous les 10 m de linéaire, soit entre 19 et 291 points par bras). Ces mesures permettent de calculer la durée de vie du bras au fur et à mesure de son vieillissement. Un protocole « extensif » (un point tous les 20 à 30 mètres) a été mis en place pour le suivi des bras les plus longs (Malaubert, Roussette). D'autre part, des secteurs exondés au moment des mesures ont été sondés à la tarière pédologique ou au pénétromètre. C'est notamment le cas de nombreux bras totalement atterris en état initial sur les secteurs de Montélimar et de Donzère-Mondragon.

(ii) **la distribution granulométrique.** Cinq prélèvements équirépartis longitudinalement sont réalisés dans l'axe des bras à la benne d'Eckmann afin de mesurer la taille médiane des sédiments de surface et sa variabilité longitudinale. Pour les bras atterris, les cinq prélèvements ont été réalisés à la tarière pédologique. Tout échantillon dont la taille médiane estimée *in situ* excède 2

mm est considéré comme matériel grossier, sans distinction plus précise de taille. Les échantillons de fines (< 2 mm) prélevés lors des campagnes de terrain font par la suite l'objet d'analyses granulométriques réalisées en laboratoire, à l'aide d'un granulomètre laser.

Ces investigations s'accompagnent également d'une analyse des archives photographiques et cartographiques permettant notamment de caractériser l'évolution des bras au cours du temps. Cet investissement est important pour mieux comprendre les états initiaux avant restauration et les comparer ensuite avec les états restaurés. Ce travail permet également de préciser la date de déconnexion de ces bras et d'estimer ainsi le taux de sédimentation (et non plus seulement l'épaisseur de fines), ce qui permet des comparaisons entre les états initiaux et les états restaurés.

Enfin, le constat d'un manque de connaissances quant à l'ajustement des bras vifs permanents ou semi-permanents a donné lieu à l'élaboration d'un protocole de suivi dédié. Ce dernier doit permettre de compléter les retours d'expériences autour des questionnements soulevés par les axes de recherche 1, 2 et 3 (thèse de Nicolas Tissot, débuté en octobre 2019).

L'objectif du présent rapport est de fournir une synthèse des actions réalisées au cours de l'année 2022. Les points suivants sont résumés dans la suite de ce rapport d'étape :

- État d'avancement des campagnes de suivi prévues en 2022.
- État d'avancement de la mise en œuvre du protocole de suivi dédié aux bras vifs.
- Conclusions et perspectives pour 2023.

## **6.2 Etat d'avancement des campagnes de suivi prévues en 2022**

Sur le Bas-Rhône, l'ensemble des bras des secteurs de Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon, Montélimar et Donzère-Mondragon ont été suivis, excepté la lône de la Surelle dont le suivi sera réalisé au cours du mois d'avril 2023. Ces mesures sont en cours d'intégration à la base de données et vont permettre de mettre à jour l'analyse de la dynamique de comblement par les fines de l'ensemble des bras suivis pour le prochain rapport de synthèse.

Dans le cadre du protocole de suivi des bras vifs restaurés, un quatrième suivi RFID a été réalisé dans les bras de Fournier et En-l'Île (Vieux-Rhône de Belley), Vachon (Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon) et Banc-Rouge (Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon). Les bras des Dames et de la Grange-Écrasée sur le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon ont également fait l'objet d'un septième suivi RFID.

## 6.3 Protocole de suivi des bras vifs

L'atterrissement des bras vifs (i.e. la diminution progressive de la profondeur en eau) peut résulter de différents processus, à savoir : (i) un remplissage du bras par la charge de fond et/ou des sédiments fins, notamment contrôlé par l'angle de bifurcation entre le chenal principal et le chenal secondaire et la pente de la section transversale dans cette zone (e.g. Van Denderen *et al.*, 2019) et/ou (ii) un changement de géométrie (a) du chenal principal ou (b) du bras lui-même (Riquier, 2015) affectant alors directement le niveau de l'eau dans le bras. Les enjeux de connaissances en lien avec la dynamique de la charge de fond et le constat de l'atterrissement de certains bras vifs ont conduit à la mise en place d'un protocole de mesures dédié, en complément du suivi « classique » RhônEco. Le protocole élaboré repose sur une combinaison de nouvelles acquisitions *in situ* et de l'exploitation de données existantes.

Il s'agit notamment d'évaluer la mobilité de la charge de fond dans les bras avec l'emploi de galets équipés de traceurs RFID passifs et de caractériser les patrons granulométriques longitudinaux de surface à partir d'acquisitions de photographies subaquatiques. Les changements de géométrie des bras et du chenal principal, avant et après restauration, sont quantifiés à partir de données fournies par la CNR (profils en travers, plans d'exécution voire de récolements produits lors des travaux, levés de lignes d'eau). Enfin, la caractérisation des conditions hydrauliques s'appuie sur la combinaison de chroniques de débits horaires (CNR), de relations hauteurs-débits dans les bras (capteurs limnimétriques) et dans le vieux-Rhône à proximité des zones de diffluence/confluence des écoulements (courbe de tarage CNR), voire localement de modèles hydrauliques (e.g. modèle 2D CNR sur Banc-Rouge, Donzère-Mondragon). La confrontation de l'ensemble de ces mesures devrait ainsi permettre de mieux comprendre la trajectoire évolutive des bras vifs (durée de vie [axe 1] et l'évolution des conditions d'habitat [axe 2]) et de les discuter au regard du contexte rhodanien [axe 3].

### 6.3.1 Caractérisation des ajustements morpho-sédimentaires dans les bras vifs : premiers résultats

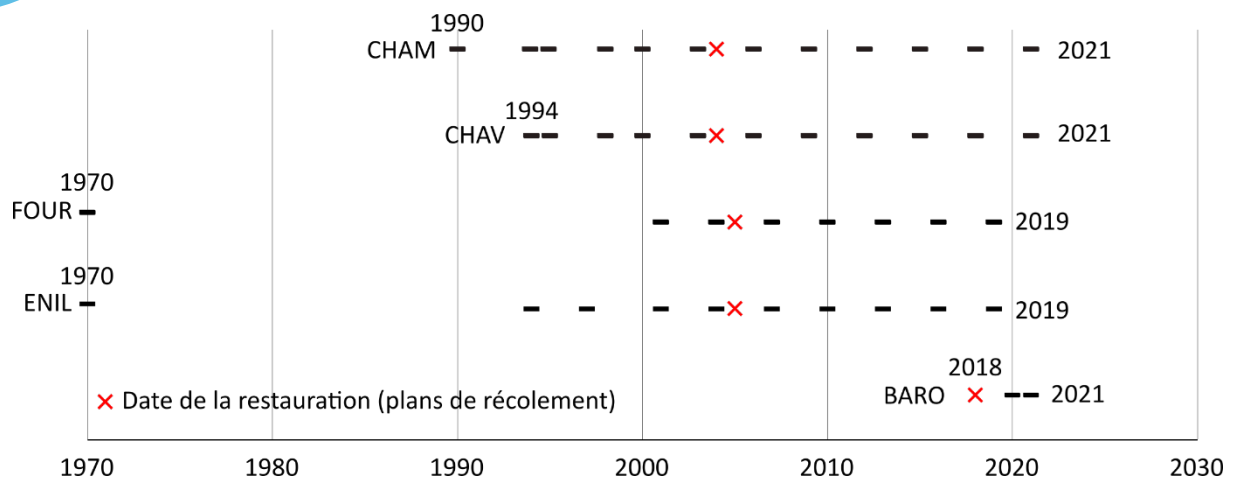
La réalisation de bilans sédimentaires dans les bras vifs doit permettre de quantifier leur remplissage sédimentaire par la charge de fond et d'estimer les ajustements morpho-sédimentaires qui se sont réalisés au cours du temps. Cette analyse doit permettre, à termes, de

mieux cerner la trajectoire évolutive de ces bras avant et après restauration. Ce volet s'appuie essentiellement sur des données topo-bathymétriques fournies par la CNR (plans d'exécution ou de récolement produits lors des travaux, acquisitions topo-bathymétriques réalisées par la CNR et accessibles depuis le logiciel "bathy" de la compagnie). D'un point de vue méthodologique, nous avons sélectionné manuellement les points des suivis topo-bathymétriques CNR correspondant au chenal entier (i.e. fond du lit et berges, correspondant au niveau à plein bord) puis du fond du lit (i.e. points les plus bas correspondant aux pieds de berges et au thalweg). Ensuite, nous avons réalisé les bilans à l'échelle du chenal entier puis du fond du lit et des berges. L'établissement des bilans sédimentaires a été semi-automatisé sous R et repose en premier lieu sur le calcul de l'aire entre deux dates de levés successifs pour chaque profil en travers. Puis, les surfaces érodés-déposés ( $m^2$ ) sont converties en volume ( $m^3$ ) entre deux dates, à partir de la formule suivante :

$$V = \sum_{i=1}^M V_i = \sum_{i=1}^M D_i \Delta S_i \quad (1)$$

où  $\Delta S_i$  représente l'évolution de la surface  $i$  entre la date 1 et la date 2 correspond à la différence d'aire entre deux profils en travers. La longueur  $D_i$  est égale à la somme des deux demi-distances entre des sections consécutives et  $M$  est le nombre de sections transversales (Guertault *et al.*, 2014). Les volumes sont ensuite divisés par le temps écoulé entre les deux dates de manière à obtenir des volumes érodés-déposés annuels moyens sur les périodes considérées.

Les résultats des bilans sédimentaires présentés dans ce rapport portent sur les Chenaux latéraux amont et aval (Vieux-Rhône de Chautagne) [intégrés en novembre 2022 à cette thématique], Fournier et En-l'Île (Vieux-Rhône de Belley) et le Banc-Rouge (Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon). Les périodes couvertes, ainsi que les campagnes topo-bathymétriques utilisées dans la réalisation des bilans pour chaque site, sont indiqués dans la Figure 6.1.



**Figure 6.1** - Données topo-bathymétriques utilisées pour la réalisation des bilans sédimentaires présentées.

Dans les bras étudiés, les bilans ont tout d'abord été réalisés à l'échelle de la section en travers complète (i.e. fond du lit et berges comprises). Les bilans globaux ont par la suite été décomposés de manière à gagner en finesse d'analyse quant aux processus à l'œuvre. Ainsi, nous avons également réalisé ces bilans sédimentaires sur (i) le fond du lit des bras (i.e. zone comprise entre les pieds de berges en rive droite et rive gauche où transite la charge de fond) et sur (ii) les berges où se déposent les matériaux plus fins (sables, limons associés à une fraction grossière dans des proportions très variable spatialement entre et à l'intérieur de chaque bras) (Figures 6.2 et 6.3 et Tableau 6.1).

L'analyse de la trajectoire évolutive des bras vifs étudiés avant et après restauration en termes de dynamique/érosion/dépôt globale permet d'apprécier la trajectoire évolutive générale des bras (Figures 6.2 et 6.3, Tableau 6.1). Tout d'abord, comme anticipé dans nos hypothèses initiales, la prédominance du stockage sédimentaire dans les bras vifs sur l'export de matériaux alluvionnaire semble être la situation dominante. Seuls le chenal latéral amont et Fournier dans leur état pré-restauration semblent présenter une phase significative de déstockage sédimentaire (respectivement entre 1990 et 1998 et 1970-2001). On notera également que cette fonction de puit sédimentaire est très variable selon les bras. Globalement, la propension à accumuler des matériaux semble relativement similaire avant et après restauration : les bras qui stockaient des volumes sédimentaires conséquents avant restauration conservent cette dynamique après travaux et inversement pour ceux disposant d'une plus faible propension à stocker des matériaux, soulignant que le contexte fonctionnel du Vieux-Rhône au sein duquel se situe le bras n'a pas véritablement changé à la suite de la restauration.

Au-delà de ces constats généraux, la décomposition des bilans sédimentaires (fond de lit vs. berges) permet d'affiner cette première interprétation et de renforcer notre compréhension de l'ajustement des bras et des processus à l'œuvre. Les chenaux latéraux amont (CHAM) et aval (CHAV) sont les bras disposant de la plus forte sensibilité à l'alluvionnement. Les matériaux stockés avant restauration en termes de bilan global (i.e. fond du lit + berges) représentent respectivement des volumes cumulés de +25 314 et +18 895 m<sup>3</sup>. Les volumes accumulés dans ces bras ont largement augmenté suite à la restauration, avec +59815 m<sup>3</sup> et +45 450 m<sup>3</sup>, respectivement, sur la période 2006-2021 (i.e. 17 années après restauration, T+17), soulignant ainsi la très forte capacité de piégeage de ces deux bras (Figure 6.2A). Le bras latéral amont enregistre, en cumulé, plus de 45007 m<sup>3</sup> de matériaux stockés dans ses berges entre 2006 et 2021 (75% de l'alluvionnement total), contre 14808 m<sup>3</sup> déposés sur le fond de son lit (25% de l'alluvionnement total). Sur la même période, le chenal latéral aval accumule, quant à lui, 11926 m<sup>3</sup> de matériaux (42% de l'alluvionnement total) au niveau de ses berges et 16 762 m<sup>3</sup> sur le fond du lit (58% de l'alluvionnement total) (Figures 6.2B et C). Ces résultats témoignent d'engraissements latéraux (i.e. rétractation du chenal) relativement importants pour ces deux sites comparativement aux autres bras étudiés. Sur le Vieux-Rhône de Belley, avant restauration, Fournier présente une tendance au déstockage des matériaux (-5 949 m<sup>3</sup>). Le total des sédiments accumulés/érodés sur ce bras au cours de cette période est avant tout lié à des processus d'incision du fond du lit (-6 765 m<sup>3</sup>, soit 89% du volume sédimentaire global sur la période 1970-2004), qui ne sont pas compensés par une légère tendance à l'engraissement des berges (+816 m<sup>3</sup>, 11% du volume global). Le bras d'En-l'île présente, quant à lui, une tendance au stockage alluvionnaire (+4 404 m<sup>3</sup> sur la période 1990-2004), largement imputable à un engraissement des berges (+6 692 m<sup>3</sup>, 75% du volume global), qui masque une tendance à l'incision du fond de lit à l'instar de Fournier (-2288 m<sup>3</sup>, 25% du volume global). Après restauration (2005-2021, T+16), ces deux bras présentent une tendance au piégeage des alluvions beaucoup plus importante. Fournier enregistre un stockage de +8 699 m<sup>3</sup> de matériaux. Les processus d'engraissement du fond de lit deviennent largement dominant (+6136 m<sup>3</sup>, soit 71% de l'alluvionnement total) et les berges s'engraissent (+2 563 m<sup>3</sup>, soit 29% de l'alluvionnement total). Sur la même période post-restauration (2005-2019), En-l'île présente une sensibilité à l'alluvionnement plus faible avec +1 052 m<sup>3</sup> de matériaux stockés. Le fond du lit tend à s'exhausser (+1461 m<sup>3</sup>, 78% du volume global), alors que les berges tendent à s'éroder (-409 m<sup>3</sup>, 22% du volume global). Sur le vieux-Rhône de Donzère-Mondragon, le bras du Banc Rouge tend également à stocker plus de matériaux qu'il n'en exporte (+1 740 m<sup>3</sup>) après restauration (2018-2021, T+3). L'exhaussement du fond de lit est le



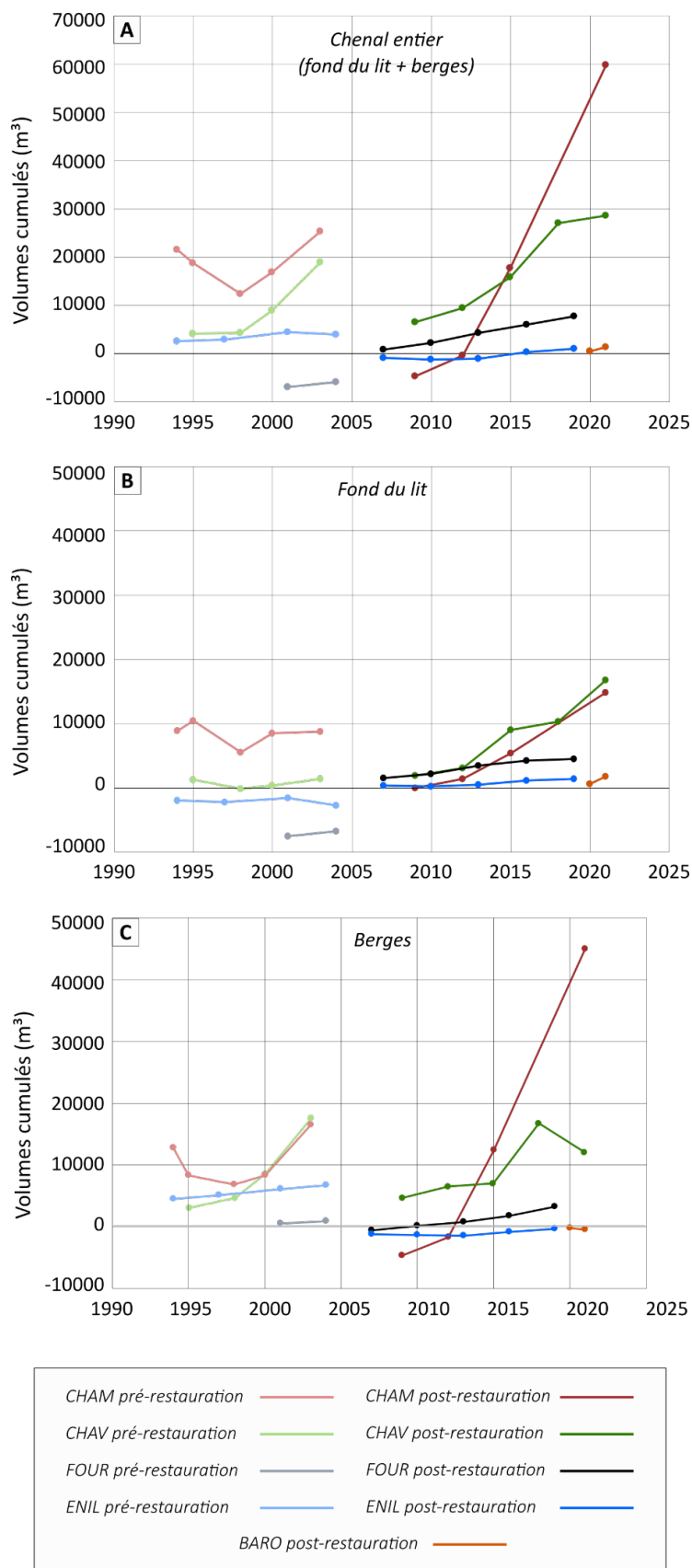
processus dominant (+2 470 m<sup>3</sup>, 77% du volume global) et les berges tendent actuellement à s'éroder (-730 m<sup>3</sup>, 23% du volume global).

La Figure 6.3 permet de rendre compte de la variabilité des processus d'érosion et de dépôt au sein des bras entre érosion et dépôt. En termes de bilan sédimentaire complet (berges + fond du lit), cette variabilité semble être plus importante avant restauration sur l'ensemble des bras étudiés par rapport aux observations post-travaux. Concernant la dynamique du fond du lit, la variabilité intra-bras est moins marquée, ce qui semble souligné que les dépôts de sédiments grossiers sont relativement homogènes le long de l'ensemble du linéaire de ces bras. Les volumes déposés/érodés dans les bras de Chautagne (CHAM et CHAV) sont globalement supérieurs à ceux des bras de Belley (FOUR et ENIL), quelle que soit la période considérée.

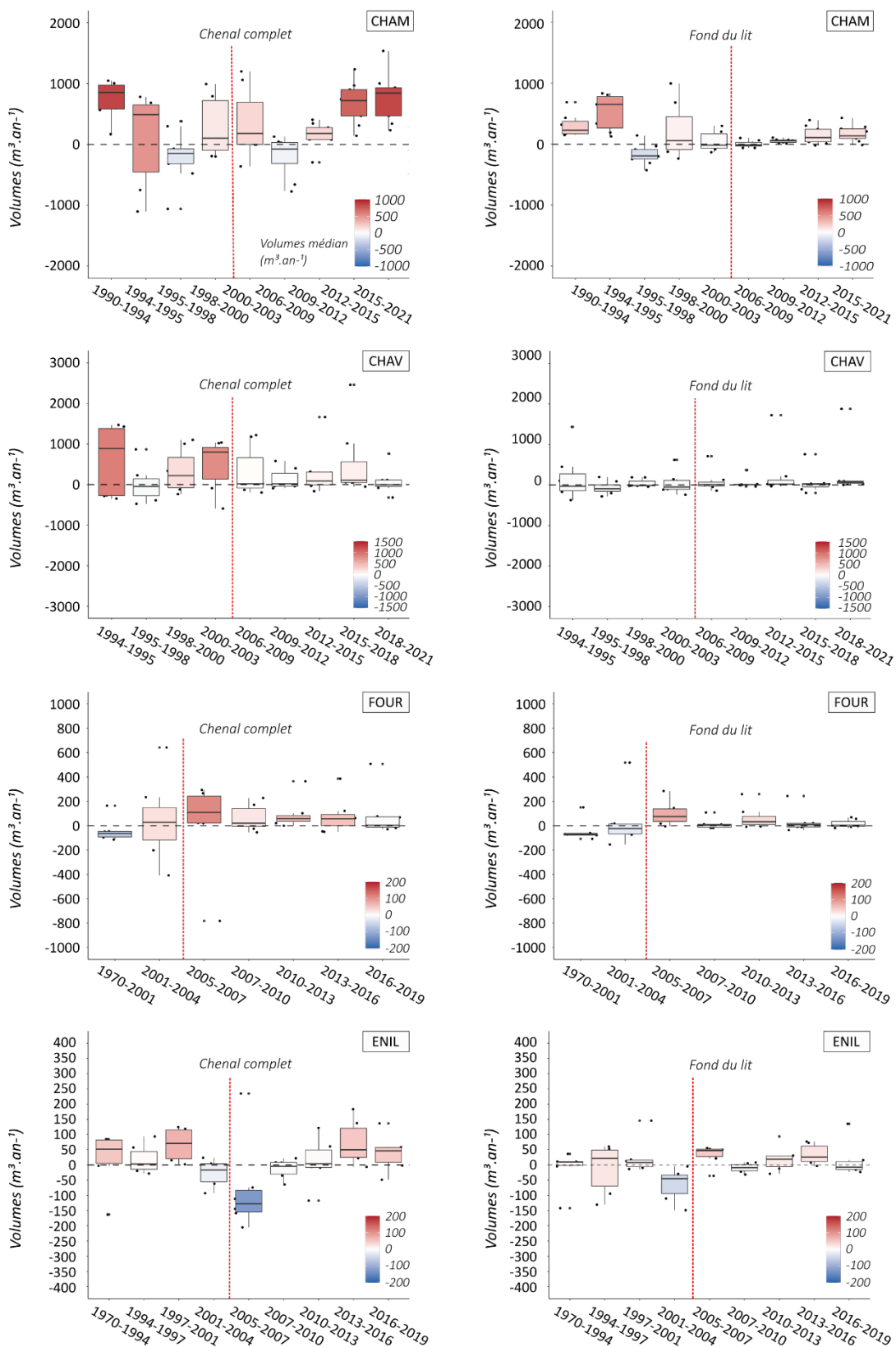
Il est à présent nécessaire de mieux cerner l'évolution temporelle des différents processus étudiés (érosion/engraissement des berges et du fond du lit) notamment pour mieux appréhender le relai de ces processus dans le temps et dans l'espace. Sur de nombreux bras, il semble que les premiers états post-restauration sont marqués par d'importants ajustements latéraux, puis les processus relatifs à la mise en mouvement et au dépôt de la charge grossière sur le fond du lit semblent prédominer par la suite. Ces analyses complémentaires sont en cours.

Tableau 6.1 - Résultats des bilans sédimentaires réalisés dans les bras vifs restaurés du Rhône. En **noir**, les bilans réalisés à l'échelle de la totalité de la section en travers du bras (i.e. fond du lit et berges comprises), en **bleu**, les bilans réalisés sur le fond du lit (i.e. partie comprise entre les pieds de berges en rive droite et rive gauche, dans laquelle transite la charge de fond) et en **rouge** les bilans pour les berges. Les chiffres en **gras** indiquent le processus dominant pour chaque inter-observés de chacun des bras étudiés. Afin de faciliter leur lecture, les bilans ont été découpés en trois périodes : pré-restauration, premier état post-restauration (i.e. en général les 3 à 5 premières années après travaux) et les ajustements post-restauration de T+3/T+5 à la dernière observation disponible. BARO, ancien bras endigué ne dispose pas d'état pré-restauration en tant que bras vif.

Site	Période	Bilan (m <sup>3</sup> )	Bilan (m <sup>3</sup> .an <sup>-1</sup> )
CHAM	1990 - 2003	+ 25314 / + 8825 / + 16489	+ 1947 / + 679 / + 1268
	2006 - 2009	- 4714 / + 35 / - 4750	- 1572 / + 12 / - 1583
	2009 - 2021	+ 59815 / + 14807 / + 45007	+ 4601 / + 1139 / + 3462
CHAV	1990 - 2003	+ 18895 / + 1369 / + 17526	+ 1453 / + 105 / + 1348
	2006 - 2009	+ 6522 / + 1971 / + 4551	+ 2174 / + 657 / + 1517
	2009 - 2021	+ 22166 / + 14791 / + 7375	+ 7389 / + 4930 / + 2458
FOUR	1970 - 2004	- 5948 / - 6765 / + 816	- 175 / - 199 / + 17
	2005 - 2007	+ 902 / + 1578 / - 676	+ 451 / + 789 / - 338
	2007 - 2019	+ 7797 / + 4558 / + 3239	+ 650 / + 380 / + 270
ENIL	1970 - 2004	+ 4004 / - 2688 / + 6692	+ 118 / -79 / + 197
	2005 - 2007	- 919 / + 375 / - 1294	- 460 / + 188 / - 647
	2007 - 2019	+ 1971 / + 1086 / + 885	+ 164 / + 90 / + 74
BARO	2018 - 2020	+ 912 / + 1333 / - 421	+ 456 / + 667 / - 211
	2020 - 2021	+ 828 / + 1137 / - 309	+ 828 / + 1137 / - 309

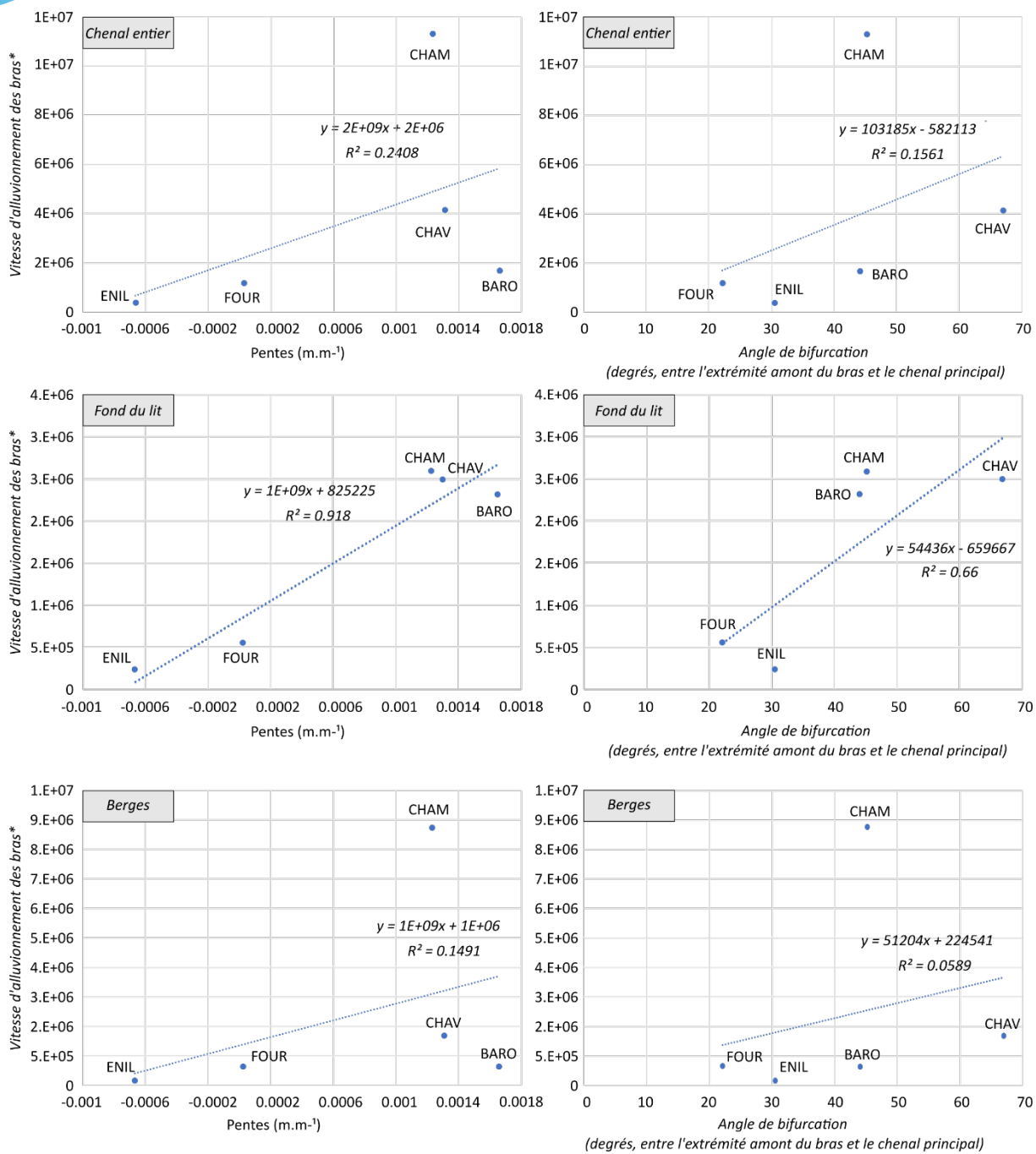


**Figure 6.2** - Volumes sédimentaires cumulés avant et après restauration d'après les résultats des bilans réalisés (données CNR) : A) à l'échelle de la totalité des sections en travers disponibles dans le bras (i.e. berges + fond du lit), B) pour le fond du lit et C) pour les berges.



**Figure 6.3** - Distribution statistique des volumes érodés/déposés, annuellement, par bras. La barre verticale en pointillés rouges matérialise la restauration. Le bras du Banc-Rouge n'est pas représenté.

Enfin, une première analyse des facteurs explicatifs potentiels de la trajectoire évolutive des bras a été réalisée. Seuls l'angle de connexion avec le chenal principal et la pente du fond lit dans le bras au cours du premier inter-observé post-restauration ont été testés jusqu'à présent comme variables explicatives (Figure 6.4). La vitesse d'alluvionnement des bras, en tant que variable à expliquer, est dérivée du paramètre de pente de la régression linéaire appliquée à la relation liant le temps écoulé depuis la restauration au volume de matériaux stockés/déstockés du compartiment considéré (berges, fond du lit ou bras entier) (Figure 6.2). Les résultats montrent qu'à l'échelle du chenal (i.e. fond du lit et berges comprises), la vitesse d'alluvionnement dans les bras et la pente du chenal ou l'angle de bifurcation, sont faiblement corrélés. En revanche, la vitesse d'alluvionnement des bras sur le fond du lit est fortement corrélée avec la pente du bras ( $r^2 = 0.92$ ) et l'angle de bifurcation ( $r^2 = 0.66$ ). Autrement dit, plus la pente du bras est forte, et l'angle de connexion avec le chenal principal est ouvert, plus la propension des bras à accumuler des matériaux sur le fond de leur lit est importante. Enfin, la relation entre vitesse d'alluvionnement des bras au niveau des berges est faiblement corrélée ( $r^2 = 0.15$ ) avec la pente du lit du bras et encore plus faiblement ( $r^2 = 0.06$ ) avec l'angle de bifurcation et le chenal principal, indiquant ainsi que ces deux paramètres semblent influencer très faiblement les processus de dépôt/érosion de berges.



**Figure 6.4** - Confrontation de la vitesse d'alluvionnement des bras, déduite des résultats des bilans sédimentaires, avec la pente du fond du lit des bras au cours du premier inter-observé post-restauration et l'angle de bifurcation entre l'extrémité amont du bras et le chenal principal. \*La vitesse d'alluvionnement des bras est dérivée du paramètre de pente de la régression linéaire appliquée à la relation liant le temps écoulé depuis la restauration au volume de matériaux stockés/déstockés (cf. Figure 6.2).

### 6.3.2 Suivi du charriage par transpondeurs passifs

Le suivi de la mobilité des particules dans les bras vifs repose sur le déploiement de galets équipés de transpondeurs passifs RFID (*Radio Frequency IDentification*). Cette technologie permet de suivre le déplacement des particules équipées et plus largement d'estimer des taux de transport et d'explorer les facteurs de contrôle du charriage. Ces éléments constituent des informations clés pour prédire les ajustements morphologiques de cours d'eau, notamment dans un contexte de restauration sédimentaire (Papangelakis & Hassan, 2016 ; Piégay *et al.*, 2016 ; Vázquez-Tarrío, 2019). Dans le cadre de RhônEco, l'emploi de ces traceurs doit nous permettre de préciser quelles fractions granulométriques sont concernées par le charriage, quels sont les débits seuils d'entraînement associés et comment ce processus se manifeste dans le temps et dans l'espace au sein des bras vifs restaurés. Ainsi, entre avril 2019 et février 2020, 900 galets répartis en 4 classes granulométriques et équipés de transpondeurs passifs (PIT-tag : *Passive Integrated Transponders*) ont été injectés dans 6 bras vifs du Rhône (Tableau 6.2).

Entre 100 et 200 traceurs ont été injectés par site. Les profils sont situés dans le tiers amont des bras, à proximité de la zone de bifurcation des écoulements. Sur le Banc-Rouge, deux stations distantes de 200 mètres ont été équipées de 100 traceurs chacune, afin (i) de disposer d'une vision plus fine de la mobilité des particules et (ii) d'éviter une concentration trop importante des traceurs pour limiter les problèmes de collision des signaux (i.e. incapacité à distinguer l'ensemble des particules lorsqu'elles se retrouvent entassées sur un même point), notamment au cours du premier suivi post-crue morphogène (Chapuis *et al.*, 2014 ; Arnaud *et al.*, 2015 ; Piégay *et al.*, 2016). Pour chacun des bras suivis, les galets sont disposés en transects espacés de plus d'un mètre, suivant un espacement inter-particule d'au minimum 1 mètre, perpendiculairement à l'axe d'écoulement du chenal. À l'échelle de la zone d'injection, cela représente deux à trois profils pour chaque classe granulométrique : du plus grossier (64-80 mm) à l'amont, au plus fin (16-32 mm) à l'aval de la zone d'injection. La position GPS de la première et de la dernière particule de chaque profil a été enregistrée à l'aide d'un GPS (Trimble GeoXH) disposant d'une antenne externe (précision planimétrique de 10 à 30 cm), de manière à repositionner l'ensemble des particules sous SIG.

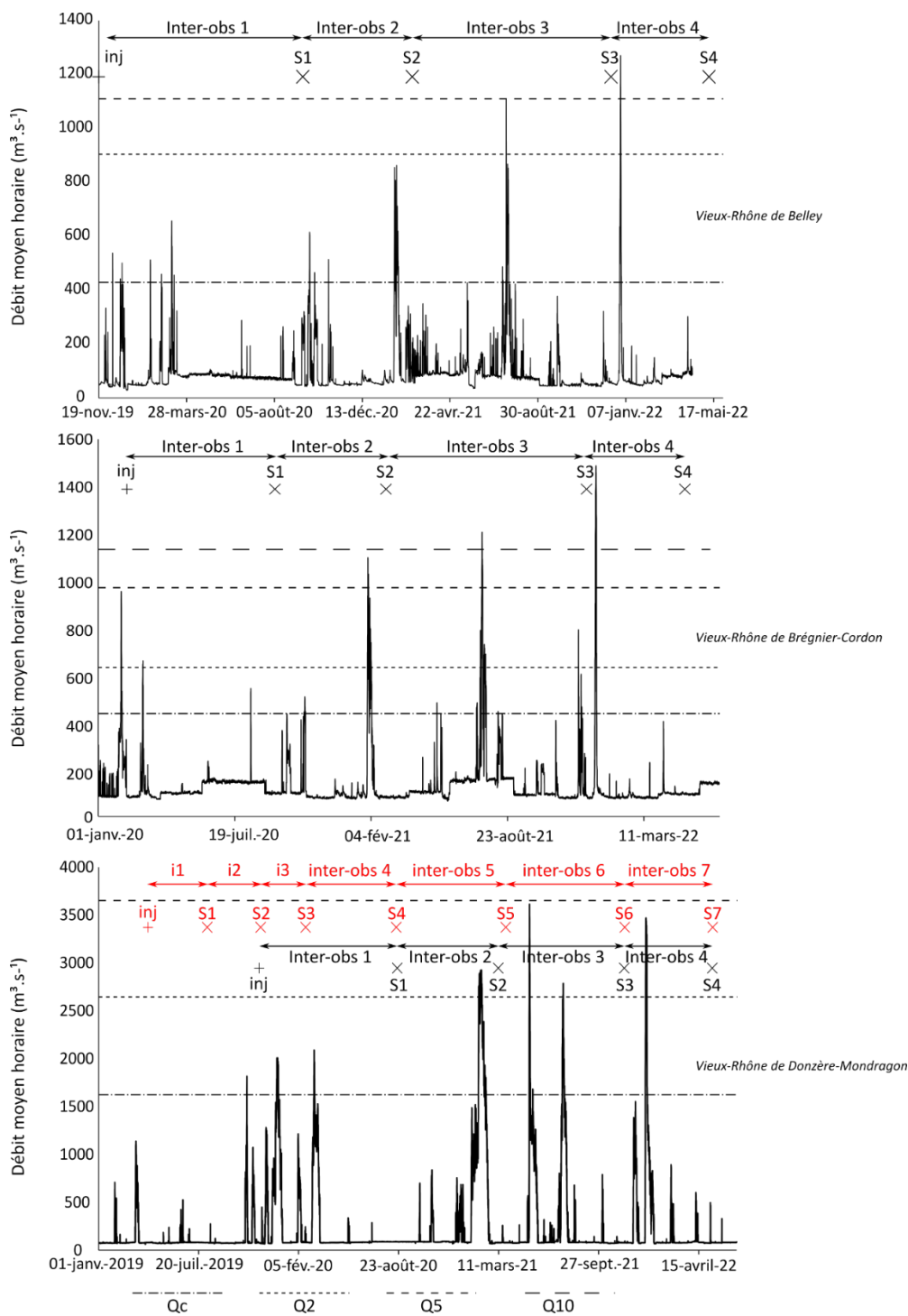
Les suivis ont été réalisés au moyen d'une grande antenne rectangulaire (L = 2m) tractée depuis une embarcation dans les zones profondes et/ou à pied au moyen d'une petite antenne circulaire ( $\varnothing = 80$  cm) dans les zones peu profondes. À l'issue des premiers suivis, la précision horizontale de la géolocalisation des galets a été estimée à  $\pm 5$  m. Cette estimation prend en compte la distance

qui sépare l'antenne du boîtier GPS et la précision intrinsèque de ce dernier. C'est pourquoi, d'après ces premiers éléments, nous avons retenu un seuil de 5 m en-deçà duquel nous considérons que la particule n'a pas bougé. Ainsi, les déplacements entre 5 et 10 m sont considérés comme de petits déplacements et les déplacements  $\geq 10$  m comme des déplacements francs.

Depuis les injections, de multiples pulsations hydrologiques ont été observées dans les bras des vieux-Rhône étudiés (Figure 6.5). Sur le vieux-Rhône de Belley (Fournier et En-l'Île), le premier inter-observé (période entre l'injection et la première campagne de suivi [S1]) est marqué par un événement hydrologique de faible intensité, inférieur à la crue annuelle. Le second inter-observé est marqué par un événement légèrement inférieur à la crue biennale, tandis qu'une crue quinquennale a été enregistrée au cours du troisième inter-observé (Figure 6.5). Enfin le quatrième inter-observé est marqué par un événement d'intensité supérieure à la crue quinquennale ( $Q_{\max} = 1270 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). Sur le vieux-Rhône de Brégnier-Cordon (Vachon), aucune crue significative n'a été recensée lors du premier inter-observé. Une crue quinquennale s'est produite en janvier 2021 lors du deuxième inter-observé et un événement supérieur à la crue décennale a été enregistré en juillet 2021 lors du troisième inter-observé. Le quatrième inter-observé est également marqué par une crue décennale atteignant  $1487 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  au Pont-de-Cordon. Pour le vieux-Rhône de Donzère-Mondragon (Grange Ecrasée, Dames et Banc-Rouge), un épisode légèrement supérieur à la crue annuelle s'est produit en mars 2020. Un événement relativement long et supérieur à la crue biennale a été enregistré lors du deuxième inter-observé en février 2021. Le troisième inter-observé se caractérise quant à lui par une crue quinquennale en décembre 2021 et un second épisode légèrement supérieur à la crue biennale en juillet 2021. Enfin, un dernier événement d'intensité supérieure à la crue biennale s'est produit au cours du quatrième inter-observé. D'après les débits seuils d'entraînement établis par Cortier et Couvert (2001), ces événements sont suffisants pour entraîner des alluvions dont le diamètre moyen est de 30 mm, 27 mm et 50 mm dans les vieux-Rhône de Belley, Brégnier-Cordon et Donzère-Mondragon, respectivement (Figure 6.5).

Les taux de retour pour l'ensemble des bras et des campagnes de suivis sont présentés dans le tableau 6.2. Le taux de retour global est de 76 %. Les statistiques concernant le bras de la Grange-Écrasée ne sont pas présentées dans ce rapport. En effet, les injections ont été faites à proximité immédiate d'une zone profonde avec la présence d'embrochements qui empêchent jusqu'à présent tout déplacement vers l'aval des particules grossières, pour les débits observés.





**Figure 6.5** - Chroniques de débits horaires (CNR), de 2019 à 2022, de l'injection (inj) des traceurs à la quatrième campagne de suivi (S4), dans les bras de Fournier et d'En-l'île (FOUR et ENIL ; secteur de Belley), de Vachon (VACH ; secteur de Brégnier-Cordon) et les bras de la Grange Ecrasée, des Dames et du Banc-Rouge (GREC, DAME, BARO secteur de Donzère-Mondragon). Les temps de retour des crues affichées pour le vieux-Rhône de Donzère-Mondragon sont tirés de l'hydroportail (station de Bourg-Saint-Andéol ; <https://www.hydro.eaufrance.fr/>). Pour les vieux-Rhône de Belley et de Brégnier-Cordon ces valeurs sont tirées de Riquier (2015) et ont été calculées de la manière suivante : débit caractéristique connu dans le Rhône total (non court circuité ; Q2, Q5, Q10) en aval du tronçon considéré moins débit théorique s'écoulant dans le canal de dérivation selon les consignes d'exploitation de l'aménagement considéré pour le débit caractéristique recherché.

Tableau 6.2 - Chiffres clés des campagnes de traçage sédimentaire réalisées dans les bras vifs équipés. Les taux de retour (Tr) sont calculés à partir de l'ensemble des traceurs retrouvés au cours de chaque suivi rapporté à l'ensemble des traceurs injectés dans le bras. La colonne N<sub>stat</sub> correspond au nombre de traceurs détectés au cours du suivi plus les traceurs déduits (i.e. les traceurs non détectés au cours du suivi mais dont la position est connue au suivi précédent et au suivant). Pour les bras de la Grange-Écrasée et des Dames, un total de sept suivis post-injection a été réalisé à la fois par la CNR et l'UMR 5600 EVS. Les suivis présentés dans le présent rapport concernent les états 4, 5, 6 et 7 pour ces deux bras. Les états antérieurs ne sont pas présentés ici car ils ne présentaient pas de déplacements significatifs.

Site	Suivi 1		Suivi 2		Suivi 3		Suivi 4	
	Tr	N <sub>stat</sub>	Tr	N <sub>stat</sub>	Tr	N <sub>stat</sub>	Tr	N <sub>stat</sub>
FOUR	<b>73/100</b>	93	<b>78/100</b>	90	<b>80/100</b>	88	<b>86/100</b>	86
ENIL	<b>75/100</b>	85	<b>73/100</b>	85	<b>86/100</b>	92	<b>86/100</b>	86
VACH	<b>93/100</b>	99	<b>90/100</b>	93	<b>61/100</b>	75	<b>78/100</b>	78
BARO station 1	<b>80/100</b>	96	<b>87/100</b>	96	<b>79/100</b>	94	<b>77/100</b>	77
BARO station 2	<b>64/100</b>	76	<b>54/100</b>	75	<b>70/100</b>	71	<b>64/100</b>	64
GREC	<b>165/200</b>	-	<b>170/200</b>	-	<b>173/200</b>	-	<b>178/200</b>	-
DAMES	<b>124/200</b>	154	<b>159/200</b>	159	<b>119/200</b>	143	<b>108/200</b>	108
Tr moyen	<b>75/100</b>		<b>79/100</b>		<b>74/100</b>		<b>75/100</b>	

Après quatre années de suivi, les bras équipés du Haut-Rhône se caractérisent par des taux de retours élevés et des distances de transport amont-aval globalement faibles (Tableaux 6.2 et 6.3). Malgré deux crues décennales sur le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon (VACH), la distance moyenne parcourue par l'ensemble des traceurs depuis leur injection ne dépasse pas 11 m avec 40 % du nuage de traceurs ayant enregistré des déplacements supérieurs ou égaux à 5 m et une distance maximale égale à 56 m. Dans le Vieux-Rhône de Belley (FOUR et ENIL), les distances moyennes au quatrième suivi sont de 9 et 16 m, avec des taux de mobilité élevés de 63 et 84 %, respectivement (Tableau 6.3). Ces résultats soulignent le rôle potentiel joué par d'autres facteurs que l'hydrologie sur la mobilité des particules dans les bras vifs restaurés du Haut-Rhône. Sur le Bas-Rhône (Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon), les distances moyennes parcourues sont plus importantes. Dans ce secteur, le bras du Banc-Rouge a été équipé de 200 particules réparties en 2 stations de 100 individus chacune (Tableaux 6.2 et 6.3). Après quatre suivis depuis les injections, les résultats sont contrastés entre ces deux stations. Les particules implantées sur la première station, située à environ 150 m en aval de l'extrémité amont du bras, enregistrent une succession de faibles déplacements lors des deux premiers inter-observés. À partir des troisième et quatrième inter-observés, ces déplacements deviennent significatifs (distances moyennes de 35 m au suivi 3 et 61 m au suivi 4 et distances maximales de 244 et 392 m), alors que la mobilité des particules pour cette station reste relativement faible (28 % au suivi 4). Les particules injectées au niveau de la station 2, qui se situe une centaine de mètres à l'aval de la première station,

présentent quant à elles une mobilité bien plus importante. Dès le premier suivi, la distance moyenne parcourue est égale à 97 m avec une distance maximale de 260 m pour 50 % des traceurs ayant dépassé le seuil de mobilité établi à 5 m (Tableau 6.3). Au quatrième suivi, la mobilité est de 81 % avec une distance moyenne de 247 m, une particule ayant parcouru 590 m, soulignant ainsi le dynamisme de cette partie du bras. Enfin les résultats obtenus sur DAME après 7 suivis (3 suivis réalisés avant le début de la thèse par CNR et EVS, et 4 suivis réalisés depuis le début de la thèse par EVS) se rapprochent de ceux observés au niveau de la station 1 du Banc-Rouge. Là aussi, la zone d'injection des traceurs se situe à une centaine de mètres à l'aval de la zone de bifurcation des écoulements. Les premiers suivis sont marqués par de petits déplacements, qui s'intensifient dans le temps. Au septième suivi (Suivi 4 dans le tableau), la mobilité des particules est de 44 % pour un déplacement moyen de l'amont vers l'aval de 22 mètres et une distance maximale parcourue de 198 m (Tableau 6.3).

Tableau 6.3 - Mobilité des traceurs détectés dans les bras vifs. Le pourcentage de traceurs mobiles (Mob %) est calculé à partir du nombre de traceurs ayant parcouru une distance supérieure à 5 m à  $S_i$  depuis leur injection. La distance moyenne ( $D_{moy}$ ), correspond à la distance moyenne parcourue par les traceurs ayant franchi le seuil de 5 m de déplacement depuis injection, en deçà duquel ils sont considérés comme immobiles. La distance max ( $D_{max}$ , m), est la distance maximale parcourue par une particule depuis injection.

Sites	Suivi 1			Suivi 2			Suivi 3			Suivi 4		
	Mob (%)	$D_{moy}$ (m)	$D_{max}$ (m)	Mob (%)	$D_{moy}$ (m)	$D_{max}$ (m)	Mob (%)	$D_{moy}$ (m)	$D_{max}$ (m)	Mob (%)	$D_{moy}$ (m)	$D_{max}$ (m)
<b>FOUR</b>	0	0	0	39	8	11	43	8	11	63	9	24
<b>ENIL</b>	14	6	8	18	7	15	54	9	24	84	16	66
<b>VACH</b>	6	7	8	11	8	12	36	9	25	40	11	56
<b>BARO station 1</b>	1	5	5	11	9	15	28	35	244	28	61	392
<b>BARO station 2</b>	50	97	260	75	140	391	75	193	590	81	247	590
<b>DAME</b>	34	17	198	34	17	198	36	20	198	44	22	198

### 6.3.3 Modélisation hydro-sédimentaire 1D dans les bras vifs

Le travail de modélisation du charriage dans les bras vifs est un volet en cours de développement. Il s'appuie largement sur les différents volets du protocole développé pour le suivi de l'atterrissement et des conditions d'habitat des bras vifs. Ce travail est réalisé en étroite collaboration avec Daniel Vázquez Tarrío (actuellement à l'Université Complutense de Madrid) et s'appuie sur des développements réalisés dans le cadre de l'OSR. Au cours d'une semaine à l'Université Polytechnique de Madrid, nous avons posé les bases d'un modèle hydro-sédimentaire 1D qui doit nous permettre, à termes, de (i) quantifier la répartition des débits liquides et solides entre le bras et le chenal principal, (ii) d'estimer les capacités de transport associées et (iii)

d'évaluer la propagation vers l'aval du volume potentiellement entré dans le bras, à l'aide notamment des données issues du traçage sédimentaire RFID.

Dans un premier temps, les débits liquides  $Q_1$ ,  $Q_2$  et  $Q_3$  sont calculés (Figure 6.6). Le débit liquide dans le vieux Rhône à l'amont de la bifurcation des écoulements ( $Q_1$ ) est calculé à partir des paramètres hydrauliques fournis par le modèle 1D hydrodynamique MAGE. Ce modèle, simule des écoulements à surface libre en régime transitoire, en résolvant les équations 1D de Barré-de-Saint-Venant, à l'aide d'un schéma différent fini à quatre points (schéma de Preissman) (Vázquez-tarrío et al., 2023). Après paramétrisation du modèle, un *run* est lancé sur le transect situé à l'amont immédiat (P1) de la zone de la bifurcation des écoulements en entrée du bras, et la courbe des débits classés ( $Q_1$ ) est extraite (Figure 6.6).

Ensuite, le débit dans le bras ( $Q_2$ ) est calculé à partir de la relation Hauteur/Débit établie avec le piézomètre installé dans la partie amont du bras et la formule de Manning :

$$V = \frac{1}{n} S^{1/2} \cdot R^{2/3} \quad (1)$$

Avec  $V$  les vitesses au niveau de la section,  $S$  la pente dans le bras,  $R$  le rayon hydraulique et  $n$  le coefficient de Manning obtenu avec :

$$n = \frac{1}{K_s} \quad (2)$$

Où  $K_s$  est égal à 22.

Puis, la courbe des débits classés pour le bras ( $Q_2$ ) est construite à partir des débits observés dans le bras et de la courbe des débits classés ( $Q_1$ ) dans le chenal principal (Figure 6.6).

Enfin, la courbe des débits classés dans le vieux Rhône à l'aval de la bifurcation ( $Q_3$ ) est calculée à partir de la relation suivante :

$$Q_3 = Q_1 - Q_2$$

Une fois les courbes de débits classés établies pour chaque section (P1 et P2), les contraintes de cisaillement et les taux de charriage sont calculés avec les équations de transport de Recking (2013) et Recking et al. (2016). Ces équations calculent le taux de charriage  $q_s$  pour chacun des débits de la courbe des débits classés de la manière suivante :

$$q_s = 14 \cdot \sqrt{g \cdot 1.65 \cdot D_{84}^3} \cdot \frac{\tau^{*2.5}}{1 + \left(\frac{\tau_m^*}{\tau^*}\right)^4} \cdot w \quad (3)$$

Où  $g$  est l'accélération due à la gravité,  $w$  est la largeur active du chenal,  $D_{84}$  est le 84ème centile de la distribution granulométrique,  $\tau^*$  est la contrainte de cisaillement,  $\tau_m^*$  est la contrainte de cisaillement de référence qui délimite le passage de conditions de mobilité partielle des sédiments, aux conditions favorables à la mobilité totale. La contrainte de cisaillement  $\tau^*$  est calculée à partir de l'équation suivante :

$$\tau^* = \frac{S \cdot R}{1.65 \cdot D_{84}} \quad (4)$$

Où  $S$  est la pente et  $R$  le rayon hydraulique. La contrainte de cisaillement de référence  $\tau_m^*$  est estimée à partir de l'expression suivante :

$$\tau_m^* = (5 \cdot S + 0.06) \cdot \left(\frac{D_{84}}{D_{50}}\right)^{4.4 \cdot \sqrt{S-1.5}} \quad (5)$$

Où le  $D_{50}$  est le diamètre médian de la distribution granulométrique. Pour l'estimation des taux de charriage dans le vieux-Rhône, nous avons utilisé les données granulométriques acquises dans le cadre de la thèse de Parrot (2015). Pour le bras, nous avons utilisé les données granulométriques issues des mesures par photographie subaquatique.

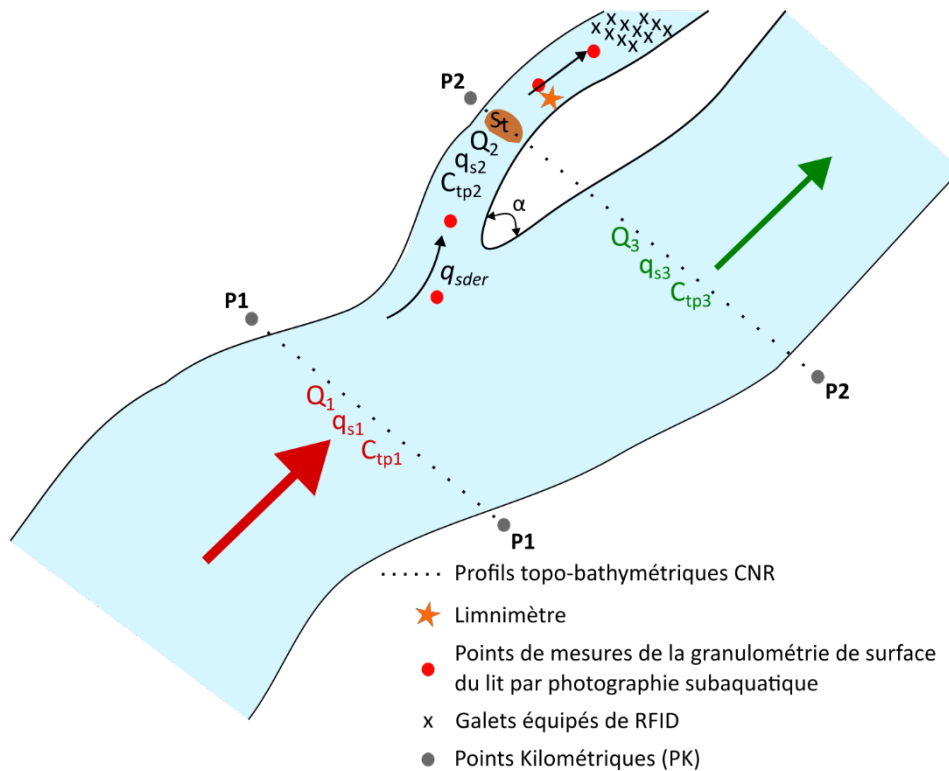
A partir des sorties du modèle MAGE, tirées des travaux réalisés dans le cadre de l'OSR4, et des équations précédentes (3-5), nous estimons le taux de charriage dans le vieux Rhône à l'amont ( $q_{s1}$ ) et à l'aval ( $q_{s3}$ ) de la bifurcation, pour chaque débit de la courbe des débits classés (Figure 6.6). Nous estimons ensuite le taux de sédiments charriés potentiellement dérivé vers le bras, pour chaque débit de la courbe des débits classés ( $q_{sder}$ ), à partir de :

$$q_{sder} = q_{s1} - q_{s3} \quad (8)$$

Enfin, le taux de sédiments charriés effectivement entré dans la section amont du bras ( $q_{s2}$ ) est calculé avec les équations (6) et (7) et, pour chaque débit de la courbe des débits classés. Nous appliquons alors la règle suivante :

- si  $q_{s2} > q_{sder}$  alors l'ensemble des sédiments est évacué vers l'aval,

- si  $q_{s2} < q_{sder}$  alors une partie de ces sédiments correspondant à  $(q_{sder} - q_{s2})$  est stockée ( $S_t$ ) dans cette partie du bras (Figure 6.6)



**Figure 6.6** - Principe du modèle hydro-sédimentaire développé dans les bras vifs restaurés.

Enfin, les taux de charriage ainsi estimés sont convertis en capacités annuelles moyennes de transport dans le chenal principal  $C_{tp1}$  et  $C_{tp3}$  et dans le bras  $C_{tp2}$ , d'après l'intégration des estimations des taux de charriages pour chacun des débits de la courbe des débits classés :

$$C_{tpi} = \sum q_{s_i} \cdot \Delta t_i \quad (6)$$

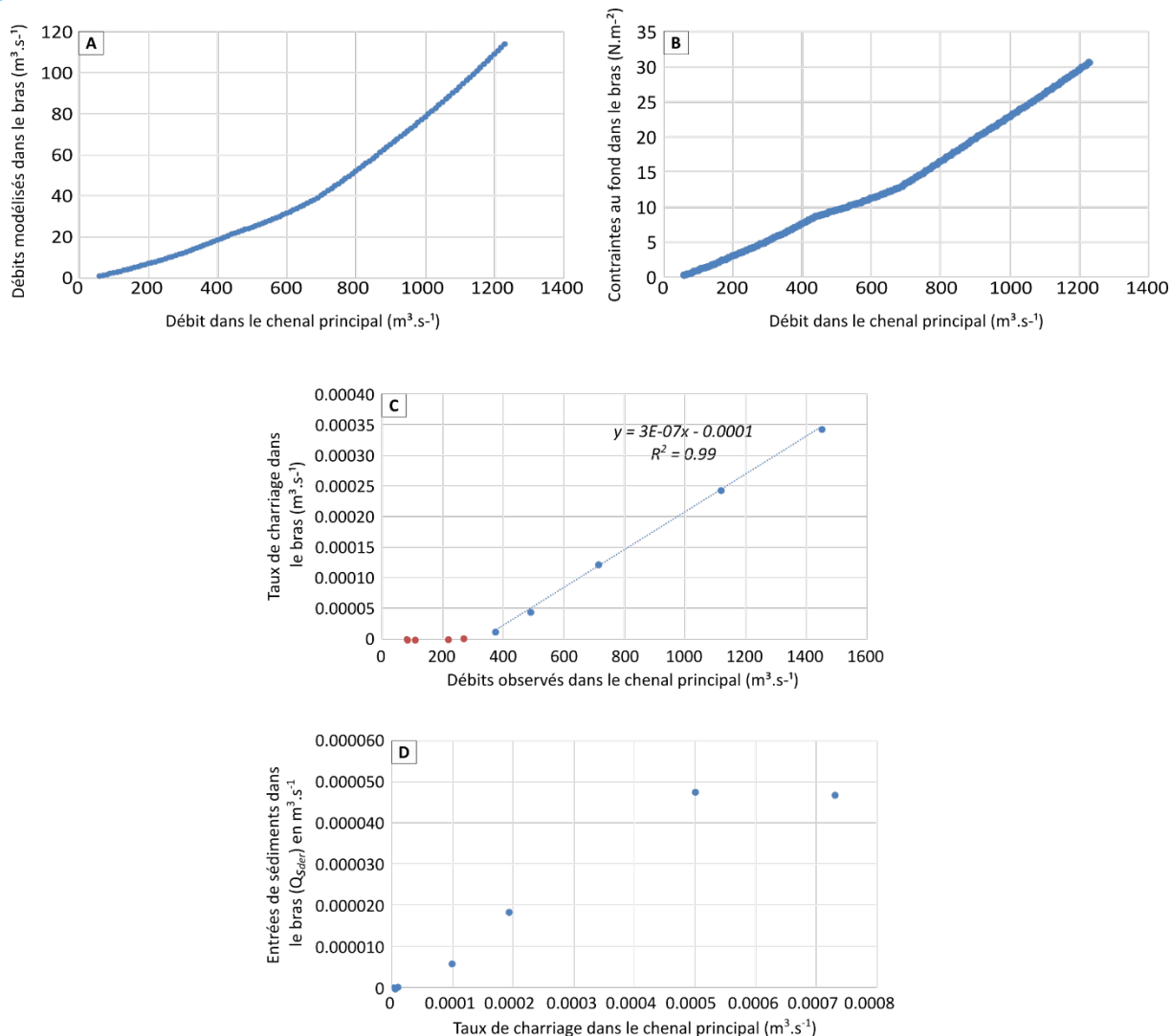
Avec  $C_{tpi}$  la capacité de transport,  $q_{s_i}$  le taux de charriage estimé pour chaque débit  $i$  considéré et  $\Delta t_i$  la durée annuelle assignée à ce débit et estimée ainsi :

$$\Delta t_i = \frac{(P_{i+1} - P_i) + (P_i - P_{i-1})}{2} \cdot 365 \cdot 24 \cdot 3600 \quad (7)$$

Avec  $P$  la probabilité de non dépassement.

La figure 6.7 présente quelques premiers résultats issus de la mise en application de la modélisation sur le bras vif restauré d'En-l'Île (Vieux-Rhône de Belley). Il est important de noter

que ces résultats sont issus d'une approche exploratoire qui doit encore être améliorée. À partir de la relation Hauteur/Débit enregistrée par le limnimètre installé dans la partie amont d'En-l'Île (Figure 6.6), nous avons modélisé les débits entrants dans le bras pour une gamme de débits allant de 60 à 1230 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> dans le chenal principal (Figure 6.7A). Pour un débit de 1230 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> dans le chenal principal, la contrainte maximale enregistrée dans le bras est égale à 31 N.m<sup>-2</sup>, tandis qu'elle est de 0.14 N.m<sup>-2</sup> pour un débit réservé de 60 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Figure 6.7B). La figure 6.7C montre l'évolution du taux de charriage dans le bras, en fonction des débits observés dans le chenal principal. D'après ces premiers résultats, le taux de charriage maximum serait égal à 0.00035 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> pour un débit maximum modélisé de 1447 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> dans le chenal principal. Enfin, la figure 6.7D montre les entrées de sédiments charriés ( $Q_{sder}$ ) en fonction de l'évolution des taux de charriage dans le chenal principal pour chacun des débits de la courbe des débits classés. Il semblerait que les entrées de la charge de fond dans le bras atteignent un plateau pour un taux de charriage dans le vieux-Rhône égal à 0.0005 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Ce résultat suggère qu'à partir d'un débit dans le vieux-Rhône d'environ 490 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, l'essentiel du flux sédimentaire total transite dans le chenal principal.



**Figure 6.7** - Illustration des résultats obtenus avec l'approche de modélisation hydro-sédimentaire 1D (en cours de développement) pour le bras d'En-l'île. A) Débits modélisés dans le bras à partir des chroniques limnimétriques obtenues entre décembre 2020 et avril 2022. B) Evolution des contraintes au fond dans le bras en fonction des débits observés dans le Vieux-Rhône. C) Taux de charriage dans le bras pour chacun des débits de la courbe des débits classés dans le chenal principal. D) Entrées sédimentaires potentielles dans le bras en fonction de l'évolution du taux de charriage dans le chenal principal.

Enfin, nous avons également modélisé les distances moyennes parcourues par les traceurs en inter-observés avec l'excès de puissance cumulé (Figure 6.8). Les distances moyennes parcourues ( $\bar{L}$ ) sont confrontées avec l'excès de puissance selon une relation linéaire ou puissance du type :

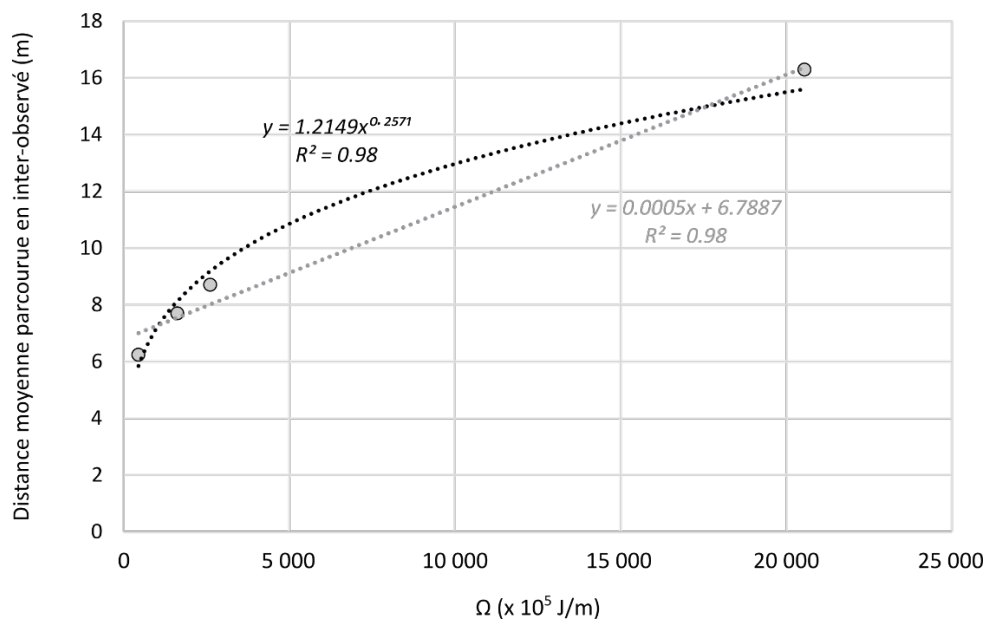
$$\bar{L} = a \cdot \Omega^b \quad (9)$$

Avec  $a$  et  $b$ , l'ordonnée à l'origine et le coefficient empirique, respectivement. Le cumul d'excès de puissance  $\Omega$  est calculé avec :



$$\Omega = \rho \cdot g \cdot S \cdot \int_{t_0}^{t_1} (Q_t - Q_c) dt \quad (10)$$

Ces premiers résultats (Figure 6.8) suggèrent que la faible distance parcourue par les traceurs sur le bras d'En-l'île (Tableau 6.3) semble être liée à des écoulements de crue relativement peu énergiques, comparativement à d'autres bras. Des analyses complémentaires sont nécessaires pour mieux appréhender l'ensemble de ces éléments.



**Figure 6.8** - Relation entre la distance moyenne parcourue par les traceurs en inter-observé et l'excès de puissance cumulé pour l'ensemble des suivis sur le bras d'En-l'île (cf. Tableaux 6.2 et 6.3). Deux types d'ajustement, classiquement observés dans la littérature, sont affichés : une loi linéaire et une loi puissance.

#### 6.4 Conclusions et perspectives pour 2023

Les bilans réalisés dans les bras vifs restaurés de Chautagne (Chenaux latéraux amont et aval), Belley (Fournier et En-l'Île) et Donzère-Mondragon (Banc-Rouge), ont permis de mettre évidence la fonction de puits sédimentaires jouée par l'ensemble des bras après restauration. La prise en compte de différentes unités morphologiques correspondant, au chenal entier (i.e. fond du lit et berges comprises), puis la décomposition du signal en distinguant le fond du lit et les berges permet de mieux cerner la trajectoire morpho-sédimentaire de ces bras. Une première analyse des facteurs contrôlant la dynamique d'érosion/dépôt dans ces bras (angle de connexion, pente du lit des bras) fournit déjà des résultats intéressants. D'autres facteurs de contrôles potentiels

(métriques hydrauliques : e.g. pente de la ligne d'eau pour différents débits morphogènes, contraintes de cisaillement ; utilisation des bilans sédimentaires dans les vieux-Rhône en amont des bras comme proxy des flux charriés dans les chenaux principaux) sont encore à tester. Ceci devrait permettre de mieux prédire l'alluvionnement de ces bras et de formuler des recommandations opérationnelles pertinentes pour guider la conception technique des travaux de restauration dans les bras vifs. Nous prévoyons également d'ajouter au moins un bras vif non restauré du Haut-Rhône à cette analyse afin de l'utiliser comme site témoin. Ces travaux sont d'ores et déjà engagés.

Le suivi de la mobilité des particules grossières dans les bras restaurés a permis de mettre en évidence que ceux du Haut-Rhône (Fournier, En-l'île, Vachon) semblent présenter une faible mobilité de la charge de fond, malgré des événements hydrologiques notables. A l'opposé, certains bras équipés du Bas-Rhône (Dames et Banc-Rouge) enregistrent une mobilité plus importante. La caractérisation de la granulométrie du lit des bras vifs à partir d'images subaquatiques (non abordée dans ce rapport) est en cours de finalisation. Parallèlement à toutes ces actions de recherche, la caractérisation du fonctionnement hydraulique des bras vifs est également bien engagée. Ce travail permettra d'approfondir l'identification des facteurs de contrôle potentiels de la durée de vie et des conditions d'habitat dans les bras vifs étudiés et la production de modèles prédictifs.

La construction d'un modèle hydrosédimentaire 1D a demandé un gros investissement pour être testé sur le bras d'En-l'île. Ce volet, qui repose sur la confrontation des données issues du traçage sédimentaire, de la granulométrie par photographie subaquatique et de l'hydraulique, s'annonce prometteur. Les premiers résultats obtenus sur En-l'île, montrent que le charriage dans le bras apparaît pour un débit supérieur ou égal à  $370 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  dans le chenal principal. Ils montrent aussi que les distances moyennes parcourues par les traceurs dans le bras sont bien corrélées au cumul d'excès de puissance. L'approche sera appliquée à au moins un bras supplémentaire (le bras du Banc-Rouge notamment) et permettra d'évaluer l'apport de la modélisation 1D par rapport à des outils plus simples classiquement utilisés dans le cadre du suivi hydromorphologique.

L'ensemble de ces analyses devrait permettre d'ici la fin de l'année 2023 de fournir des recommandations opérationnelles pertinentes pour la restauration de bras vifs le long du corridor rhodanien.

## 7. Les communautés de macroinvertébrés des annexes du Haut-Rhône. Changements temporels dans l'ônes lotiques (2007-2021)

### 7.1 Introduction

#### Etat d'avancement du suivi des annexes fluviales du Rhône (l'ônes) et contenu du rapport.

L'année 2022 a été consacrée à l'échantillonnage (Avril et Septembre) des secteurs du Rhône suivis à l'aval de Lyon (Péage-de-Roussillon, Baix, Montélimar, Donzère) et a constitué la dernière année d'échantillonnage prévue au programme RhônEco 2019-2023. A la date de ce rapport la quasi-totalité des échantillons prélevés a été triée et les déterminations associées sont en cours.

Le présent rapport propose une analyse restreinte aux six l'ônes lotiques suivies sur le Haut-Rhône : Lucey, En l'île (Yenne) et Chantemerle à Belley, Vachon, Mathan et le Tonkin (Fonde) à Brégnier-Cordon. Chantemerle et le Tonkin n'ont pas été directement modifiées par la restauration. Ces deux l'ônes présentent par ailleurs des caractéristiques propres : Chantemerle est connectée au Rhône plein à l'aval de l'usine de Brens et le Tonkin est connectée au RCC de Brégnier-Cordon par des buses qui assurent à la l'ône un débit d'entrée très stable au cours du temps.

L'intérêt associé à ces l'ônes lotiques entièrement connectées au fleuve, repose sur deux aspects :

- les effets très significatifs dans ces milieux des actions de restauration menées lors de la première décennie des années 2000 (Castella et al., 2015),
- leur exposition maximale au transit de sédiments délivrés au moment des opérations de chasses et d'APAVÉR et remobilisés au fil du temps, ainsi qu'au flux d'espèces exogènes se propageant majoritairement via l'axe principal du fleuve.

L'analyse proposée ici incorpore la prise en compte de caractéristiques biologiques fonctionnelles (traits) des taxons, un mode d'analyse des résultats faunistiques qui avait été introduite au début du suivi RhônEco (Paillex et al., 2007).

### 7.2 Méthodes

#### 7.2.1 Sites et dates

Le Tableau 7.1 indique les sites et dates concernés par l'analyse présentée ici. Seules les campagnes d'échantillonnage de Printemps ont été prises en compte, permettant l'obtention d'un

plan d'échantillonnage homogène en éliminant en particulier les campagnes réalisées peu de temps après les chasses de 2012 et les événements APAVER en 2016 et 2021.

Tableau 7.1 – Plan d'échantillonnage de Printemps de six lômes lotiques de Belley et Brégnier-Cordon entre la restauration des deux secteurs et 2021. Lors des années concernées, les échantillonnages précèdent l'événement APAVER. Dans la suite de l'analyse, les échantillonnages ont été regroupés en six périodes de t02 à t15 qui désignent approximativement leur écart en années par rapport à la restauration des secteurs.

			2005	2006	t02	t04	t06				t10			t13	t15				
			2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Belley	Lucey	LUCE																	
Belley	En L'île (Yenne)	ENIL																	
Belley	Chantemerle	CHAN																	
Brégnier-Cordon	Vachon	VACH																	
Brégnier-Cordon	Mathan	MATH																	
Brégnier-Cordon	Tonkin (Fonde)	TONK																	

■ Restauration   
 ■ Chasses et APAVER   
 ■ Echantillonnage

### 7.2.2 Echantillonnage de la macrofaune

Le protocole d'échantillonnage est le même depuis le début du suivi RhônEco. Dans chaque station (tronçon de 30 mètres selon l'axe amont-aval de la lôme) trois points de prélèvement sont tirés au hasard et la macrofaune aquatique y est échantillonnée à l'épuisette à l'intérieur d'un quadrat de 50 x 50 cm. Les invertébrés sont déterminés au niveau le plus fin permis par l'ouvrage de Tachet et al. (2010), à l'exception des macrocrustacés, gastéropodes et insectes (autres que diptères) dont la détermination est poussée à l'espèce dans la mesure du possible.

### 7.2.3 Analyse des données

Les méthodes et métriques suivantes ont été utilisées :

- Une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC sur les données d'abondance log-transformées) a été utilisée pour décrire la **diversité faunistique entre sites** et les changements temporels de la composition des peuplements.
- La **richesse taxonomique** est le nombre d'unité taxonomique échantillonnées dans une station pour une « campagne » (réunion de 3 échantillons de printemps). Elle est exprimée pour le peuplement total (**richesse totale**). La **richesse en insectes EPT** est le nombre de taxons (calculé au niveau du genre ou de l'espèce) appartenant aux Epheméroptères, Plécoptères et Trichoptères, c'est un indicateur de diversité biologique classiquement utilisé dans l'évaluation des systèmes d'eau courante. Elle augmente avec la qualité du

milieu (qualité de l'eau, diversité des ressources trophiques, hétérogénéité des microhabitats).

- **L'abondance des espèces exogènes** au bassin du Rhône est exprimée en densité (log du nombre d'individus dans 0.75m<sup>2</sup>).
- **La richesse raréfiée** du peuplement total a été calculée afin de réduire le biais lié à l'hétérogénéité des nombres d'individus récoltés dans les stations et du lien entre l'abondance et la richesse taxonomique mesurée. Cette mesure de richesse est exprimée pour un nombre identique d'individus tiré dans chaque échantillon (ici l'ensemble des individus échantillonnés dans une station pour une « campagne » donnée (Heck et al., 1975 ; Krebs, 1999). Cette métrique permet une comparaison entre sites indépendante des différences d'abondances et représente également un indice de diversité très corrélé aux indices « classiques » de Simpson ou Shannon. Les calculs ont été effectués avec la fonction "rarefy" du jeu de fonctions "vegan".
- **Des caractéristiques biologiques et écologiques des taxons** ont été extraites de la base de données en ligne [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015). Elles proviennent majoritairement des bases de traits produites par Tachet et al. (2010) et Moog (1995). Le tableau 2 fournit les traits biologiques pris en compte ainsi que leurs catégories. L'ordination des taxons sur la base de leurs caractéristiques biologique met en œuvre une analyse des correspondances floues (FCA) (Chevenet et al., 1994). L'incorporation des distances fonctionnelles entre taxons dans l'ordination des relevés et le calcul de la diversité fonctionnelle entre lôttes sont réalisés grâce à une analyse en coordonnées principales doubles (DPCoA) (Pavoine et al., 2004).
- **Le calcul et la comparaison des diversités entre lôttes** (diversité beta) ont été effectués avec les fonctions betadiver et betadisper de la librairie vegan.

Les calculs et représentations graphiques ont été effectués avec le logiciel R (R Core Team, 2020) dans RStudio et les librairies ade4 (Dray & Dufour, 2007) et vegan (Oksanen et al., 2017).

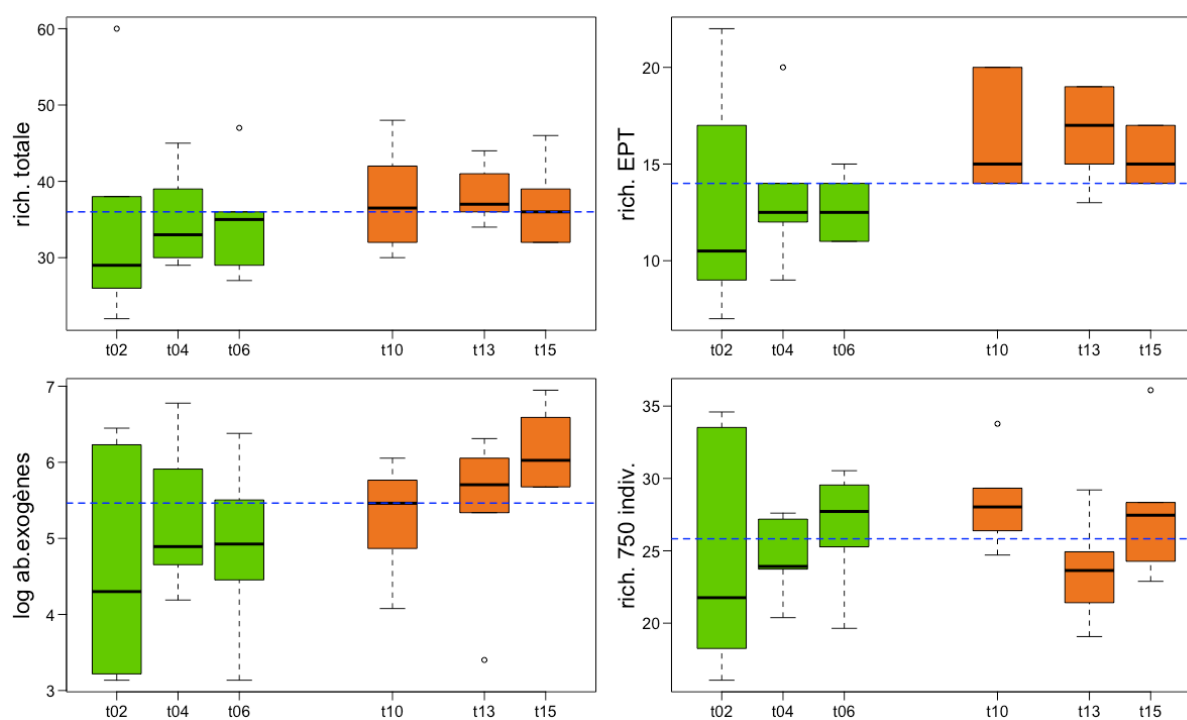
Tableau 2 – Caractéristiques biologiques des taxons et leurs catégories retenues dans l’analyse. Les données sont extraites de Tachet et al. (2010) et Moog (1995), compilées dans Schmidt-Kloiber & Hering, (2015).

<i>Traits biologiques</i>	<i>Catégories</i>	<i>Code</i>
<i>Mode trophique</i>	Racleur / broyeur	gra
	Mineur	min
	Collecteur de sédiment fin	gat
	Broyeur / dilacérateur	shr
	Filtreur actif	aff
	Filtreur passif	pff
	Prédateur	pre
	Parasite	par
	Autre	oth
<i>Mode de dispersion</i>	Aquatique passive	aqpa
	Aquatique active	aqac
	Aérienne passive	aepa
	Aérienne active	aeac
<i>Nombre de générations par an</i>	< 1	inf1
	1	one
	> 1	sup1
<i>Respiration</i>	A travers les téguments	teg
	Par branchies	gil
	Par plastron	pls
	Par spiracle	spi
	Par vésicules hydrostatiques	ves
	Par prélèvement dans les végétaux	tap
	Atmosphérique	sur
<i>Ponte</i>	Ovoviviparité	ovo
	Œufs séparés, libres	fie
	Œufs séparés, fixés	cie
	Œufs groupés, libres	fic
	Œufs groupés, fixés	frc
	Œufs pondus dans la végétation aquatique	vec
	Œufs pondus à terre	tec
	Reproduction asexuée	ase
<i>Cycle vital</i>	Hololimnique (exclusivement aquatique)	holo
	Mérolimnique (une phase adulte aérienne)	mero

## 7.3 Résultats

### 7.3.1 Des métriques de diversité stable ou en hausse

Les quatre métriques de diversité retenues (Figure 7.1) montrent, pour trois d'entre elles, une tendance au changement entre les périodes 2007-2012 et 2016-2021. La richesse taxonomique totale, la richesse en insectes EPT et la densité d'individus appartenant à des espèces exogènes montrent des médianes annuelles inférieures à la médiane générale pour la première période, alors qu'elles sont supérieures ou égales à cette dernière dans la seconde période. Les densités d'exogènes croissent entre les trois dates de la seconde période. Des différences statistiquement significatives au seuil 5% (tests de Wilcoxon unilatéraux appariés) existent pour la richesse en EPT (entre t06 – t10, t06 – t13 et t06 – t15) et pour la densité des exogènes (entre t02 – t15 et t06 – t15). La richesse standardisée pour 750 individus ne montre pas de tendances notables



**Figure 7.1** – Evolution temporelle de quatre métriques décrivant la diversité des assemblages de macroinvertébrés de six îlons lotique du Haut-Rhône échantillonnées au Printemps. De gauche à droite et de haut en bas : richesse taxonomique totale des assemblages d'invertébrés aquatiques ; richesse taxonomique des insectes Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères ; abondance des espèces exogènes (log des abondances dans 0.75 m<sup>2</sup>) ; richesse taxonomique standardisée pour 750 individus (richesse raréfiée). Chaque boîte à moustache rassemble pour chaque date les valeurs des six îlons lotiques sélectionnés. La ligne horizontale tiretée est la médiane de la variable pour l'ensemble des 36 îlon\*dates. Sur l'axe vertical de l'abondance des espèces exogènes : 3 – 21 individus/0.75 m<sup>2</sup>, 4 – 56 ind./0.75 m<sup>2</sup>, 5 – 149 ind./0.75 m<sup>2</sup>, 6 – 404 ind./0.75 m<sup>2</sup>, 7 – 1098 ind./0.75 m<sup>2</sup> en valeurs arrondies.

### 7.3.2 Une dérive tendancielle et une homogénéisation de la composition des assemblages d'invertébrés

L'analyse globale de la diversité des peuplements entre lômes et dates (AFC, Figure 7.2) montre une assez forte homogénéité entre lômes. Seule la lôme de Chantemerle se singularise, notamment par quatre insectes : *Limnephilus gr. germanus/lunatus* (Trichoptère), *Acentria ephemerella* (Lépidoptère), *Ephemera sp.* (Ephéméroptère) et *Calopteryx splendens* (Odonates) qui sont peu ou pas représentés dans les cinq autres lômes.

Une dérive temporelle dans la composition taxonomique des site\*dates est manifeste (Figure 7.2 en haut à droite). La différence entre période explique 25% de la diversité des assemblages taxonomiques, de façon très significative (test de permutation,  $p=0.001$ ). La dérive temporelle se traduit par la ségrégation entre une première phase (t02 – t06) où les périodes t02 et t04 sont largement superposées, et une seconde phase où t10, t13 et t15 s'ordonnent de façon chronologique. La transition entre les deux phases correspond à un hiatus dans les échantillonnages analysés ici, mais aussi au partage entre échantillons réalisés avant et après les chasses de 2012. La différence entre les deux phases explique 11% de la diversité des assemblages taxonomiques, de façon très significative (test de permutation,  $p=0.001$ ).

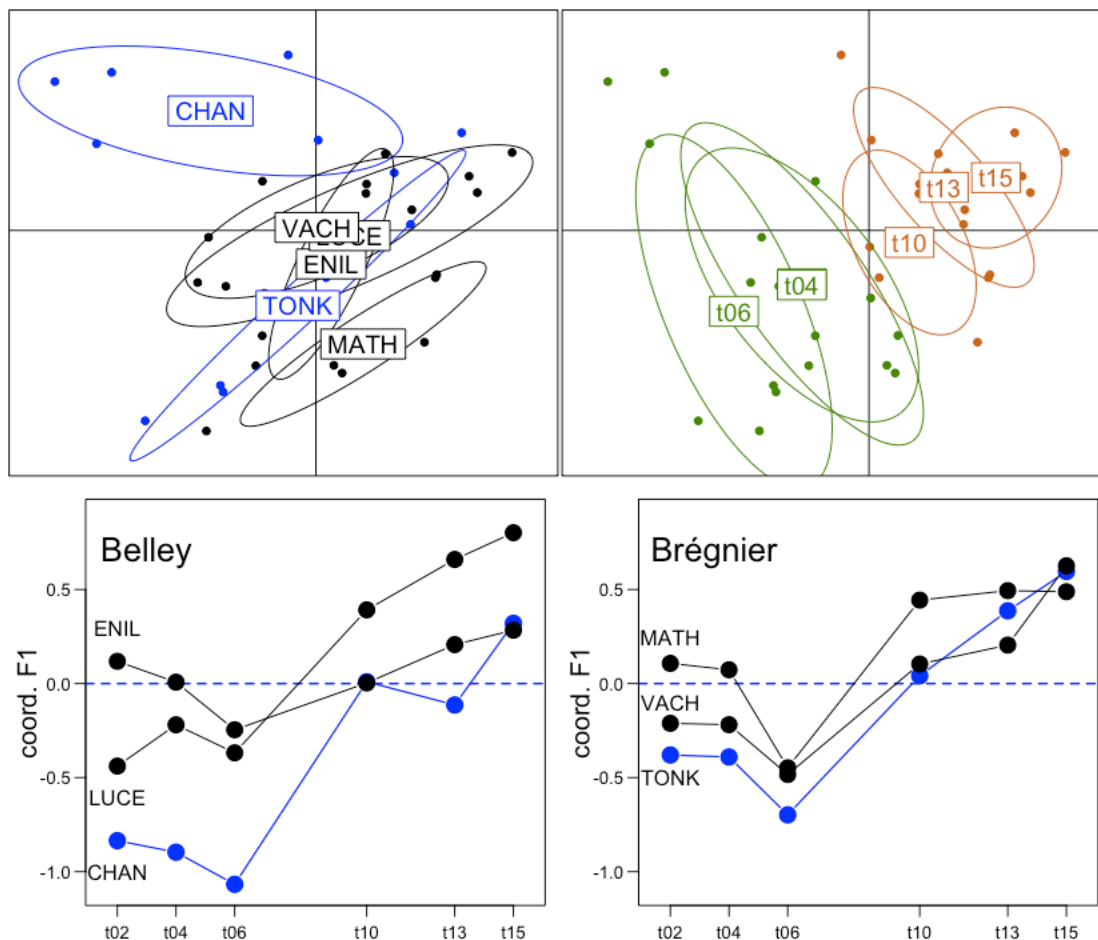
Examinées par lôme le long du premier axe F1 de l'AFC (Figure 7.2 en bas), les trajectoires temporelles des six assemblages taxonomiques montrent des similitudes marquantes avec une inflexion à t06 et un déplacement global vers le haut (coordonnées positive sur F1) après cette date. Ces tendances se manifestent autant dans les lômes restaurées que dans celles qui n'ont pas été directement influencées par la restauration (CHAN à Belley et TONK à Brégner-Cordon).

Les taxons dont les variations temporelles contribuent le plus à la distinction des deux phases sont représentés par les Figures 7.3 à 7.5. Trois taxons diminuent ou disparaissent après t06 (Figure 7.3) : les Planaridae (planaires), les Hydracariens et le gastéropode *Theodoxus fluviatilis* dont le cas a déjà été documenté en lien avec l'influence très probable des chasses de 2012. Un nombre plus grand de taxons sont responsables par leur augmentation de la ségrégation entre les deux phases. Certains sont des espèces exogènes (Figure 7.3) dont les plus marquantes sont *Dikerogammarus villosus* (Crustacé Amphipode), *Dreissena rostriformis bugensis* (Mollusque Bivalve) et *Jaera istri* (Crustacé Isopode), trois espèces détectées pour la première fois sur le Haut-Rhône au cours du suivi RhônEco. Trois espèces de Trichoptères montrent également une



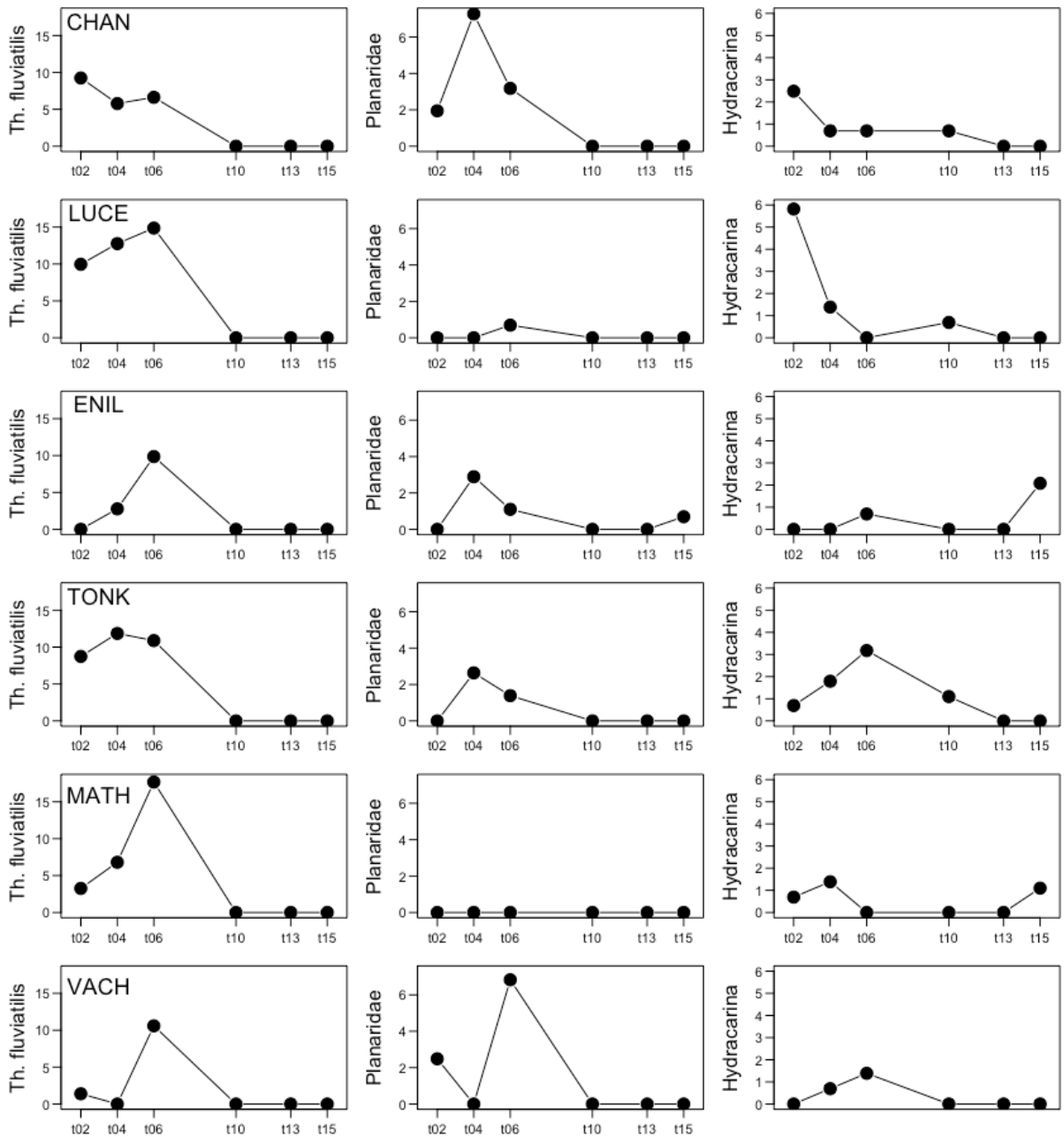
tendance à l'augmentation au cours de la seconde phase t10 – t15 (Figure 5) : *Goera pilosa*, *Agapetus ochripes* et *Lepidostoma hirtum*. Il est remarquable que ces trois espèces présentent collectivement des préférences pour des courants lents à moyens et des eaux méso- à oligotrophes selon les bases de traits utilisées.

La dérive temporelle observée et la ségrégation de deux phases s'accompagnent également d'une augmentation de la similarité entre les six lômes au cours du temps. Elle est manifeste par la diminution de la taille des ellipses par date lors de la seconde phase (Figure 7.2 en haut à droite) ou par le rapprochement des points à la période t15 dans les trajectoires temporelles le long de l'axe F1 (Figure 7.2 en bas). Cet effet se traduit collectivement pour les sites de Brégnier-Cordon et de Belley, même s'il s'avère plus marqué à Brégnier-Cordon (Figure 7.2 en bas à droite). La mesure de la diversité des assemblages entre les six lômes pour chaque période (Figure 7.6) traduit fortement cette distinction entre les deux phases. La diversité taxonomique entre lômes (diversité beta) diminue lors de seconde phase. Cet effet est statistiquement significatif pour plusieurs paires de dates (tests Tukey) : la diversité inter-lômes à t02 diffère significativement de celle des trois périodes t10, t13 et t15 ( $p \leq 0.01$ ) de même que celle mesurée à t06 ( $p < 0.01$ ), t04 et t10 diffèrent également significativement ( $p=0.05$ ).

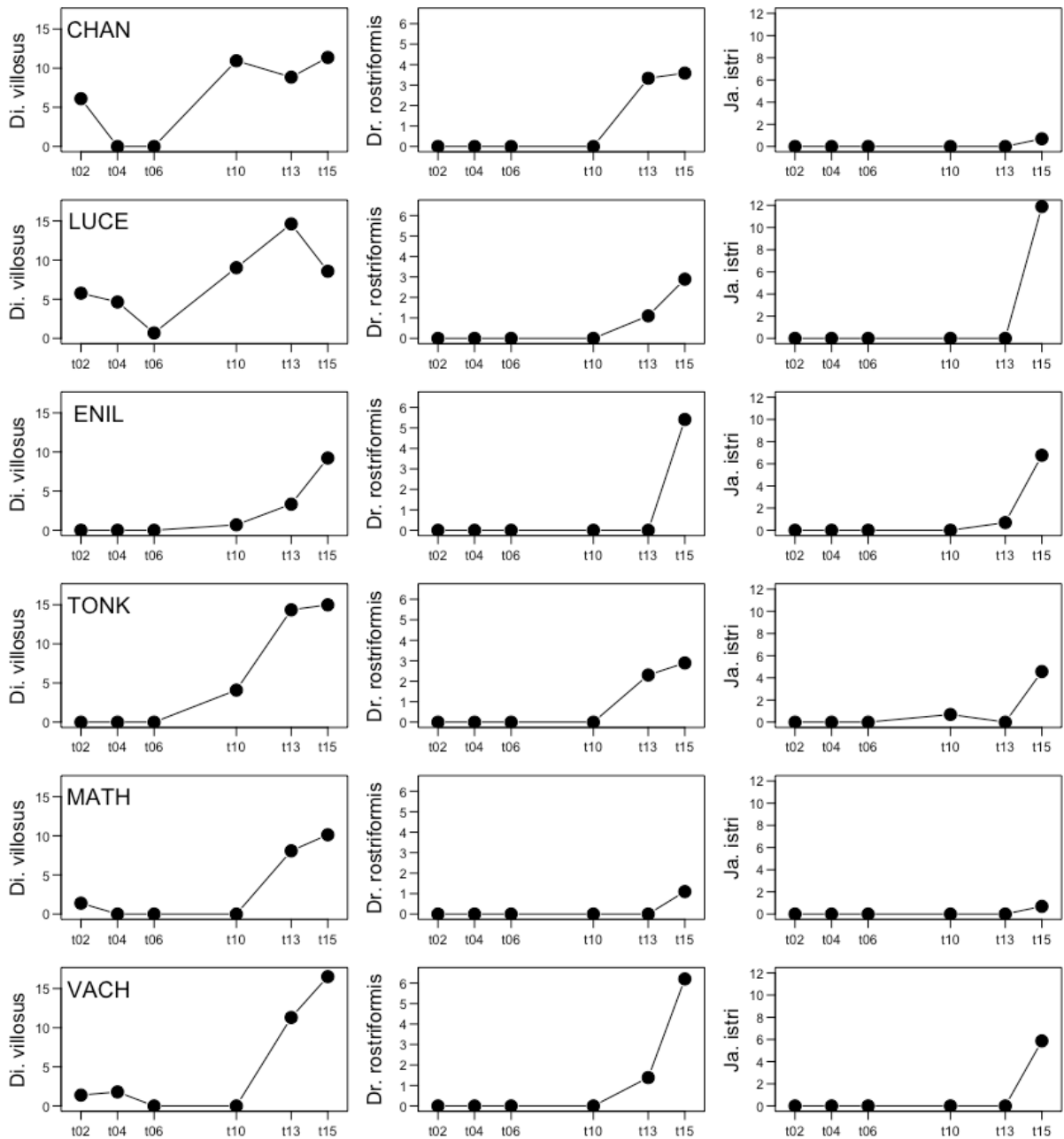


**Figure 7.2** – Analyse factorielle des correspondances (AFC) des assemblages d’invertébrés aquatiques de six lônes lotiques des secteurs de Belley (CHAN, LUCE, ENIL) et Brégner-Cordon (TONK, VACH, MATH). L’analyse porte sur 123 taxons issus de six échantillonnages de Printemps : t02 (2007-08), t04 (2009-10), t06 (2011-12), t10 (2016), t13 (2019), t15 (2021). Les abondances des taxons sont log-transformées dans les 108 échantillons élémentaires puis sommées par lône et par date (36 lône\*dates).

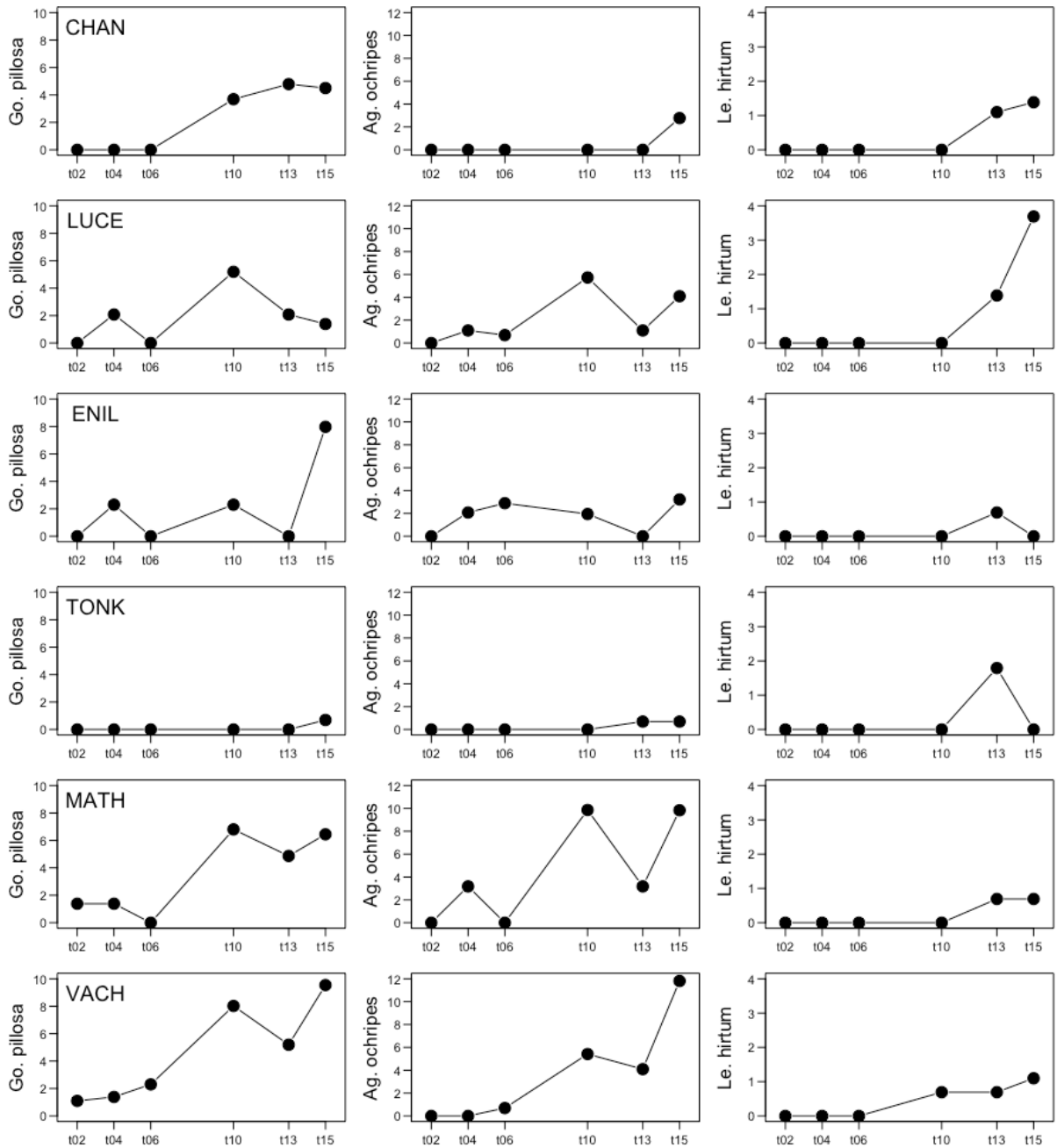
**En haut** : premier plan factoriel positionnant les lône\*dates en fonction de la similarité de leur composition en taxons. A gauche, les lône\*dates sont regroupées par lône ; à droite, les lône\*dates sont regroupées par date. Les axes résument respectivement 15% (F1 horizontal) et 11% (F2 vertical) de l’information. **En bas** : l’évolution temporelle des coordonnées des lônes sur F1 est représentée par secteur. En bleu : les deux lônes non influencées directement par la restauration (CHAN et TONK).



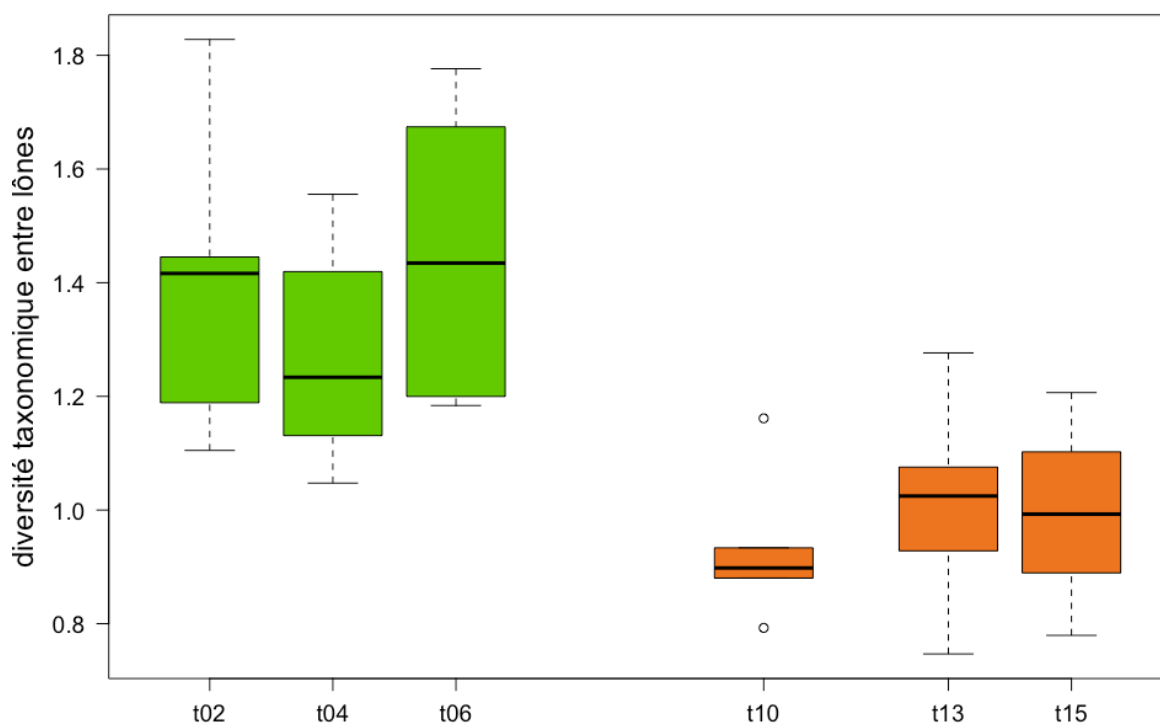
**Figure 7.3** – Changements temporels de l’abondance (campagnes de Printemps) de trois taxons tendant globalement à décroître après la période t02 – t06 (2007-2012) : *Theodoxus fluviatilis* (Mollusque gastéropode), Planariidae (Turbellariés), Hydracariens. Les abondances des taxons sont log-transformées puis sommées par lône et par date.



**Figure 7.4** – Changements temporels de l'abondance (campagnes de Printemps) de trois taxons exogènes tendant globalement à croître après la période t02 – t06 (2007-2012) : *Dikerogammarus villosus* (Crustacé Amphipode), *Dreissena rostriformis buggensis* (Mollusque bivalve), *Jaera istri* (Crustacé Isopode). Les abondances des taxons sont log-transformées puis sommées par lône et par date.



**Figure 7.5** – Changements temporels de l’abondance (campagnes de Printemps) de trois Trichoptères tendant globalement à croître après la période t02 – t06 (2007-2012) : *Goera pillosa*, *Agapetus ochripes*, *Lepidostoma hirtum*. Les abondances des taxons sont log-transformées puis sommées par lône et par date.



**Figure 7.6** – Diversité taxonomique entre les six lônes lotiques (diversité beta) mesurée pour chacun des six échantillonnages de Printemps (t02 (2007-08), t04 (2009-10), t06 (2011-12), t10 (2016), t13 (2019), t15 (2021)) à partir de l’AFC des assemblages d’invertébrés aquatiques (Figure 7.1).

### 7.3.3 Une prise en compte de la diversité fonctionnelle des taxons pour l’analyse des changements temporels

L’utilisation de caractéristiques biologiques des taxons pour fonder une mesure de la diversité fonctionnelle des assemblages et décrire ses changements entre stations ou entre dates implique une description de la diversité des taxons du point de vue de l’ensemble des traits biologiques sélectionnés. Cette description est proposée ici sous la forme d’une ordination des taxons et de leur classification en quatre groupes (Figure 7.7). Si les six traits sélectionnés participent bien à l’ordination des taxons, seuls les trois traits les plus discriminants sont retenus pour décrire la composition des quatre groupes de taxons (Figure 7.7).

Le groupe 1 (12 taxons) rassemble majoritairement des taxons hololimniques (cycle de vie entièrement aquatique) ayant la capacité de relâcher des jeunes déjà éclos (ovoviviparité). Le

mode trophique dominant est la filtration active. Des exemples sont *Gammarus fossarum / pulex*, *Corbicula fluminea* et *Potamopyrgus antipodarum*.

Le groupe 2 (64 taxons) rassemble majoritairement des taxons mérolimniques (cycle de vie combinant un stade larvaire aquatique et un stade adulte aérien) et produisant des pontes fixées au substrat. Plusieurs modes trophiques sont représentés, les majoritaires sont les collecteurs de sédiment fin, les broyeurs et les prédateurs. Des exemples sont les Ephémères *Caenis macrura*, *Heptagenia sulphurea* et *Potamanthus luteus*.

Le groupe 3 (21 taxons) rassemble majoritairement des taxons mérolimniques prédateurs. Plusieurs modes de ponte sont représentés mais les pontes à terre sont majoritaires. Des exemples sont les Diptères *Athrichops* et Empididae.

Le groupe 4 (26 taxons) rassemble majoritairement des taxons hololimniques pondant des groupes d'œufs fixés. Plusieurs modes trophiques sont représentés, les prédateurs et les collecteurs de sédiment fin dominant. *Ancylus fluviatilis*, *Hypania invalida* et les Chironomidae font partie de ce groupe.

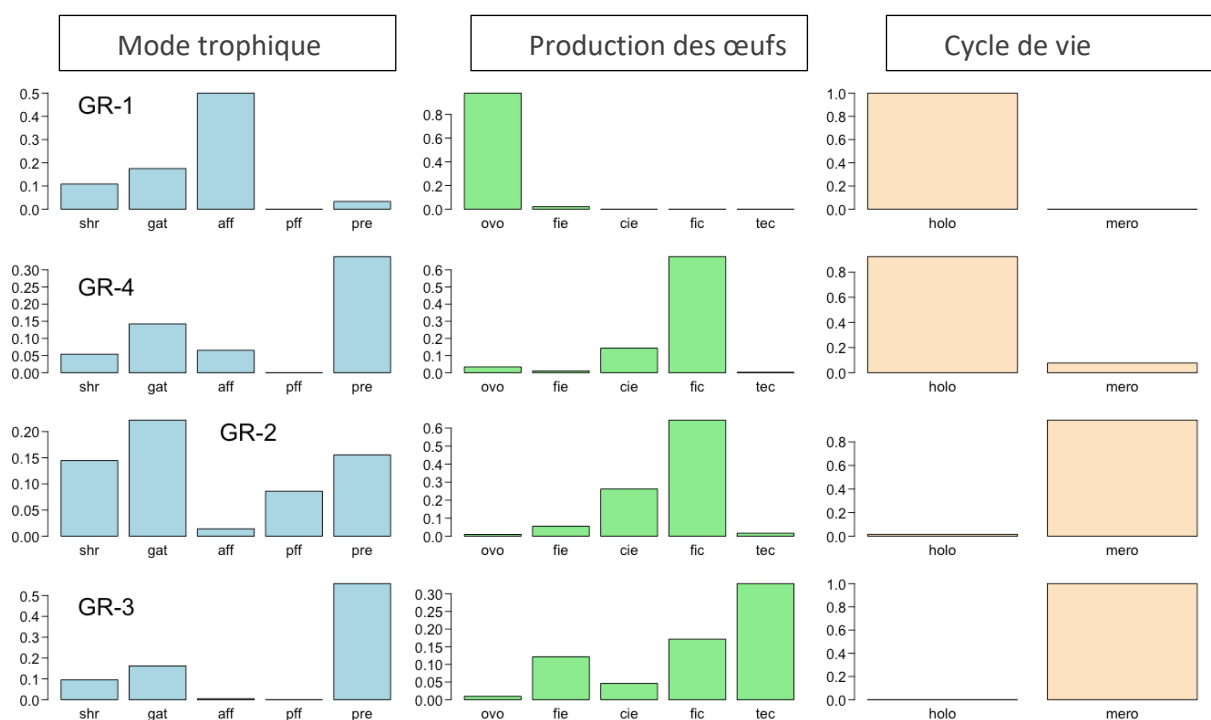
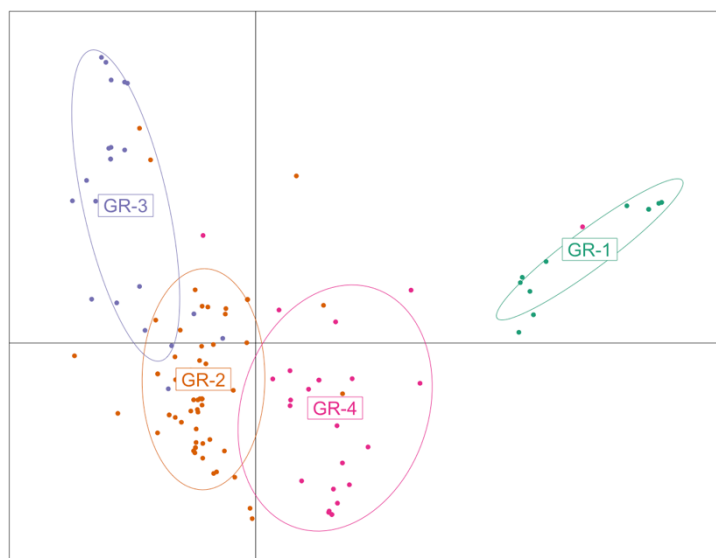
Si les distances fonctionnelles entre taxons sont prises en compte dans une ordination des stations aux différentes dates (DPCoA, Figure 7.8), l'image produite (Figure 7.8 à gauche) sépare moins nettement les périodes d'échantillonnage que l'ordination basée uniquement sur les compositions taxonomiques (Figure 7.2 en haut à droite). Les différences entre périodes d'échantillonnage sont cependant significatives. Elles expliquent 30% de la variabilité taxonomique et fonctionnelle (test de permutation,  $p=0.001$ ). Une séparation entre les deux phases (t02 – t06 vs t10 – t15) est également manifeste le long de l'axe horizontal. Cette différence entre les deux phases est significative, elle correspond à 15% de la variabilité taxonomique et fonctionnelle (test de permutation,  $p=0.001$ ).

Du point de vue des caractéristiques fonctionnelles des taxons, la distinction entre les deux phases correspond à une transition entre une dominance des groupes de taxons 3 et 2 (à gauche de l'axe horizontal) vers une dominance des groupes 4 et 1 (à droite de l'axe horizontal) (Figure 7.8 à droite). Cette transition correspond en particulier à un basculement de dominance des taxons à cycle entièrement aquatique (hololimniques) vers des taxons ayant un stade aérien (mérolimniques) (Figure 7.7).

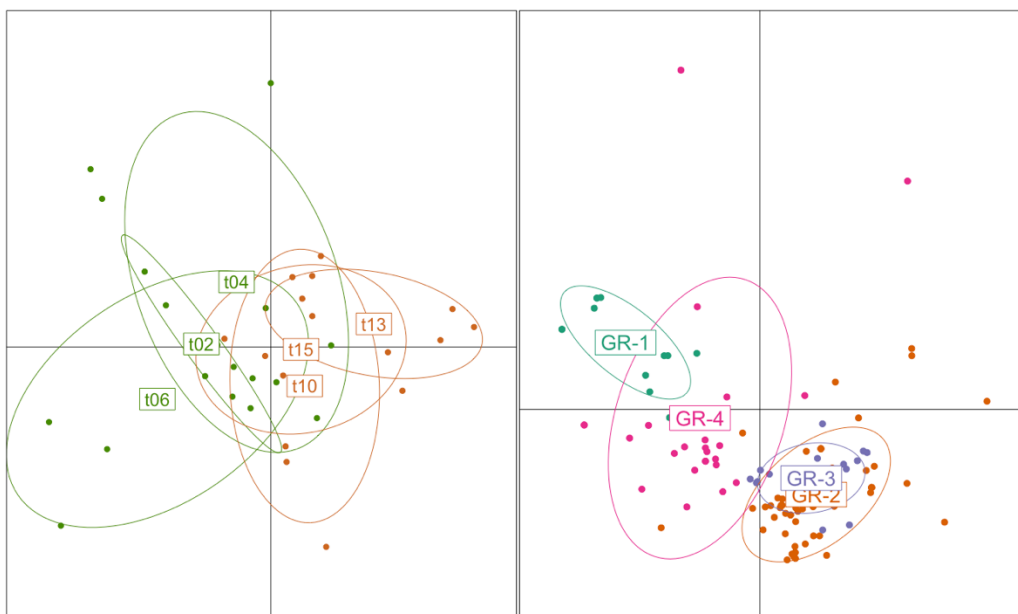
Si, comme dans l'analyse taxonomique (Figure 7.6), la différence entre l'ônes pour chaque période est analysée (évolution de la diversité beta au cours du temps), un résultat similaire est

obtenu (Figure 7.9). Les diversités fonctionnelles entre l'ônes mesurées après 2012 sont tendanciellement inférieures à celles mesurées avant. Les paires de dates t06 – t10 et t06 – t13 sont significativement différentes (test de Tukey,  $p < 0.03$ ). La différence pour les paires t06 – t15 et t04 – t13 frôle le seuil de 5% ( $p = 0.08$  dans les deux cas).

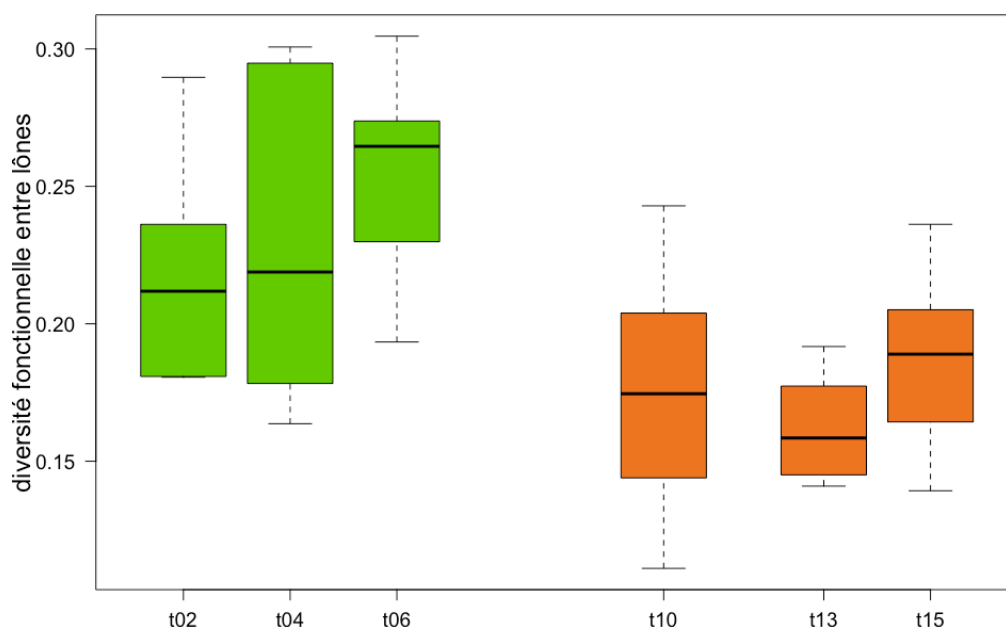




**Figure 7.7 – En haut** : ordination et classification en quatre groupes des 123 taxons d’invertébrés aquatiques issus de six échantillonnages de Printemps (2007 – 2021) de six lînes lotiques du Haut-Rhône. Chaque point représente un taxon positionné en fonction de la similarité de ses traits biologiques avec l’ensemble des autres taxons (Analyse des correspondances floues (FCA) dont les axes résument respectivement 15% (F1 horizontal) et 10% (F2 vertical) de l’information). L’analyse porte sur six traits biologiques (mode trophique, mode de respiration, mode de dispersion, nombre de cycles par an, mode de production des œufs, type de cycle de vie). **En bas** : représentation des catégories les plus fréquentes des trois traits les plus discriminants. Voir le Tableau 7.2 pour la signification des abréviations des catégories de traits.



**Figure 7.8** – Ordination des assemblages d’invertébrés aquatiques de six îlons lotiques des secteurs de Belley et Brégnier-Cordon par une analyse en coordonnées principales double (DPCoA). L’analyse porte sur 123 taxons issus de six échantillonnages de Printemps (t02 (2007-08), t04 (2009-10), t06 (2011-12), t10 (2016), t13 (2019), t15 (2021)) et prend en compte la diversité des traits biologiques de ceux-ci (Figure 7). Les abondances des taxons sont log-transformées dans les 108 échantillons élémentaires puis sommées par îlon et par date. Les axes résumant respectivement 32% (F1 horizontal) et 22% (F2 vertical) de l’information. **A gauche** : premier plan factoriel positionnant les 36 îlon\*dates en fonction de la similarité de leur composition en taxons et de leurs caractéristiques biologiques. Les ellipses regroupent les îlon\*dates par date. **A droite** : premier plan factoriel positionnant les 123 taxons et les regroupant en fonction des quatre groupes basés sur leurs caractéristiques biologiques (Figure 7.7).



**Figure 7.9** – Diversité fonctionnelle entre les six îlons lotiques (diversité beta) mesurée pour six échantillonnages de Printemps (t02 (2007-08), t04 (2009-10), t06 (2011-12), t10 (2016), t13 (2019), t15 (2021)) à partir de la DPCoA des assemblages d’invertébrés aquatiques qui prend en compte la diversité des caractéristiques biologiques des taxons (Figure 7.8).

## 7.4 Conclusions

La restauration de lînes lotiques sur le Haut-Rhône et les changements consécutifs observés sur les assemblages de macroinvertébrés aquatiques ont été documentés parmi les effets les plus significatifs des actions de restauration menées lors de la première décennie des années 2000 (Castella et al., 2015).

Quinze ans après ces actions, une analyse focalisée sur les données faunistiques acquises au Printemps (mi-Mars – mi-Avril) est proposée **pour six lînes lotiques** des secteurs de Belley et Brégnier-Cordon. Quatre d'entre elles ont été restaurées (Lucey, En l'île, Vachon, Mathan), deux autres n'ont pas été directement modifiées (Chantemerle, Tonkin).

Au niveau des lînes considérées individuellement (diversité alpha), la richesse taxonomique totale des communautés est stable ou en légère hausse. Une augmentation claire concerne **la richesse taxonomique des insectes EPT**, un résultat positif dans la mesure où la richesse de ce groupe traduit, particulièrement dans un contexte lotique, une augmentation de la qualité du milieu. En particulier les Trichoptères *Goera pillosa*, *Agapetus ochripes* et *Lepidostoma hirtum* peuvent être considérés comme témoins de cette augmentation. Comme déjà documenté, **la densité des espèces exogènes augmente fortement**, en particulier celle des arrivants très récents comme *Jaera istri* et *Dreissena rostriformis bugensis*.

Cette analyse restreinte aux lînes lotiques montre **par ailleurs un effet d'homogénéisation des communautés après 2012**. Elle se traduit par une diminution de la diversité des assemblages entre les six lînes (diversité beta). Cet effet n'était pas notable six ans après restauration. L'homogénéisation au fil du temps est par ailleurs corroborée par **une analyse fonctionnelle** prenant en compte un ensemble de caractéristiques biologiques des taxons. La tendance à l'homogénéisation est donc à la fois taxonomique et fonctionnelle. Réalisée sur un seul type de lînes et sur la durée totale du suivi post-restauration, ce résultat n'est pas contradictoire avec la diversification inter-lînes mesurée entre les périodes pré- et post-restauration pour un ensemble plus vaste de types de lînes et à plus court terme (Castella et al., 2015).

L'analyse présentée ici révèle :

i) l'existence de **processus généraux** influençant de façon similaire et synchrone les six lînes étudiées, qu'elles aient été restaurées ou non, et pour les deux secteurs de Belley et Brégnier-Cordon,

ii) **un effet de rupture** postérieur à l'échantillonnage du Printemps 2012, qui se manifeste de façon paradoxale, autant par des effets « positifs » comme l'augmentation d'indicateurs de « bonne qualité » (par ex. richesse EPT) que par des effets « négatifs » (homogénéisation inter-lînes, croissance d'espèces exogènes, perte de *Theodoxus fluviatilis*).

Il demeure à ce stade difficile de livrer une interprétation causale des phénomènes observés. Une hypothèse consiste à envisager une interaction entre des pressions croissantes à long terme (réchauffement, croissance des espèces exogènes, ...) et des événements plus ponctuels (chasses et opérations d'APAVER et dynamique des sédiments mobilisés à leur suite, perte d'hydraulicité associée à la progression de bouchons alluviaux à l'amont de certaines des lînes considérées). L'analyse de ces tendances sera poursuivie en considérant d'autres types de lînes ainsi que les séries temporelles acquises sur le Bas-Rhône.

## 8. Assemblages des poissons dans les lônes

L'objectif principal de la réhabilitation écologique des lônes est de recréer des annexes fluviales dans une plaine alluviale. L'endiguement et l'aménagement hydroélectrique du fleuve ont eu pour conséquence une restriction de la connectivité hydrologique des bras avec le chenal, entraînant leur évolution vers un atterrissement progressif. Dans un système naturel, ces annexes participent au fonctionnement écologique du fleuve en ajoutant des fonctionnalités complémentaires de celles du chenal courant : production primaire plus importante, épuration naturelle des eaux... Les caractéristiques de l'habitat (peu ou pas de contraintes hydrauliques, granulométrie du substrat, diversification des habitats, présence/absence de végétation aquatique, nature des végétaux...) confèrent à ces milieux des capacités d'accueil pour la reproduction et la croissance des juvéniles de poissons différentes de celles du chenal principal. L'analyse de la composition faunistique, de la structure en tailles des populations (en particulier l'importance de la classe d'âge de l'année), des exigences des espèces présentes par rapport au substrat de reproduction (guildes de Balon, 1975), et notamment l'importance du rôle de la végétation immergée permet de comprendre globalement les fonctions remplies par ces annexes (Stoffers *et al.*, 2022).

La réhabilitation des annexes fluviales du Rhône a privilégié d'une part la reconnexion de bras secondaires et d'autre part la reconnexion et le dragage d'annexes connectées par l'aval en dehors des épisodes de crue (lônes de type « parapotamon »).

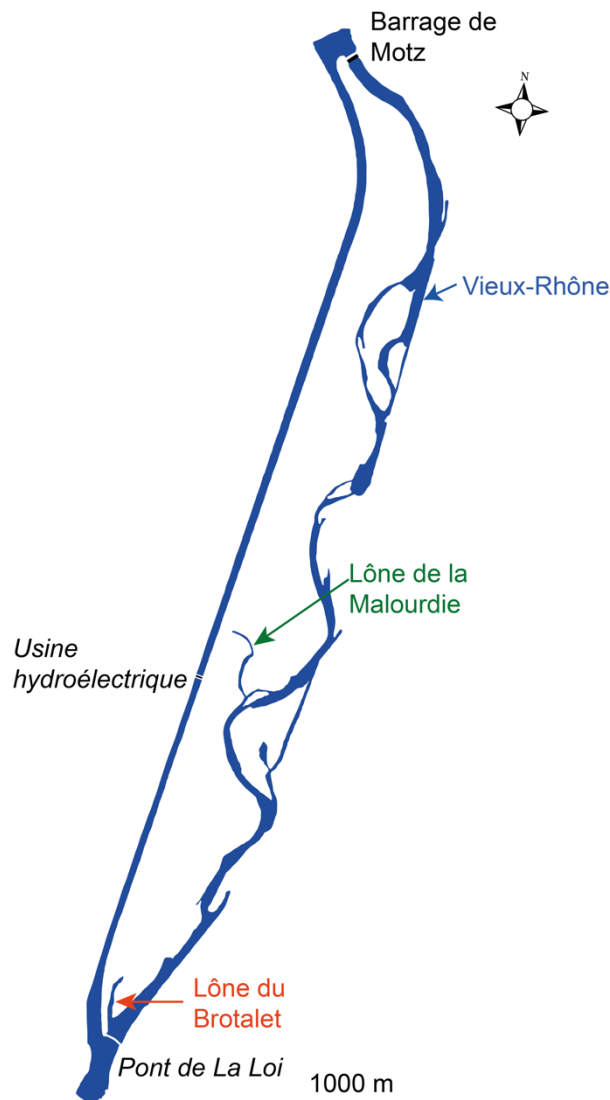
Les assemblages de poissons sont suivis annuellement dans une partie des lônes restaurées. Le suivi de la faune piscicole des lônes comprend :

- Haut-Rhône (Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon) :
  - bras secondaires : Anse de Yenne, lône Vachon, lône des Cerisiers, lône Mattant
  - bras connectés par l'aval (parapotamons) : lône du Brotalet, lône Moiroud, lône des Molottes, lône du Ponton ;
- Rhône-Moyen et Bas-Rhône (Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon, Donzère-Mondragon) :
  - bras secondaires : lône de Ciselande, lône de la Platière, lône du Noyer Nord, lône du Noyer Sud, lône de la Boussarde, lône Géronton, lône de la Grange écrasée, lône des Dames, lône du Banc Rouge
  - bras connectés par l'aval (parapotamons) : lône de Jaricot, lône de l'Ilon,
  - « Casiers Girardon » : lône de la Désirade

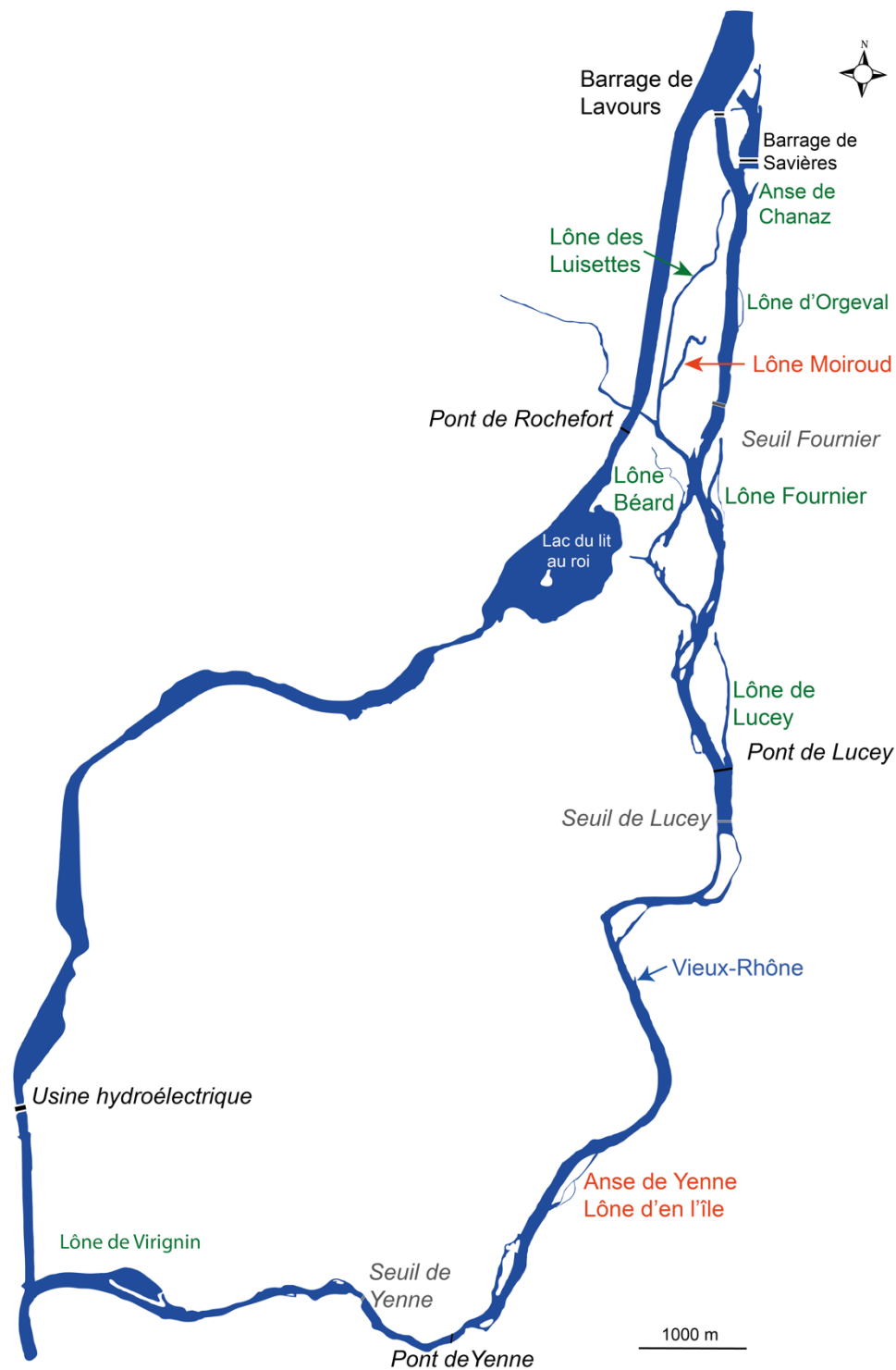
## 8.1 Haut-Rhône

### 8.1.1 Sites échantillonnés

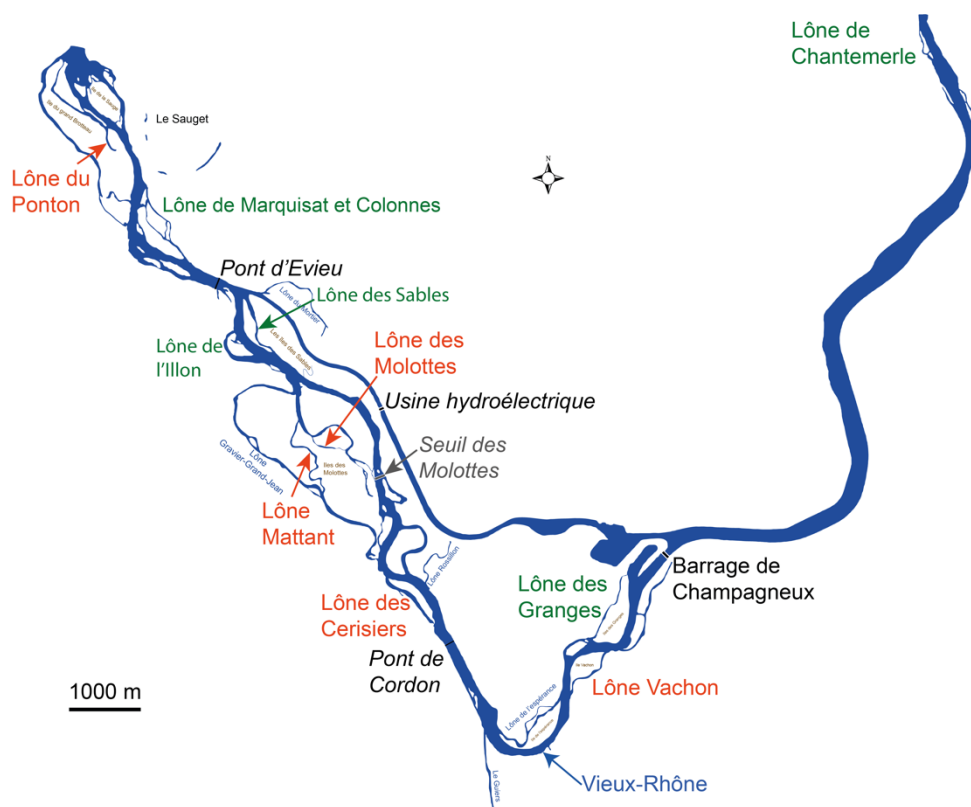
Les assemblages piscicoles ont été échantillonnés dans huit lônes restaurées entre 2004 (Chautagne, 1 lône, Figure 8.1), 2005 (Belley, 2 lônes, Figure 8.2) et 2006 (Brégnier-Cordon, 5 lônes, Figure 8.3). Les échantillonnages ont débuté immédiatement après la réhabilitation écologique de ces annexes. Parmi ces lônes, quatre sont connectées aux chenaux courants par l'aval (lônes de type « parapotamon » *sensu* Amoros *et al.*, 1982), la lône du Brotalet, la lône Moiroud, la Lône des Molottes et la lône du Ponton, et quatre sont des bras secondaires plus ou moins courants (bras de type « eupotamon » *sensu* Amoros *et al.*, 1982), l'Anse de Yenne, la lône Vachon, la lône des Cerisiers (qui reçoit la Bièvre) et la lône Mattant.



**Figure 8.1** - Carte du secteur de Chautagne (aménagement hydroélectrique de Chautagne). Les lônes réhabilitées sont indiquées en vert (pas de suivi piscicole) et en rouge (suivi piscicole).



**Figure 8.2** - Carte du secteur de Belley (aménagement hydroélectrique de Belley). Les lônes réhabilitées sont indiquées en vert (pas de suivi piscicole) et en rouge (suivi piscicole).



**Figure 8.3** - Carte du secteur de Brégnier-Cordon (aménagement hydroélectrique de Brégnier-Cordon). Les lônes réhabilitées sont indiquées en vert (pas de suivi piscicole) et en rouge (suivi piscicole).

### 8.1.2 Echantillonnage

L'échantillonnage des poissons a été réalisé par pêche électrique en bateau ou à pied, 25 points d'échantillonnage (méthode des E.P.A., Nelva *et al.*, 1979) ont été réalisés dans chacune des lônes (Tableau 8.1). Les points d'échantillonnage sont répartis sur le linéaire des lônes. A chaque point les poissons sont identifiés et mesurés au mm.



Tableau 8.1 - Dates des échantillonnages et efforts d'échantillonnage (nombre d'échantillons ponctuels d'abondance) pour les 8 lônes du Haut-Rhône suivies en 2022.

Secteur	Lônes	Dates	Nombre d'E.P.A
Chautagne	Lône du Brotalet	13 septembre 2022	25 E.P.A
Belley	Lône Moiroud	13 septembre 2022	23 E.P.A
	Anse de Yenne	13 septembre 2022	25 E.P.A
Brégnier-Cordon	Lône Vachon	26 août 2022	25 E.P.A
	Lône des Cerisiers	14 septembre 2022	25 E.P.A
	Lône Mattant	30 août 2022	25 E.P.A
	Lône des Molottes	29 août 2022	25 E.P.A
	Lône du Ponton	15 septembre 2022	25 E.P.A

### 8.1.3 Résultats

Parmi les 28 espèces échantillonnées dans l'ensemble des lônes en 2022 (Tableau 8.2), **vingt espèces** ont été recensées dans les pêches en 2022. Cette valeur est proche du nombre moyen d'espèces observé dans ces 8 lônes depuis leur restauration. Néanmoins, pour chacune des lônes, le nombre d'espèces capturées en 2022 est très inférieur au nombre d'espèces rencontrées au cours de la période post-réhabilitation (Tableaux 8.4 à 8.11). En 2022, le nombre d'espèces recensées a varié entre 3 (lône Moiroud) et 11 (lône du Brotalet). Les espèces les plus abondantes dans les échantillons en 2022 ont été : le **chevaine** (28,0%), le **goujon asiatique** (*pseudorasbora parva*) (20,3%), l'**ablette** (12,4%) et la **bouvière** (10,7%) (Tableau 8.3).

Dans le cadre du suivi piscicole des lônes restaurées, 3 paramètres permettent de caractériser l'évolution post-réhabilitation des assemblages de poissons : l'abondance des poissons échantillonnés, la part des juvéniles de l'année dans les effectifs capturés (exprimée sous forme de pourcentages par rapport aux effectifs totaux) et la part des individus capturés appartenant à des espèces utilisant un support végétal pour déposer leurs œufs lors de la reproduction (espèces phytophiles et lithophytophiles (Balon, 1975)).

**Tableau 8.2** - Liste des 28 espèces de poissons échantillonnées dans le cadre du suivi RhônEco dans les îlones et codes associés (Prés. Îlones 2022). L'appartenance des espèces aux guildes de reproduction « phytophile » (P) et « litho-phytophile » (L-P) est indiquée (Balon, 1975).

Famille	Nom commun	Nom latin	Code	Prés. îlones 2022	Guilde repro.
Petromyzontidae	Lamproie de Planer	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	LPP		
Blenniids	Blennie fluviatile	<i>Ichthyocoris fluviatilis</i> (Asso y del Rio, 1801)	BLE	*	
Salmonids	Truite commune	<i>Salmo trutta</i> (Linné, 1758)	TRF		
	Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i> (Linné, 1758)	OBR		
Lotids	Lote	<i>Lota lota</i> (Linné, 1758)	LOT		
Poeciliids	Gambusie	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)			
Esocids	Brochet	<i>Esox lucius</i> (Linné, 1758)	BRO	*	P
Leuciscidae	Gardon	<i>Rutilus rutilus</i> (L., 1758)	GAR	*	L-P
	Blageon	<i>Leuciscus souffia</i> (Risso, 1827)	BLN		
	Chevaîne	<i>Squalius cephalus</i> (L., 1758)	CHE	*	
	Ide mélanote	<i>Leuciscus idus</i> (L., 1758)	IDE		
	Aspe	<i>Leuciscus aspius</i> (L., 1758)	ASP		L-P
	Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i> (L., 1758)	VAN	*	
	Toxostome	<i>Parachondrostoma toxostoma</i> (Vallot, 1837)	TOX		
	Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L., 1758)	ROT	*	P
	Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linné, 1758)	VAI	*	
	Ablette	<i>Alburnus alburnus</i> (L., 1758)	ABL	*	L-P
	Spirin	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	SPI	*	
	Brème bordelière	<i>Blicca bjoerkna</i> (L., 1758)	BRB	*	P
	Brème commune	<i>Abramis brama</i> (L., 1758)	BRE	*	L-P
	Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i> (L., 1758)	HOT	*	
Tincidae	Tanche	<i>Tinca tinca</i> (L., 1758)	TAN	*	P
Acheilognathidae	Bouvière	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	BOU	*	
Gobionidae	Goujon commun	<i>Gobio gobio</i> (L., 1758)	GOU	*	
	Pseudorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Chlegel, 1846)	PSR	*	
Cyprinids	Barbeau fluviatile	<i>Barbus barbus</i> (L., 1758)	BAF	*	
	Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i> (L., 1758)	CCO	*	P
	Carassin argenté	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	CGO	*	L-P
Ballitorids	Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i> (L., 1758)	LOF	*	
	Loche d'étang	<i>Misgurnus fossilis</i> (L., 1758)	LOE	*	P
Silurids	Silure glane	<i>Silurus glanis</i> (Linné, 1758)	SIL	*	L-P
Ictalurids	Poisson-chat	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	PCH		
Anguillids	Anguille	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	ANG	*	
Gasterosteids	Epinoche	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (L., 1766)	EPI	*	
Centrachids	Perche-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i> (L., 1758)	PES	*	
	Achigan à grande bouche	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	BBG		
Percids	Perche fluviatile	<i>Perca fluviatilis</i> (L., 1758)	PER	*	P
	Grémille	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L., 1758)	GRE	*	L-P
	Sandre	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	SAN		P
Cottids	Chabot	<i>Cottus gobio</i> (Linné, 1758)	CHA	*	

En 2022, **1199 individus** ont été échantillonnés, cette valeur est légèrement inférieure à la valeur moyenne des effectifs échantillonnés dans ces lômes depuis la réalisation de travaux de réhabilitation écologique (1949 individus, Annexe 8.1). Sur l'ensemble de la période post-réhabilitation, les effectifs les plus importants ont été enregistrés dans les lômes de type parapotamon, en particulier les deux lômes du secteur de Brégnier-Cordon, la lôme des Molottes et la lôme du Ponton (Figure 8.4). En 2022, Les effectifs les plus faibles ont été échantillonnés dans la lôme Moiroud (5 individus), les effectifs les plus importants dans la lôme des Molottes (345 individus) (Tableau 8.3).

Les proportions de juvéniles de l'année (0<sup>+</sup>) peuvent être relativement importantes dans certaines annexes, notamment les lômes de type parapotamon (Brotalet, Molottes et Ponton) (Figure 8.4), où ils ont représenté la majorité des effectifs échantillonnés en 2022. Les proportions de juvéniles de l'année ont été plus faibles en 2022 dans les bras secondaires courants tels que la lôme Mattant (42,9% des effectifs) et la lôme des Cerisiers (32,8% des effectifs) (Annexe 8.1).

Les proportions d'individus appartenant à des espèces phytophiles ou lithophytophiles sont également habituellement importantes dans les lômes de type parapotamon (Figure 8.4), c'est encore le cas en 2022 pour les lômes du Brotalet, Moiroud, Molottes et Ponton (Annexe 8.1).

Tableau 8.3 - Effectifs de poissons échantillonnés dans les lômes du Haut-Rhône (Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon) en 2022. Pour chaque lôme, les espèces pour lesquelles l'abondance relative a dépassé 10% ont été surlignées en bleu.

	Chautagne	Belley		Brégnier-Cordon					Total	Ab relative
	Lôme du Brotalet	Anse de Yenne	Lôme Moiroud	Lôme Vachon	Lôme des Cerisiers	Lôme Mattant	Lôme des Molottes	Lôme du Ponton		
ABL	19	0	0	0	0	2	118	10	149	12,4%
BAF	0	0	0	21	0	9	0	0	30	2,5%
BLE	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0,1%
BOU	0	2	0	0	0	0	93	33	128	10,7%
BRO	0	0	1	0	0	0	1	0	2	0,2%
CHE	117	45	0	64	35	21	30	24	336	28,0%
EPI	1	2	0	0	5	0	3	0	11	0,9%
GAR	2	2	0	3	0	0	0	0	7	0,6%
GOU	38	33	0	6	6	5	2	3	93	7,8%
LOE	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,1%
LOF	1	1	0	1	6	2	1	0	12	1,0%
PER	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0,2%
PES	18	1	0	1	0	0	12	1	33	2,8%
PSR	22	2	0	0	0	0	83	136	243	20,3%
ROT	1	0	1	0	0	0	0	12	14	1,2%
SIL	0	0	0	1	1	2	0	0	4	0,3%
SPI	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0,1%
TAN	39	2	4	0	3	0	2	69	119	9,9%
VAI	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0,3%
VAN	0	0	0	5	4	1	0	0	10	0,8%
Total	259	90	5	104	61	42	345	292	1199	
Nb espèces	11	9	3	10	8	7	10	10	20	

Tableau 8.4 – Occurrence des espèces de poissons échantillonnées dans la lône du Brotalet au cours de la période 2004-2022 et en 2022 (voir Tableau 8.2 pour l'identification des codes d'espèces).

Brotalet	ABL	BAF	BLE	BOU	BRB	BRE	BRO	CCO	CHE	EPI	GAR	GOU	LOF	PER	PES	PSR	ROT	TAN	VAI	VAN	nb espèces	
2004-2022	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	20
2022	*								*	*	*	*	*	*	*	*	*	*				11

Tableau 8.5 - Occurrence des espèces de poissons échantillonnées dans la lône Moiroud au cours de la période 2005-2022 et en 2022.

Moiroud	ABL	BOU	BRB	BRO	CHE	EPI	GAR	GOU	HOT	LOF	PCH	PER	PES	PSR	ROT	TAN	VAI	VAN	nb espèces	
2005-2022	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	18
2022				*											*	*			3	

Tableau 8.6 - Occurrence des espèces de poissons échantillonnées dans l'Anse de Yenne au cours de la période 2005-2022 et en 2022.

Anse de Yenne	ABL	BAF	BOU	BRO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	PER	PES	PSR	ROT	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	nb espèces	
2005-2022	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	22
2022			*			*	*	*	*			*	*			*	*					*	10	

Tableau 8.7 - Occurrence des espèces de poissons échantillonnées dans la lône Vachon au cours de la période 2006-2022 et en 2022.

Vachon	ABL	ANG	BAF	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	PER	PES	PSR	ROT	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	nb espèces
2006-2022	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	27
2022			*	*							*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	10	

Tableau 8.8 - Occurrence des espèces de poissons échantillonnées dans la lône des Cerisiers au cours de la période 2006-2022 et en 2022.

Cerisiers	ABL	BAF	BLE	BOU	BRB	BRE	BRO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	HOT	LOF	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	nb espèces
2006-2022	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	28	
2022									*	*		*		*			*					*	*	*	*		8		

Tableau 8.9 - Occurrence des espèces de poissons échantillonnées dans la lône Mattant au cours de la période 2006-2022 et en 2022.

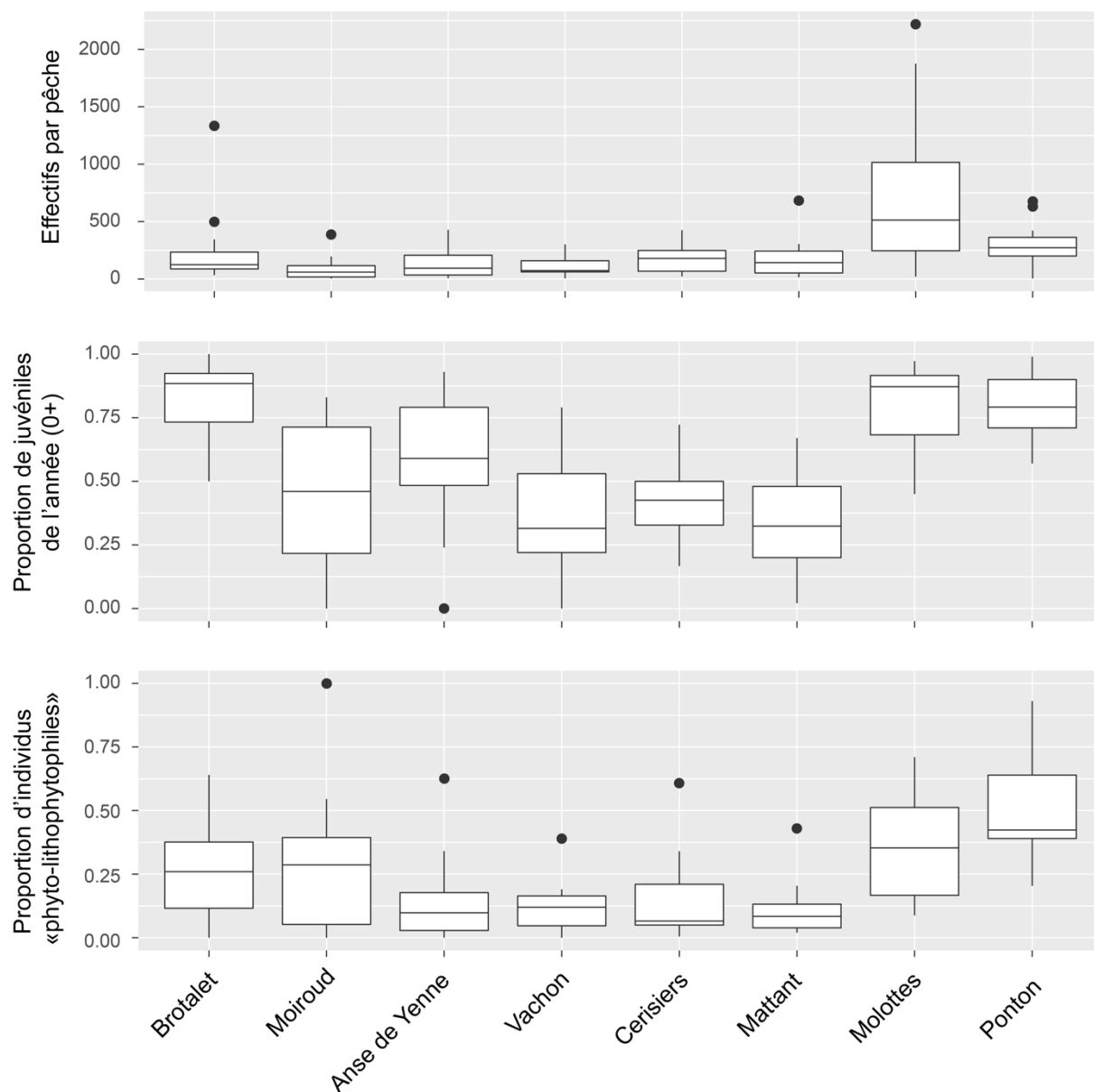
Mattant	ABL	ANG	BAF	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	LPP	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	nb espèces
2006-2022	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	28		
2022	*		*							*			*			*							*					7			

Tableau 8.10 - Occurrence des espèces de poissons échantillonnées dans la lône des Molottes au cours de la période 2006-2022 et en 2022 (voir annexe 1 pour l'identification des codes d'espèces).

Molottes	ABL	BAF	BBG	BOU	BRB	BRE	BRO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	HOT	LOF	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	TAN	TRF	VAI	VAN	nb espèces
2006-2022	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	25
2022	*			*			*			*	*		*		*		*	*	*				*			10	

Tableau 8.11 - Occurrence des espèces de poissons échantillonnées dans la lône du Ponton au cours de la période 2006-2022 et en 2022.

Ponton	ABL	BAF	BBG	BOU	BRB	BRE	BRO	CAG	CCO	CHE	EPI	GAR	GOU	LOE	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SIL	TAN	VAI	VAN	nb espèces	
2006-2022	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	23
2022	*			*						*			*	*			*	*	*		*	*			10



**Figure 8.4** – Box-plots représentant les effectifs échantillonnés, les proportions de juvéniles de l’année et les proportions d’individus appartenant à des espèces phytophiles et lithophylophiles lors des campagnes de pêches post-réhabilitation pour les 8 lônes du Haut-Rhône.

### Assemblages dans les bras secondaires courants

En 2022, entre 7 (lône Mattant) et 10 espèces (lône Vachon) ont été recensées dans les bras secondaires courants : Anse de Yenne, Vachon, Cerisiers et Mattant. Les principales espèces

échantillonnées ont été : le **chevaine**, le **goujon** et le **barbeau fluviatile** (Tableau 8.3). Néanmoins, les assemblages d'espèces et les structures en classes de tailles des échantillons varient d'un bras à l'autre (Annexe 8.2.1).

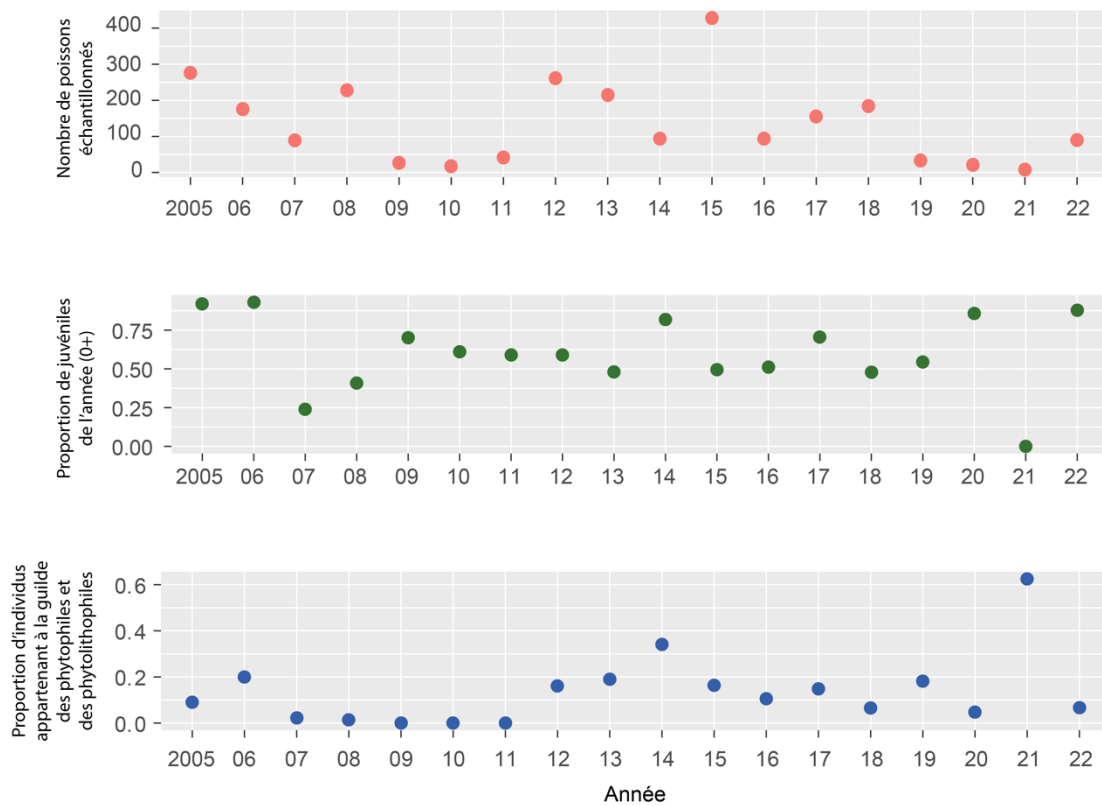
### Anse de Yenne

En 2022, **90 individus** ont été échantillonnés dans l'Anse de Yenne. Cette valeur est du même ordre de grandeur que la moyenne observée pour cette lône depuis sa restauration en 2005 (Annexe 8.1 et Figure 8.5). **Neuf espèces** ont été recensées dans les échantillons : le chevaine et le goujon sont les 2 espèces les plus abondantes, les abondances d'épinoche, de gardon, de bouvière, de loche franche, de perche soleil, de goujon asiatique et de tanche sont très faibles (Tableau 8.3). 88% des poissons échantillonnés étaient des juvéniles de l'année (Figure 8.5).

Depuis octobre 2018, l'extrémité amont de l'Anse de Yenne est déconnectée du Vieux-Rhône de Belley pour la valeur minimale de débit réservé, soit  $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (environ 6 mois/an), transformant ce bras en milieu lentique (planche photo Figure 8.6). La réduction progressive de la connectivité de la lône avec le chenal principal limite son accès aux espèces qui pourraient s'y reproduire (comme l'ablette, la bouvière, la brème) et aux jeunes poissons d'espèces rhéophiles du chenal (comme le barbeau fluviatile, le hotu et la vandoise) (Figure 8.7). Les habitats cette lône sont probablement très peu utilisés pour la reproduction des espèces phytophiles et lithophytophiles (Figure 8.5). La présence de chevaine et de goujon dans les pêches de 2022, notamment les juvéniles de l'année, peut s'expliquer par le piégeage de ces poissons au sein de la lône au gré des évènements hydrologiques.

Depuis sa réhabilitation en 2005, qui avait abouti à la recréation d'un bras courant abritant des espèces rhéophiles (dont la truite), l'apport régulier de sédiments grossiers lors des crues au niveau de la connexion amont ainsi que l'exhaussement du lit dans la partie aval de ce bras a conduit progressivement à une réduction des vitesses d'écoulement et à la disparition de la connexion amont en période faible débit réservé, la connexion aval étant très ténue. La végétation aquatique, notamment l'élodée de Nutall, s'est partiellement implantée dans la lône. Bien que plusieurs espèces aient été abondantes depuis la restauration de la lône (Figure 8.8), seules quelques-unes sont présentes depuis 2018 avec des abondances généralement faibles (Figure 8.7). Ce constat milite pour une réflexion sur l'efficacité à moyen terme des mesures de restauration mises en œuvre et sur la nécessité de bâtir une réflexion pour une poursuite des

mesures de réhabilitation écologique à effets plus durables et prenant en compte les aspects morpho-dynamiques au niveau du Vieux-Rhône et des bras concernés.

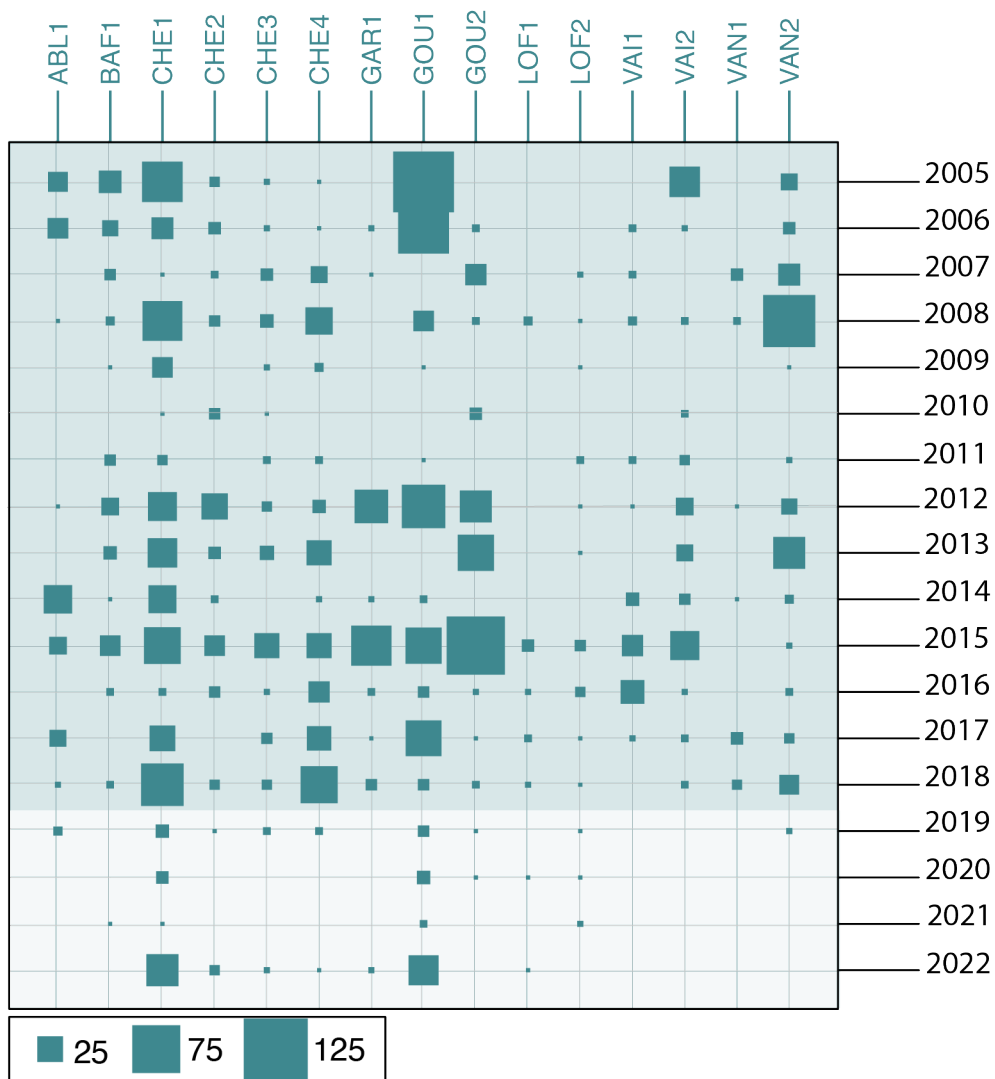


**Figure 8.5** - Effectifs échantillonnés (en orange), proportion des juvéniles de l'année (en vert) et proportion d'individus appartenant à la guildé des phytophiles et des phytolithophiles (en bleu) dans l'Anse de Yenne, chaque année depuis sa restauration en 2005. L'effort d'échantillonnage est de 25 E.P.A.

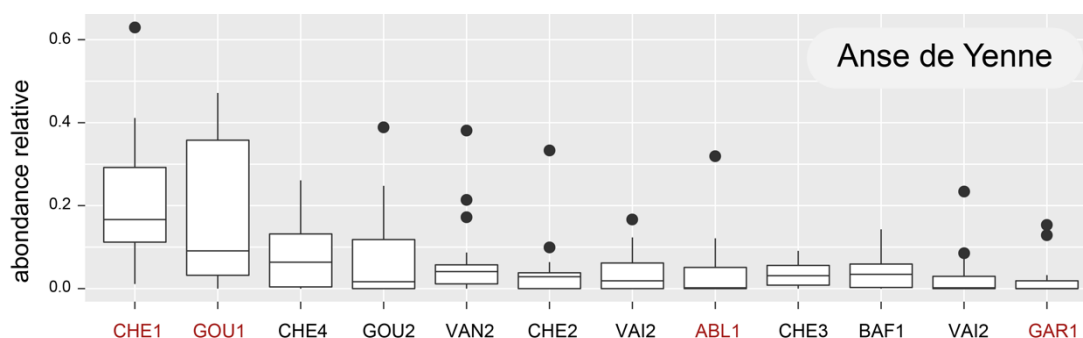


**Figure 8.6** - Planche photographique de la connexion entre la partie amont de l'Anse de Yenne et le Vieux-Rhône de Belley en septembre 2021 (~ 71 m<sup>3</sup>/s dans le Vieux-Rhône de Belley).





**Figure 8.7** - Représentation graphique des effectifs échantillonnés par classes de tailles et par année dans l’Anse de Yenne. Les tailles de surfaces des rectangles sont proportionnelles aux effectifs échantillonnés. Deux périodes sont distinguées, 2005-2018 et 2019-2022 révélant une réduction de la connectivité de la lône avec le chenal. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l’année, la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l’année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c’est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d’une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.



**Figure 8.8** - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces - classes de tailles » les plus abondantes dans l'Anse de Yenne sur la période post-restauration. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année (en rouge sur la figure), la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.

### Lône Vachon et lône Mattant

En 2022, **104 individus** ont été échantillonnés dans la **lône Vachon**. Cette valeur est relativement proche de la moyenne observée pour cette lône depuis sa restauration (Annexe 8.1).

**Dix espèces** ont été recensées dans les échantillons : le chevaine et le barbeau fluviatile sont les plus abondantes (respectivement 62 et 20% des effectifs totaux), les effectifs de gardons, goujons, blennies, loches franches, perches soleils, silures et spirilins ont été très faibles (Tableau 8.3).

Dans la **lône Mattant** seulement **42 individus** ont été échantillonnés (Tableau 8.3 et Figure 8.11) et **7 espèces** ont été recensées : les effectifs de chevaines représentent 50% des captures, ceux de barbeaux fluviatiles 21% et ceux de goujons 12%.

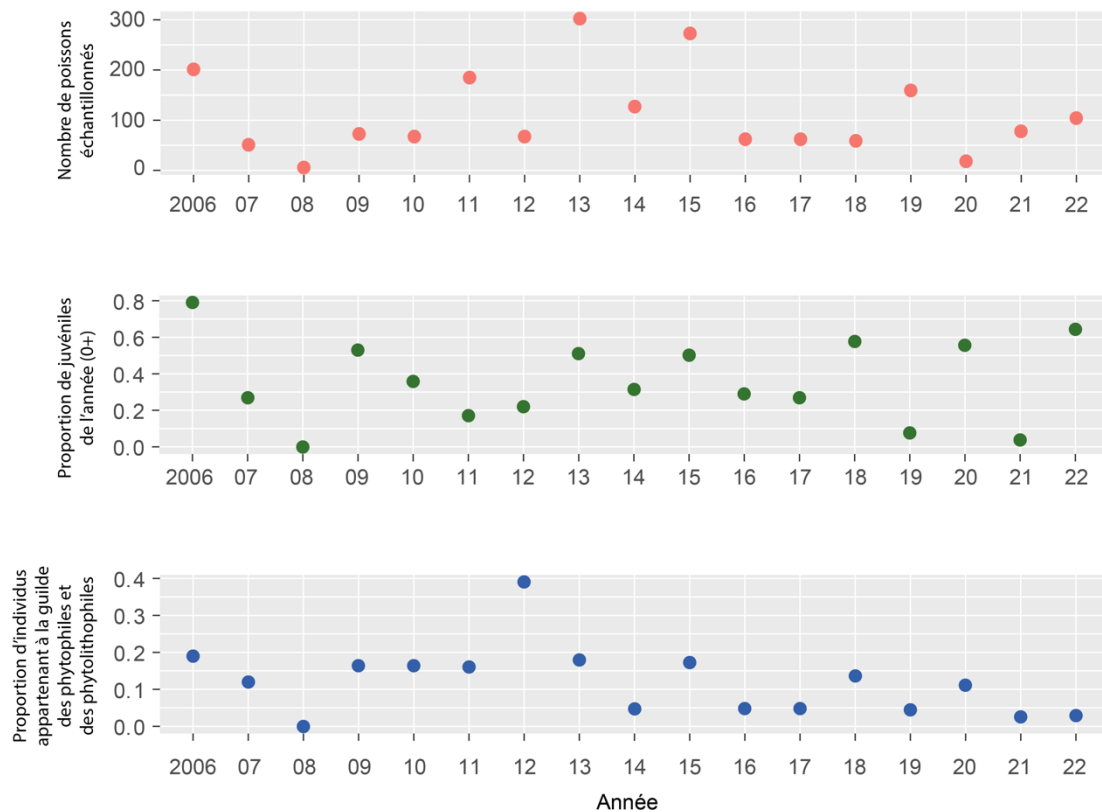
Ces bras courants, connectés à leurs deux extrémités au chenal principal, abritent habituellement des assemblages d'espèces similaires à ceux du Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon, notamment des espèces rhéophiles (comme le barbeau fluviatile, le chevaine et la vandoise) (Figures 8.10 et 8.12).

La proportion de juvéniles de l'année dans la lône Vachon a été relativement importante en 2022 (64,4%), par rapport à la moyenne observée les années antérieures (36%) (Figure 8.9), cela est essentiellement dû à la présence de juvéniles de chevaine.

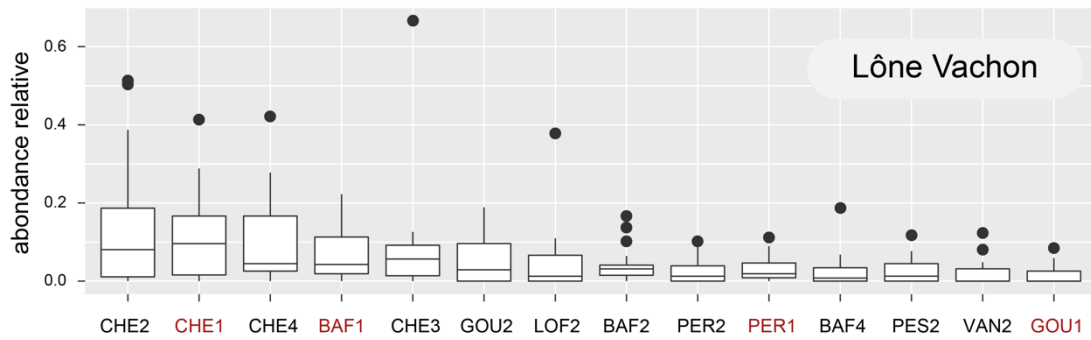
La proportion de juvéniles de l'année dans la lône Mattant est légèrement supérieure à la moyenne observée les années précédentes (42,9% contre 33,5%) (Figure 8.11). Les effectifs de juvéniles capturés dans ces deux bras restent cependant extrêmement faibles. Ces lônes ne constituent pas particulièrement des habitats de croissance privilégiés pour les juvéniles de

l'année (0<sup>+</sup>). Néanmoins, les fonds graveleux et l'alternance de radiers et de mouilles qui constituent ces lônes devraient représenter un habitat favorable pour les classes de tailles intermédiaires des espèces du chenal (hotu, barbeau, chevaine). Les données collectées ne vérifient pas cette hypothèse.

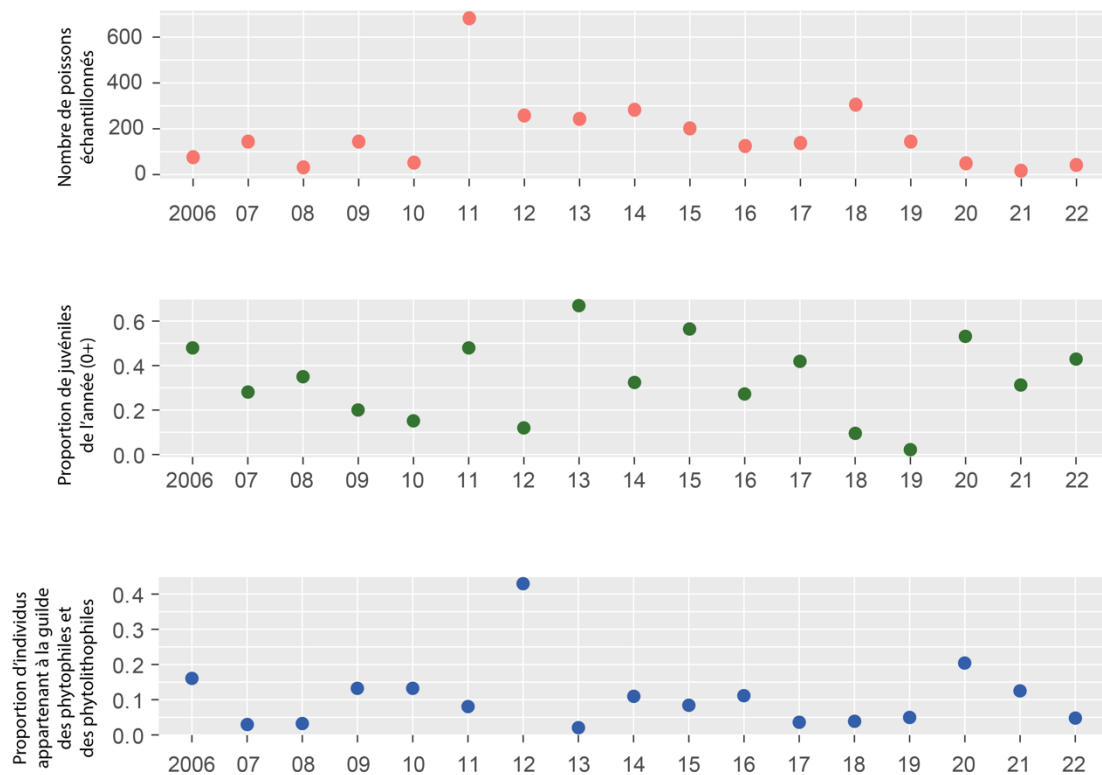
Comme dans le cas de l'Anse de Yenne, la proportion d'individus appartenant aux espèces phytophiles et lithophylophiles est modeste dans ces 2 lônes (Figures 8.9 et 8.11).



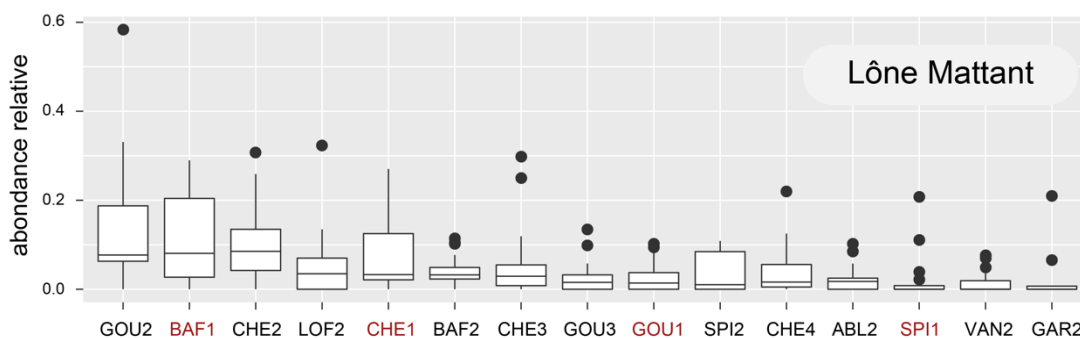
**Figure 8.9** - Effectifs échantillonnés (en orange), proportion des juvéniles de l'année (en vert) et proportion d'individus appartenant à la guildes des phytophiles et des phytolithophiles (en bleu) dans la lône Vachon, chaque année depuis sa restauration en 2005-2006. L'effort d'échantillonnage est de 25 E.P.A.



**Figure 8.10** - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces - classes de tailles » les plus abondantes dans la lône Vachon sur la période post-restauration. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année (en rouge sur la figure), la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.



**Figure 8.11** - Effectifs échantillonnés (en orange), proportion des juvéniles de l'année (en vert) et proportion d'individus appartenant à la guildes des phytophiles et des phytolithophiles (en bleu) dans la lône Mattant, chaque année depuis sa restauration en 2005-2006. L'effort d'échantillonnage est de 25 E.P.A.



**Figure 8.12** - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces - classes de tailles » les plus abondantes dans la lône Mattant sur la période post-restauration. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année (en rouge sur la figure), la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.

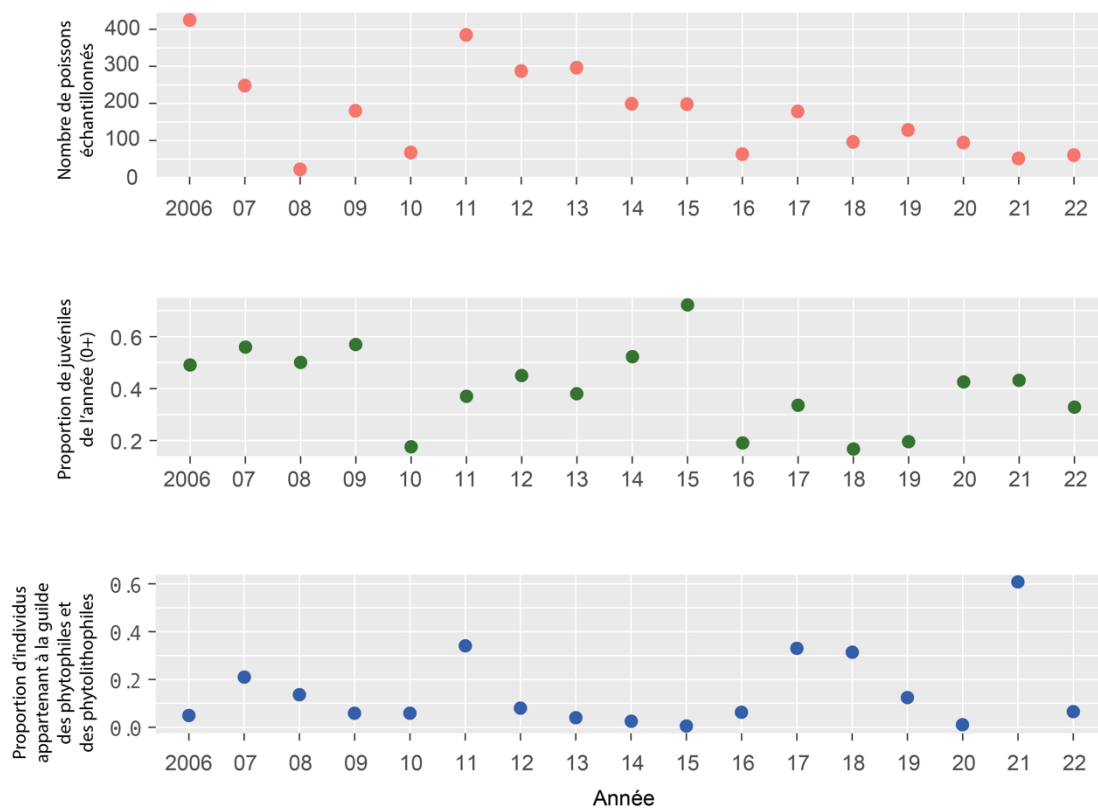
### Lône des cerisiers

En 2022, seulement **61 individus** ont été capturés dans la lône des Cerisiers, c'est une des valeurs les plus faibles depuis la restauration de cette lône en 2005-2006 (Figure 8.13). **Huit espèces** ont été recensées (Tableau 8.3). Le chevaine est l'espèce la plus abondante (57% des effectifs totaux), l'abondance relative des autres espèces varie entre 1.6% (silure) et 9.8% (goujon et loche franche) et les effectifs sont très faibles (Tableau 8.3).

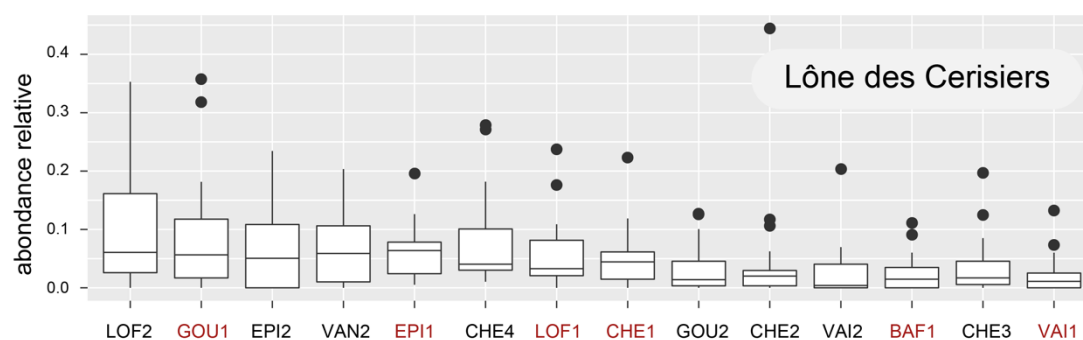
La lône des Cerisiers est un bras vif semi-permanent qui possède un fonctionnement atypique notamment du fait qu'elle reçoit la Bièvre. De manière générale, cette annexe fluviale abrite un assemblage d'espèces similaire à celui du Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon, notamment d'espèces rhéophiles (chevaine, barbeau fluviatile, goujon, loche franche et vandoise) (Figure 8.14). Cependant, les effectifs échantillonnés diminuent progressivement depuis 2016 quelle que soit l'espèce considérée (Figures 8.13 et 8.15). Conjointement, la proportion de juvéniles de l'année reste faible (32,8% en 2022, 40,2% en moyenne depuis restauration) (Figure 8.13).

La lône des Cerisiers présente une certaine sensibilité au comblement par les fines qui peut être conséquent localement. Trois secteurs préférentiels d'accumulation de sédiments fins ont été identifiés : le confluent lône/Bièvre, une zone située à 500 m en aval de l'extrémité amont et l'aval de la lône. La présence de zones très peu courantes, propices aux dépôts de sédiments fins et au développement de macrophytes explique la présence d'espèces lénitophiles dans les échantillons (épineche, tanche) (Tableau 8.2 et Figure 8.15).

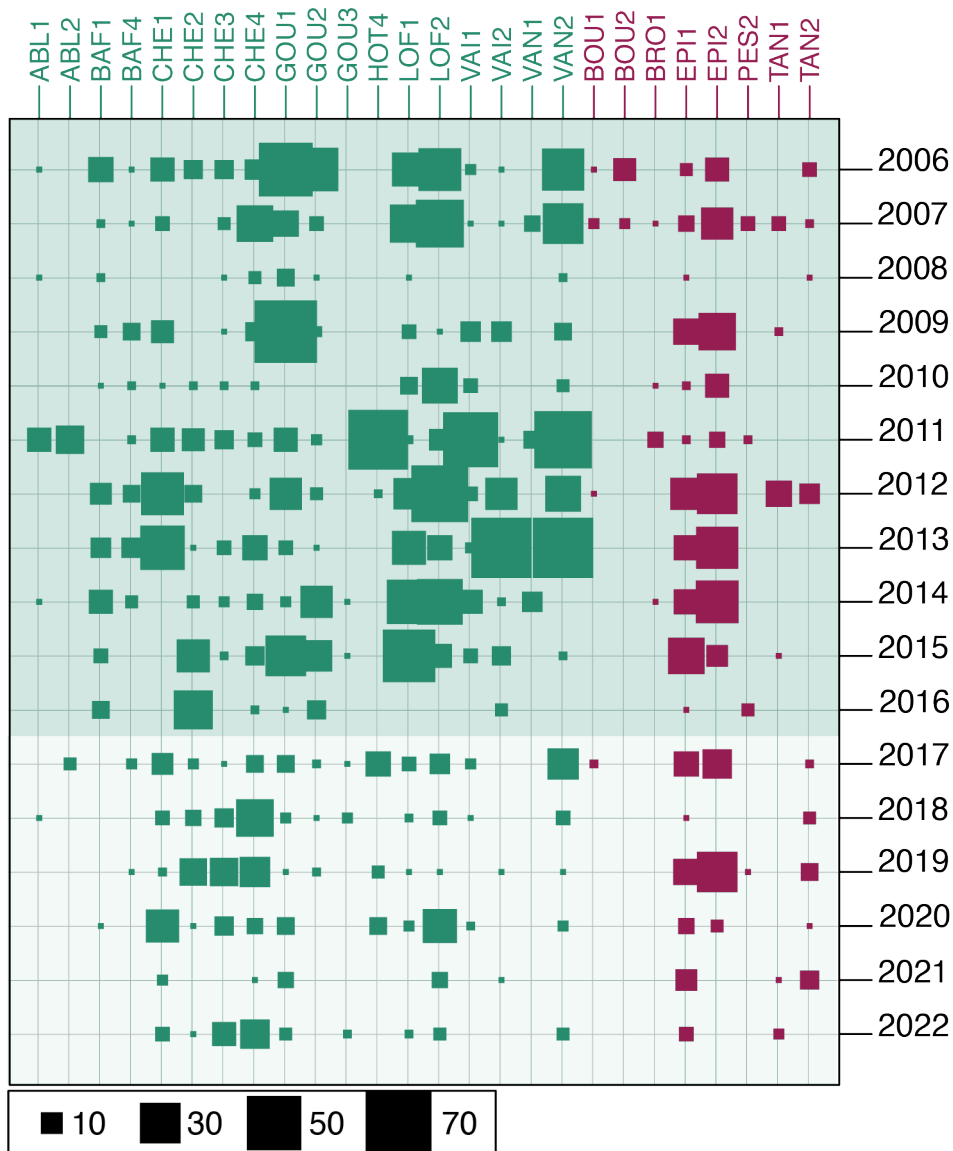
Dans le but de restaurer une dynamique fluviale dans la lône des Cerisiers, des travaux de reconfiguration de la connexion amont et des opérations de déblais devraient avoir lieu prochainement. Les échantillonnages futurs (post-travaux) permettront d'estimer si cette annexe fluviale retrouve ses capacités d'accueil.



**Figure 8.13** - Effectifs échantillonnés (en orange), proportion des juvéniles de l'année (en vert) et proportion d'individus appartenant à la guildes des phytophiles et des phytolithophiles (en bleu) dans la lône des Cerisiers chaque année depuis sa restauration en 2005-2006. L'effort d'échantillonnage est de 25 E.P.A.



**Figure 8.14** - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces - classes de tailles » les plus abondantes dans la lône des Cerisiers sur la période post-restauration. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année (en rouge sur la figure), la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.



**Figure 8.15** - Représentation graphique des effectifs échantillonnés par classes de tailles et par années dans la lône des Cerisiers. Les tailles de surfaces des rectangles sont proportionnelles aux effectifs échantillonnés. Deux périodes sont distinguées, 2006-2016 et 2017-2022 avec la mise en évidence d'une diminution de la capacité d'accueil de la lône pour certaines espèces, notamment les espèces rhéophiles du chenal. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année, la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.

## *Assemblages dans les lônes de type « parapotamon »*

Le fonctionnement hydrodynamique de ces 4 bras est différent en lien notamment avec la configuration de leurs connexions (plus ou moins directes) avec le chenal principal. Les données collectées depuis la restauration sont en Annexe 8.2.2.

### Lône du Brotalet

Depuis sa restauration en 2003-2004, les effectifs échantillonnés annuellement dans la lône du Brotalet sont importants (227 individus en moyenne), et **259 individus** ont été pêchés et **11 espèces** ont été recensées en 2022 (Tableau 8.3 et Figure 8.16). Parmi elles, le chevaine est l'espèce la plus abondante (45% des individus capturés), suivie de la tanche (15%), du goujon 15%), du goujon asiatique (9%), de l'ablette (7%) et de la perche soleil (7%). Ce bras compte régulièrement des quantités importantes de juvéniles de l'année (82,2% des effectifs pêchés en moyenne), c'est encore le cas en 2022 (91,5%). Conjointement, la proportion d'individus appartenant à des espèces phytophiles et lithophytopiles (32,4%) est elle aussi significative (Annexe 8.1, Figure 8.16).

La lône du Brotalet est un bras relativement profond et riche en végétation aquatique, les résultats des pêches démontrent que ce bras accueille aussi bien les jeunes stades de développement de poissons qui fraient dans le chenal principal (comme le chevaine, la loche franche et le vairon) que des poissons qui effectuent une partie de leur cycle de vie (l'ablette, la brème bordelière, la brème commune, le gardon et le goujon) voir potentiellement la totalité de leur cycle de vie dans la lône (la perche-soleil, le goujon asiatique, le rotengle et la tanche) (Figure 8.17). Ce bras offre une diversité d'habitats qui semble répondre aux exigences variées des espèces de poissons, notamment aux espèces des guildes des phytophiles et phytolithophiles (Figure 8.16).



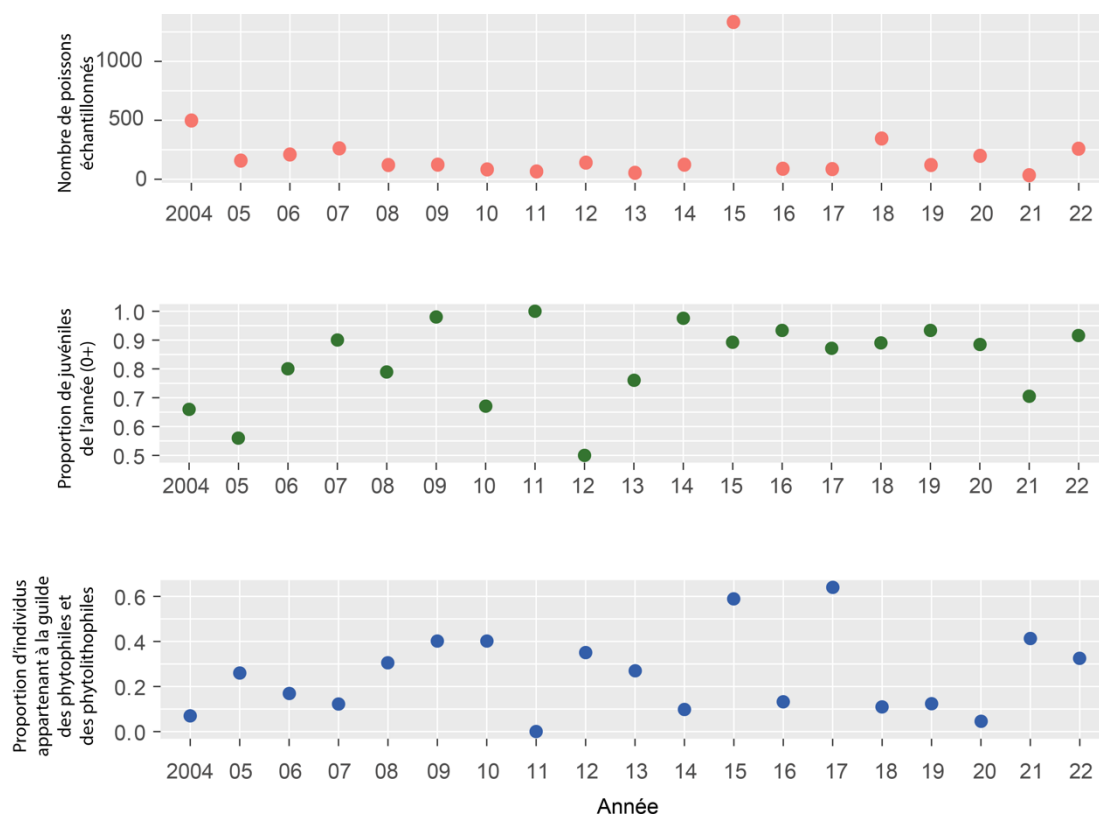


Figure 8.16 - Effectifs échantillonnés (en orange), proportion des juvéniles de l'année (en vert) et proportion d'individus appartenant à la guildes des phytophiles et des phytolithophiles (en bleu) dans la lône du Brotalet chaque année depuis sa restauration en 2005-2006. L'effort d'échantillonnage est de 25 E.P.A.

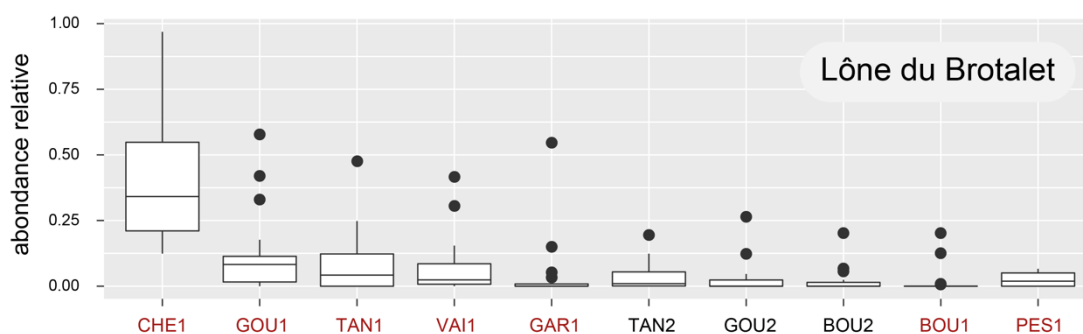
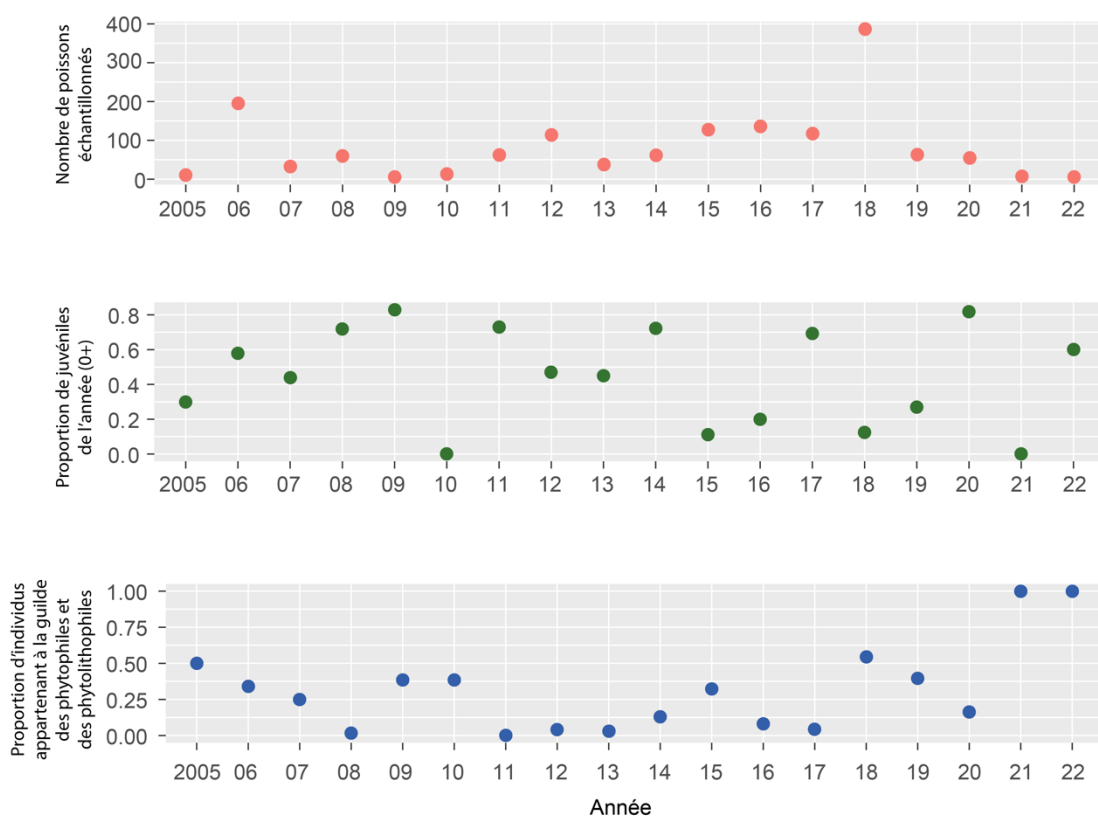
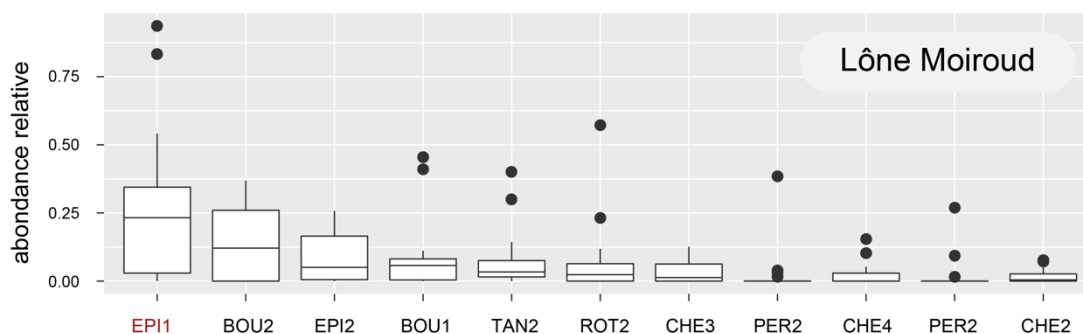


Figure 8.17 - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces - classes de tailles » les plus abondantes dans la lône du Brotalet sur la période post-restauration. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année (en rouge sur la figure), la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.

Les effectifs capturés dans la lône Moiroud ont été extrêmement bas en 2022 : **5 individus**, 1 brochet, 1 rotengle et 3 tanches (Tableau 8.3 et Figure 8.18). Ces 3 espèces appartiennent à la guildes des phytophiles (Figure 8.18). La lône Moiroud a un fonctionnement hydrodynamique très particulier, la connexion aval (avec la lône des Luisettes, pas de connexion directe au chenal principal) est assurée par des buses. Son accès difficile explique qu'elle n'est pas privilégiée pour la reproduction et le grossissement des juvéniles des espèces du Vieux-Rhône de Belley mais qu'elle abrite plutôt des espèces susceptibles d'y effectuer la totalité de leur cycle de vie. De plus, ce bras présente une sensibilité marquée au comblement par les fines (couche limono-sableuse importante sur tout le linéaire), les lentilles d'eau s'y développent de manière importante et la lône est le siège de processus intensifs de décomposition anaérobie de matières végétales. Ces caractéristiques limitent très probablement l'accessibilité et la capacité d'accueil pour certaines espèces de poissons.



**Figure 8.18** - Effectifs échantillonnés (en orange), proportion des juvéniles de l'année (en vert) et proportion d'individus appartenant à la guildes des phytophiles et des phytolithophiles (en bleu) dans la lône Moiroud chaque année depuis sa restauration en 2005-2006. L'effort d'échantillonnage est de 25 E.P.A.

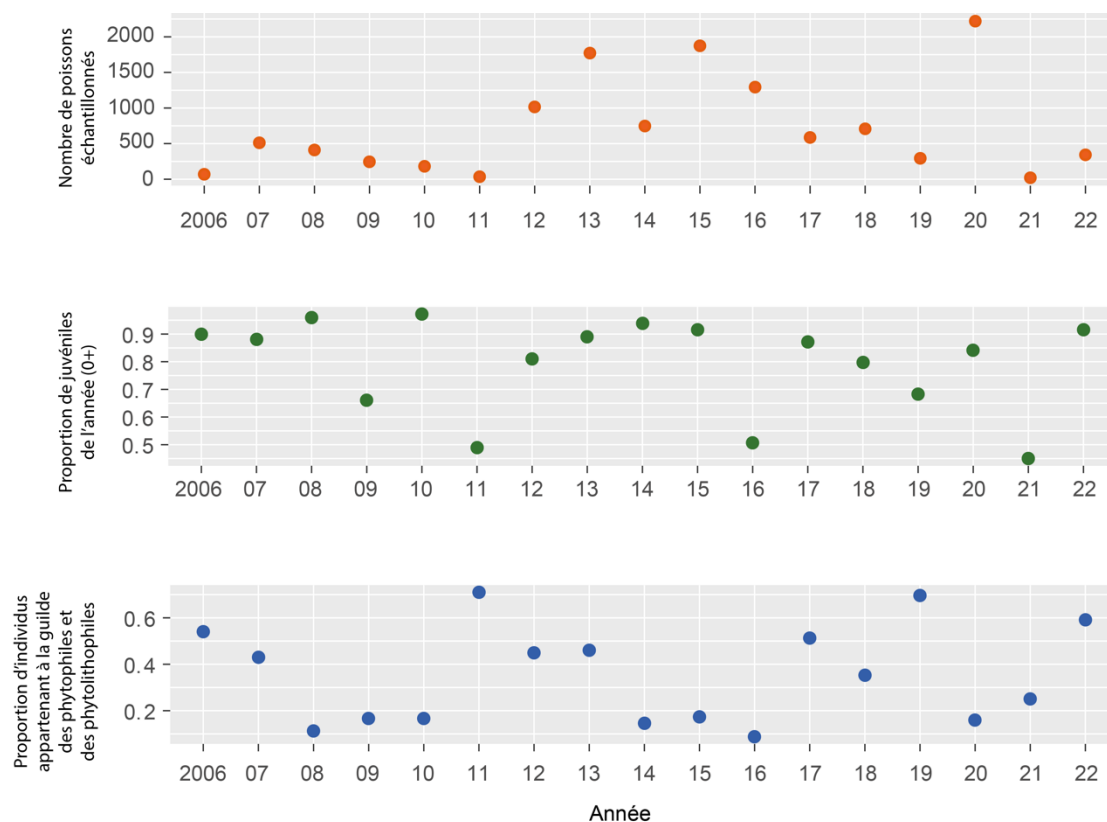


**Figure 8.19** - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces - classes de tailles » les plus abondantes dans la lône Moiroud sur la période post-restauration. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année (en rouge sur la figure), la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.

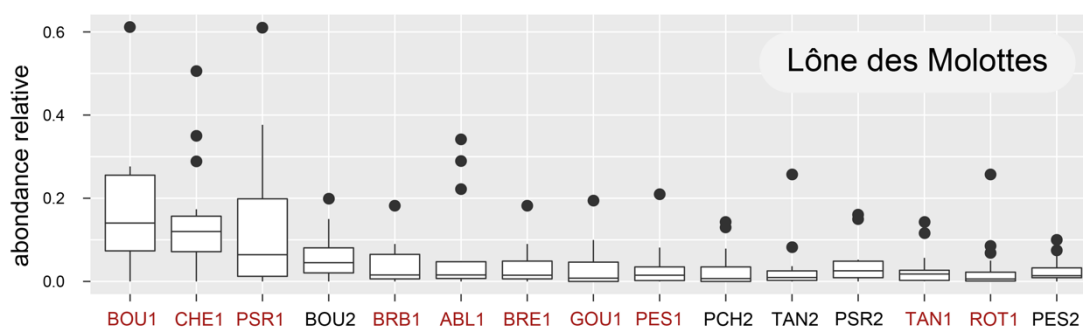
### Lône des Molottes

La lône des Molottes est la lône dans laquelle les effectifs de poissons échantillonnés ont été les plus importants après restauration (Annexe 8.2 et Figure 8.20). Elle constitue, avec la lône du Brotalet et la Lône du Ponton, une des 3 annexes fluviales du Haut-Rhône qui jouent un rôle important en tant qu'habitat de nurserie pour les juvéniles de poissons, ce qui se traduit par des pourcentages de 0+ très importants dans les effectifs (Figures 8.20 et 8.21). Dans ces lônes, la connexion au fleuve par l'aval assure une connectivité hydrologique avec le chenal principal qui rend ces lônes accessibles par les très jeunes stades de poissons issus d'une incubation et d'une éclosion dans le chenal courant, elle permet également aux géniteurs des espèces phytophiles et phytolithophiles d'accéder à la lône pour frayer, ce qui se traduit dans les données par des proportions importantes de poissons appartenant à ces espèces (Figure 8.20). Cette fonctionnalité importante est mise en évidence par le nombre important d'espèces rencontrée dans cette lône (25 espèces recensées entre 2006 et 2022), incluant des espèces rhéophiles dont les adultes fréquentent essentiellement le Vieux-Rhône et les bras secondaires courants et des espèces plus lénitophiles (gardon, brèmes, perche, goujon) ou de milieux stagnants (bouvière, tanche, rotengle...) (Figure 8.21). Depuis 2016, les sédiments fins s'accumulent progressivement au niveau de la connexion aval de lône, réduisant fortement l'accessibilité pour les poissons lorsque les débits sont faibles, ce qui se traduit par une baisse progressive des effectifs échantillonnés (excepté en 2020). En 2022, ces effectifs ont été relativement faibles (345 poissons) en regard des

données antérieures. L'ablette (34% des effectifs totaux), la bouvière (27%), le goujon asiatique (24%) et le chevine (9%) ont été les espèces les plus abondantes avec des proportions de juvéniles de l'année importantes (Figure 8.20).



**Figure 20** - Effectifs échantillonnés (en orange), proportion des juvéniles de l'année (en vert) et proportion d'individus appartenant à la guildes des phytophiles et des phytolithophiles (en bleu) dans la lône des Molottes chaque année depuis sa restauration en 2005-2006. L'effort d'échantillonnage est de 25 E.P.A.



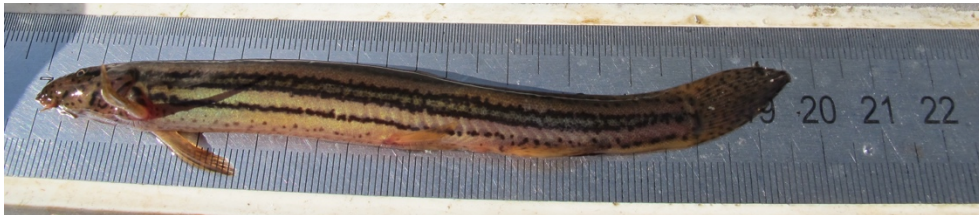
**Figure 21** - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces - classes de tailles » les plus abondantes dans la lône des Molottes sur la période post-restauration. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année (en rouge sur la figure), la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.

## Lône du Ponton

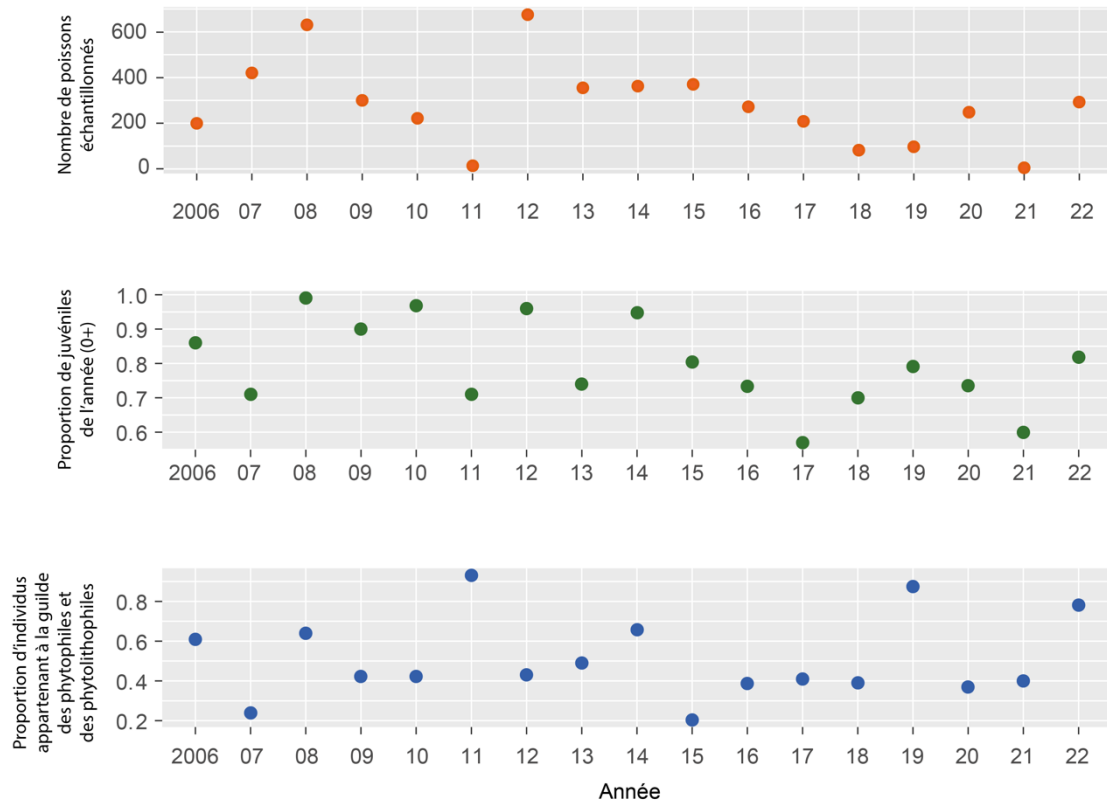
La configuration spatiale de la lône du Ponton est voisine de celle de la lône des Molottes bien qu'elle soit en connexion directe avec le chenal principal par son extrémité aval. La principale différence réside dans le fait que la lône du Ponton se trouve en aval de l'aménagement de Brégnier-Cordon et qu'en conséquence le niveau d'eau dans la lône dépend du débit total du fleuve en aval de l'aménagement. De plus, comme pour la lône des Molottes, la connexion aval se ferme progressivement au fil du temps en raison du processus de décantation des sédiments fins à l'entrée de la lône. Comme dans la lône des Molottes, cette réduction de la connectivité avec le chenal principal se traduit par une baisse progressive des effectifs échantillonnés depuis 2015 ainsi que de la proportion de juvéniles de l'année dans les échantillons (Figure 8.22) en limitant limite considérablement les possibilités de mouvements des poissons entre la lône et le chenal principal (voir planche photo).

En 2022, **292 individus** ont été pêchés et **10 espèces** ont été recensées (Tableau 8.3). Les effectifs capturés sont du même ordre de grandeur que les années précédentes (287 individus en moyenne). Cependant, 47% des poissons capturés sont des goujons asiatiques (soit 136 individus), les autres espèces présentes sont la tanche (23% des effectifs totaux), la bouvière (11%), le rotengle (4%), et l'ablette (3%). Le goujon, la perche soleil et le vairon ont été capturés en très petits nombres. La présence, pour la troisième fois, de la **loche d'étang** (1 individu adulte de 12,4 cm) dans la lône du Ponton est un fait notable. C'est une espèce **protégée** référencée sur la liste rouge des poissons d'eau douce de France métropolitaine (EN – en danger -UICN, 2019).

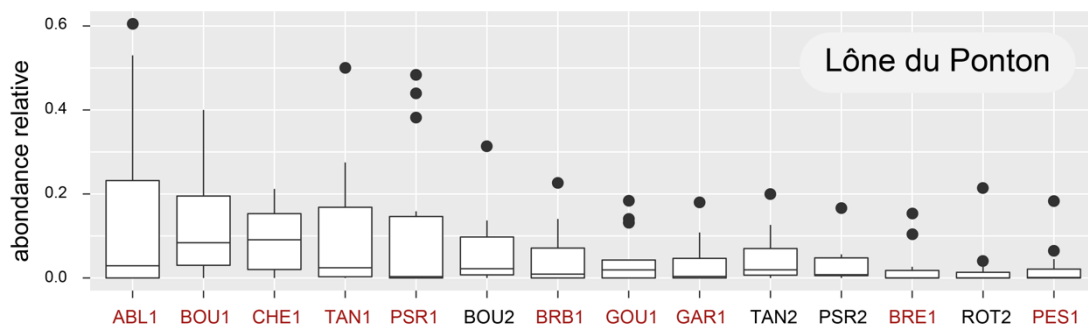
Les résultats obtenus en 2022 confirment donc la tendance observée depuis 2017 (Figure 8.24), c'est-à-dire une augmentation de la proportion d'espèces affectionnant les annexes lenticues aux dépens d'espèces du chenal (chevaine, barbeau, vandoise) ou d'espèces effectuant une partie de leur cycle de vie dans la lône (ablette, brème bordelière, brème commune et goujon). L'accumulation progressive de sédiments à l'extrémité aval de la lône et peut expliquer l'évolution des assemblages de poissons constatée dans la lône du Ponton (Figure 8.22 et planche photos). De manière concomitante, la présence du bouchon alluvial limite les mouvements d'eau avec le chenal participant ainsi à l'échauffement de l'eau de la lône ce qui peut, à terme, favoriser l'eutrophisation du milieu.



Loche d'étang (*Misgurnus fossilis* (L., 1758)) capturée dans la lône du Ponton le 15/09/2022.

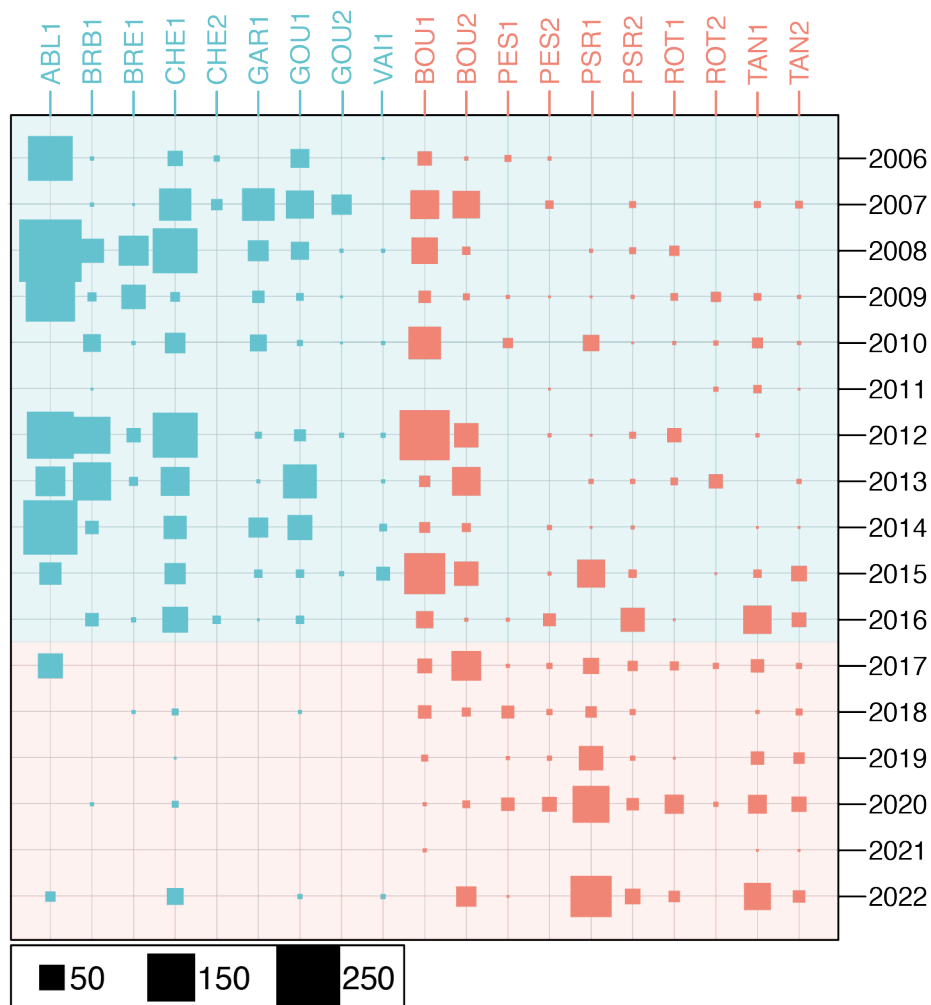


**Figure 8.22** - Effectifs échantillonnés (en orange), proportion des juvéniles de l'année (en vert) et proportion d'individus appartenant à la guildes des phytophiles et des phytolithophiles (en bleu) dans la lône du Ponton chaque année depuis sa restauration en 2005-2006. L'effort d'échantillonnage est de 25 E.P.A.



**Figure 8.23** - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces - classes de tailles » les plus abondantes dans la lône du Ponton sur la période post-restauration. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année (en rouge sur la figure), la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.





**Figure 8.24** - Représentation graphique des effectifs échantonnés par classes de tailles et par années dans la lône du Ponton. Les tailles de surfaces des rectangles sont proportionnelles aux effectifs échantonnés. Deux périodes sont distinguées, 2006-2016 et 2017-2022 avec la mise en évidence d'une diminution de la capacité d'accueil de la lône pour certaines espèces, notamment les espèces rhéophiles du chenal. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année, la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.



Planche photographique de la connexion entre la partie aval de la lône du Ponton et Rhône en avril 2022.



#### 8.1.4 Conclusion

Une stabilité des débits au printemps et des températures relativement élevées dès le début du printemps peuvent être considérées comme des facteurs susceptibles de favoriser le succès de reproduction des espèces rhodaniennes à reproduction printanière. C'est ce qui avait été constaté en 2015 (voir Annexe 8.1). Malgré cette configuration hydro-climatique plutôt favorable en 2022, les effectifs échantillonnés dans les 8 lînes du Haut-Rhône n'ont pas été élevés, notamment en ce qui concerne les juvéniles de l'année.

Les températures estivales très élevées, notamment dans les annexes peu connectées au chenal principal (pas de renouvellement des masses d'eau) et qui ne bénéficient pas d'un apport d'eau phréatique, ont probablement provoqué des phénomènes d'eutrophisation : développement excessif de certaines algues et macrophytes, déficit en oxygène dissous en fin de nuit... L'analyse prochaine des données issues des mesures en continu de température et de concentration en oxygène dissous apportera des réponses à ces questions. L'analyse de l'évolution des lînes restaurées et de leurs communautés aquatiques montre que, si les actions de réhabilitation écologique ont porté essentiellement sur la restauration physique des milieux en créant des habitats au sein des plaines alluviales du Rhône, la structuration et l'évolution des communautés aquatiques dans ces milieux est conditionnée par un ensemble de facteurs (température, concentration en oxygène dissous, production et dégradation de matière organique végétale et animale...) en interaction et que la compréhension des mécanismes en jeu est très complexe (Palmer & Ruhi, 2019). Le système rhodanien, aménagé depuis le milieu du 19<sup>ème</sup> siècle et restauré au début des années 2000 constitue un véritable laboratoire de terrain pour étudier ces interactions et tenter de comprendre la trajectoire future du fleuve.

### 8.2 Bas Rhône :

Comme dans les lînes du Haut-Rhône, l'échantillonnage des poissons a été réalisé par pêche électrique en bateau ou à pied en utilisant la méthode d'échantillonnage ponctuel d'abondance, (méthode des E.P.A., Nelva *et al.*, 1979). Le nombre de points de pêche a été ajusté en fonction de la taille des lînes. Les points d'échantillonnage sont répartis sur le linéaire des lînes. A chaque point les poissons sont identifiés et mesurés au mm.

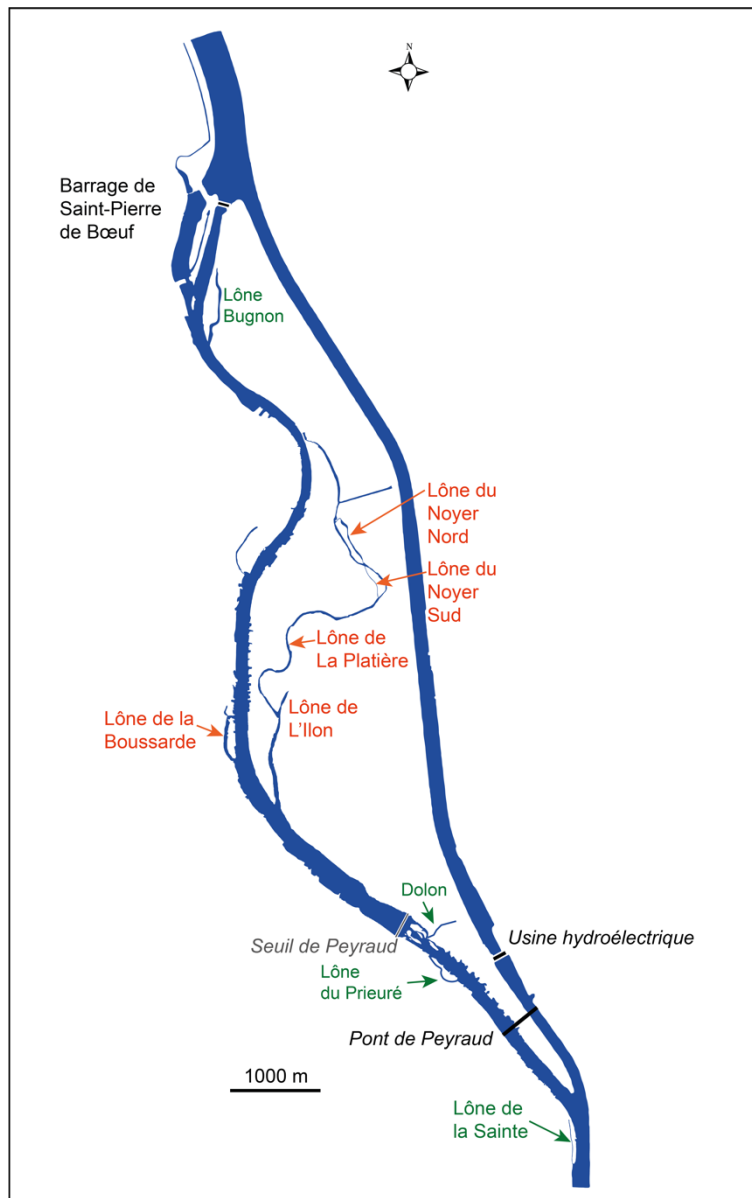
Les lînes échantillonnées se trouvent dans les secteurs de Péage-de-Roussillon, Baix-le-Logis-Neuf et Donzère-Mondragon.

### 8.2.1 Secteur de Péage-de-Roussillon

#### *Sites échantillonnés*

Dans le secteur de Péage-de-Roussillon (Figure 8.25), le « système Platière » constitué de la Lône de la Platière, alimentée en eau depuis le canal d'amenée de l'aménagement, de bras connectés à cet axe principal, la Lône du Noyer Nord, la Lône du Noyer Sud et la Lône de l'Ilon, constitue une entité dans la mesure où les poissons peuvent circuler librement au sein de ce système de bras.

La Lône de la Boussarde est située dans le Vieux-Rhône. Avant restauration, elle était représentée par un ensemble de plan d'eau inscrits dans les endiguements Girardon (casiers). Le démantèlement de ces casiers a créé un bras latéral au sein duquel les écoulements sont très lents, cette lône étant située dans le remous du seuil de Peyraud.



**Figure 8.25** - Carte du secteur de Péage-de-Roussillon (aménagement hydroélectrique de Péage-de-Roussillon). Les lônes réhabilitées sont indiquées en vert (pas de suivi piscicole) et en rouge (suivi piscicole).

### **Echantillonnage**

Les points d'échantillonnage ont été répartis sur le linéaire des lônes. L'effort d'échantillonnage est déterminé en fonction de la longueur des lônes. L'échantillonnage a eu lieu entre le 31 août et le 26 septembre 2022 (Tableau 8.12).

Tableau 8.12 - Dates des échantillonnages et efforts d'échantillonnage (nombre d'échantillons ponctuels d'abondance) pour les 5 lônes du secteur de Péage-de-Roussillon suivies en 2022.

Lônes	Dates	Nombre d'E.P.A.
Lône de la Platière	26 septembre 2022	30 E.P.A.
Lône du Noyer Nord	26 septembre 2022	15 E.P.A.
Lône du Noyer Sud	26 septembre 2022	10 E.P.A.
Lône de l'Ilon	26 septembre 2022	10 E.P.A.
Lône de la Boussarde	31 août 2022	25 E.P.A.

### Résultats

Dans l'ensemble des lônes, les effectifs échantillonnés en 2022 ont été très faibles Par rapport à ceux échantillonnés lors des campagnes antérieures (Annexes 8.3 et Tableau 8.13).

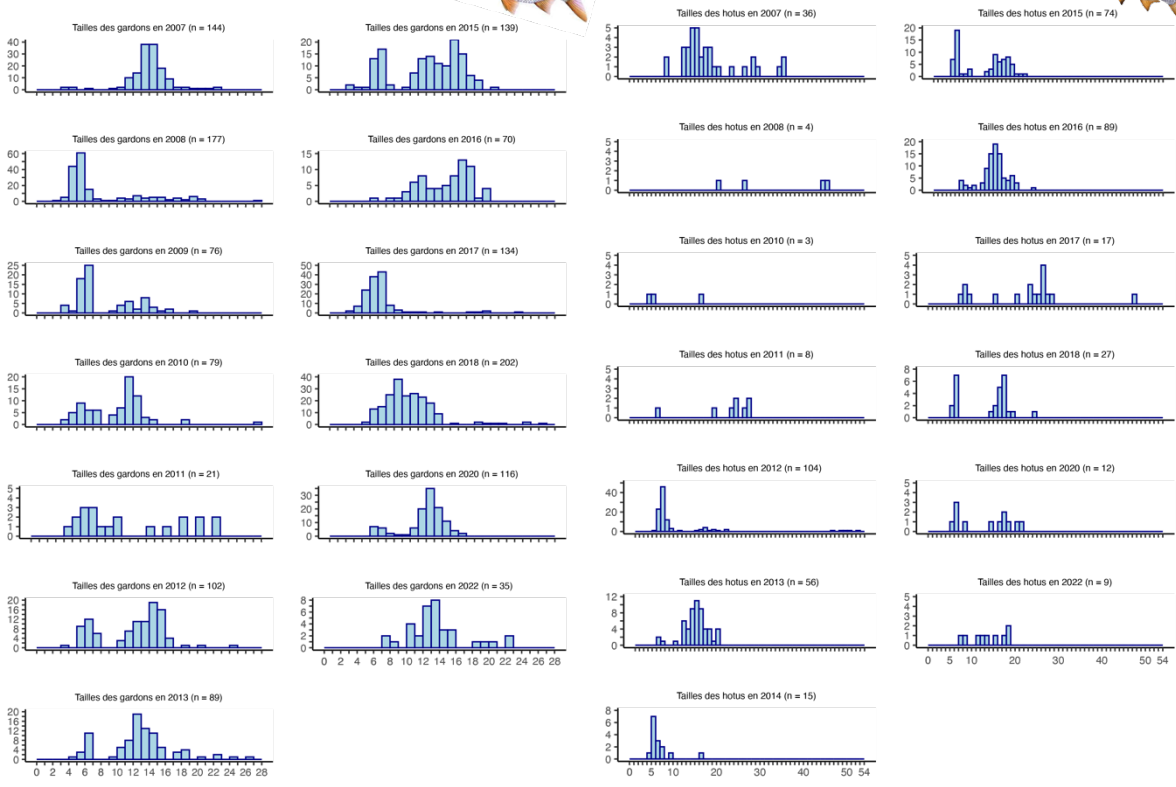
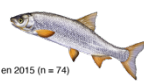
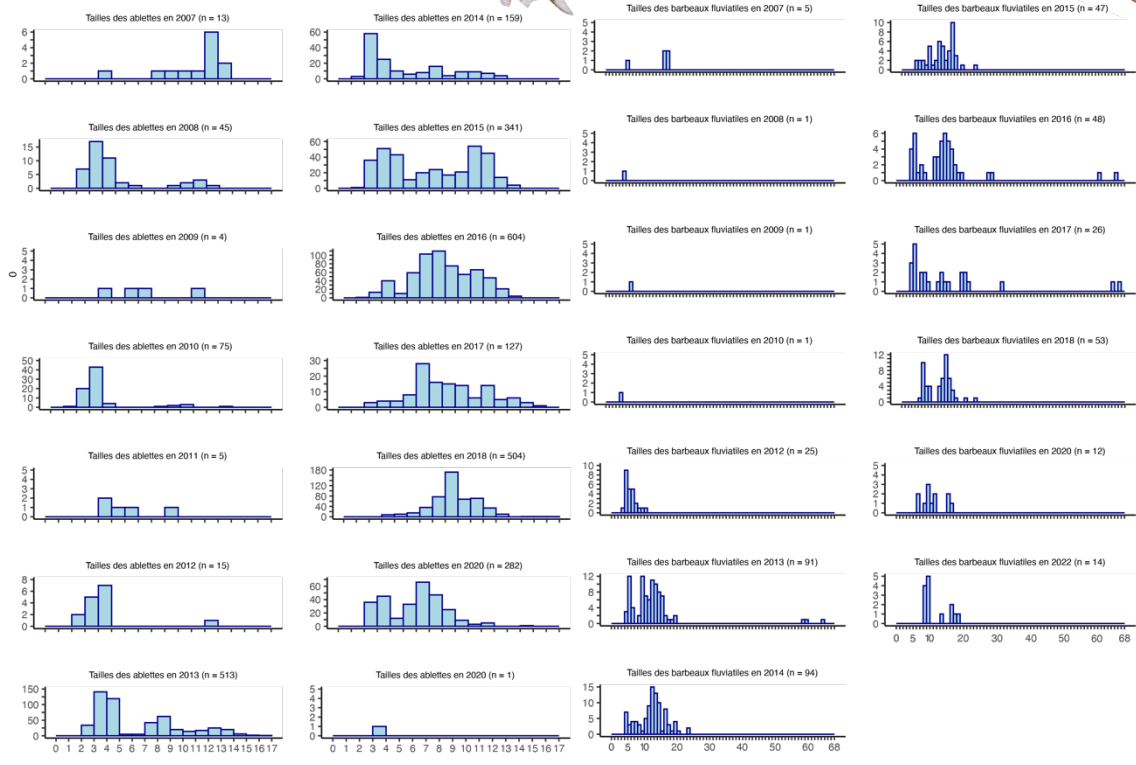
Vingt espèces ont été rencontrées dans les lônes du « système Platière », parmi elles la brème bordelière, le chevaine et le gardon ont été les plus abondantes. Un silure de 157 cm a été capturé dans la lône de la Platière. Les individus de tailles intermédiaires (25-30 cm) de barbeaux fluviaux et de hotus avaient été échantillonnés entre 2012 et 2018 dans les lônes du Noyer Nord et du Noyer Sud (Figure 8.26). En 2022, seuls 5 hotus et 2 barbeaux correspondant à ces classes d'âges ont été capturés. Il conviendra de surveiller dans les années à venir si cette diminution de la fréquentation de ces lônes courantes par ces poissons se confirme. Dans la lône de l'Ilon, seules 5 espèces ont été échantillonnées, les 2 plus abondantes sont des espèces introduites, le carassin doré et le goujon asiatique. Quatorze espèces ont été échantillonnées dans la lône de la Boussarde, essentiellement des espèces limnophiles et le carassin doré et le goujon asiatique ont également été les 2 espèces les plus abondantes.

Le fait que des effectifs très faibles aient été échantillonnés dans ces lônes en 2022 échantillonnés en 2022 est difficilement explicable. La poursuite des échantillonnages au cours des années à venir permettra de statuer sur le caractère exceptionnel des résultats des pêches de 2022.

Tableau 8.13 - Effectifs de poissons échantillonnés dans les lônes du secteur de Péage-de-Roussillon en 2022. Pour chaque lône, les espèces pour lesquelles l'abondance relative dépasse 10% ont été surlignées en bleu. Deux variables supplémentaires sont renseignées, l'abondance relative des espèces phytophiles et litho-phytophiles (espèces utilisant exclusivement ou non un substrat végétal comme support de ponte) et le pourcentage de juvéniles de l'année (0+) dans les échantillons.

Espèces\Lônes	Platière	Noyer Nord	Noyer Sud	Ilon	Système Platière	Boussarde	Total
ABL	1	0	0	0	1	8	9
BAF	8	1	5	0	14	0	14
BOU	0	0	0	3	3	4	7
BRB	32	0	3	0	35	3	38
BRE	2	0	1	0	3	5	8
BRO	0	0	0	0	0	1	1
CGO	0	0	2	10	12	10	22
CCO	0	0	2	0	2	0	2
CHE	20	22	41	0	83	6	89
EPI	0	0	0	1	1	0	1
GAR	14	18	3	0	35	4	39
GOU	2	1	17	1	21	2	23
GRE	1	0	0	0	1	1	2
HOT	2	0	7	0	9	0	9
LOF	0	9	1	0	10	0	10
PER	2	0	2	0	4	0	4
PES	16	5	6	0	27	1	28
PSR	1	0	5	14	20	37	57
ROT	4	0	0	0	4	3	7
SIL	3	0	0	0	3	0	3
SPI	1	0	0	0	1	0	1
TAN	0	0	0	0	0	2	2
Effectif	109	56	95	29	289	87	376
Nombre d'espèces	15	6	13	5	20	14	22
%age Esp. Phyto & Litho-Phytophiles	52%	32%	19%	83%	40%	85%	
%age 0+	44%	26%	86%	44%	54%	76%	

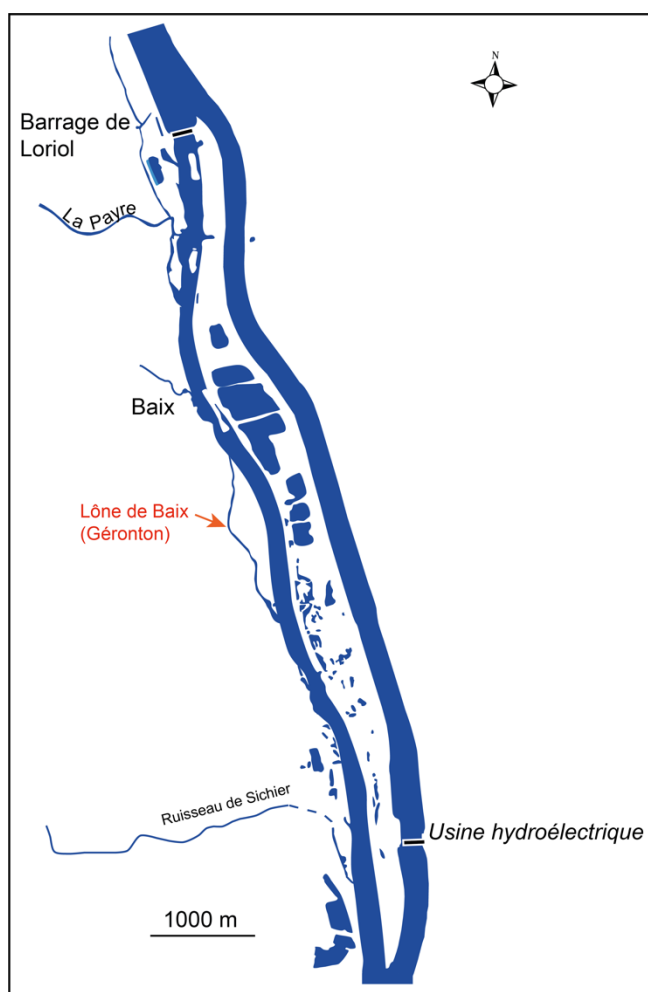
Figure 8.26 – (page suivante) Distribution en classes de tailles centimétriques des ablettes, des barbeaux fluviatiles, des gardons s et des hotus échantillonnées dans le système Platière (Platière, Noyer Nord, Noyer Sud, Ilon) depuis le début du suivi en 2007.



### 8.2.2 Secteur de Baix-le-Logis-Neuf

Seule la Lône de Géronton, restaurée en 2020, a été échantillonnée en 2022 (Figure 8.27 et 8.28).

La réhabilitation de cette lône, débutée à l'automne 2020 a surtout concerné le démantèlement de digues sur une longueur de 880 mètres, ainsi que le creusement de la lône et le curage du fond pour permettre sa reconnexion avec le Rhône. Dans la partie médiane de la lône, l'eau s'écoule directement sur la roche mère (Figure 8.28). La lône est connectée au chenal principal (écoulement de l'amont vers aval) lorsqu'il le débit dans le Vieux-Rhône atteint  $300 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$  (débit réservé =  $75 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ).



**Figure 8.27** - Carte du secteur de Baix-Le-Logis-Neuf (aménagement hydroélectrique de Baix-Le-Logis-Neuf). Localisation de la lône Géronton (en rouge, suivi piscicole).





**Figure 8.28** - Planche photos de la lône Géronton montrant les différentes caractéristiques d'amont en aval, les affleurements rocheux dans la zone médiane et le fort degré d'eutrophisation en octobre 2022.



Il s'agit de la première campagne d'échantillonnage effectuée dans cette lône. L'échantillonnage a eu lieu le 03 octobre 2022. 30 E.P.A. ont été réalisés sur le linéaire de la lône.

Huit espèces ont été recensées. 54,3% des poissons échantillonnés étaient des goujons asiatiques. Les autres individus capturés sont principalement de jeunes poissons d'espèces rhéophiles du chenal, tels que l'ablette, la brème bordelière, le chevaine, le goujon et le hotu, ainsi que quelques espèces lénitophiles telles que la perche-soleil et le rotangle (Tableau 8.14).

Tableau 8.14 - Effectifs de poissons échantillonnés dans la lône de Baix le 3 octobre 2022. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 représente les juvéniles de l'année, la classe 2 représente les individus dont la taille est immédiatement supérieure à la taille maximale des juvéniles de l'année et est inférieure à 12 cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de taille supérieure à 12 cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18 cm.

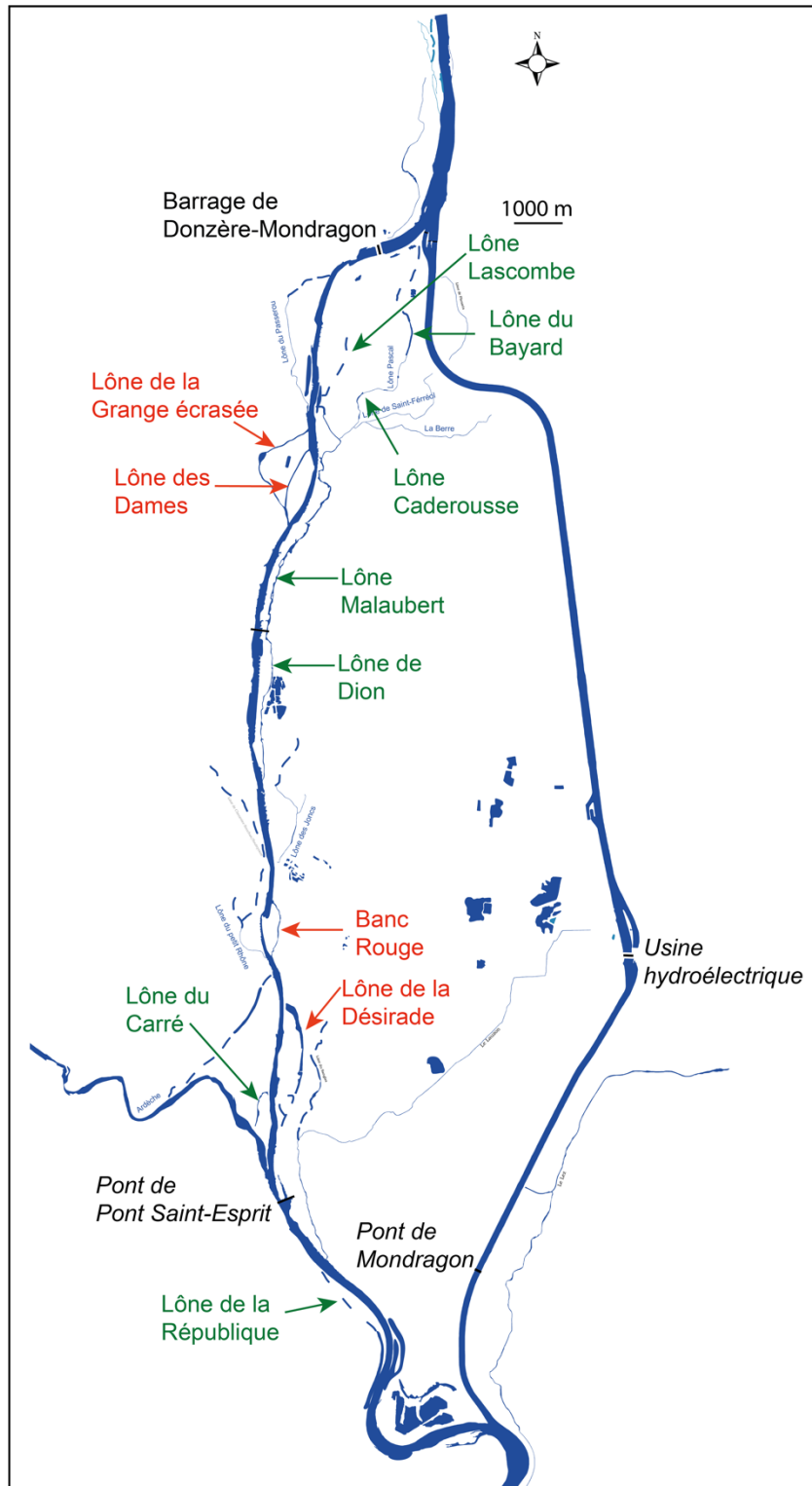
ABL1	BRB1	CHE1	CHE3	GOU1	HOT1	PES1	PES2	PSR1	PSR2	ROT1
5	3	12	2	6	6	9	3	51	6	2

Cette première campagne d'échantillonnage dans la lône a permis de constater que la connectivité entre le Vieux-Rhône et lône ainsi que l'altération de la continuité amont-aval due à la présence d'affleurements de roche mère limitait probablement la fréquentation de la lône par les poissons. De plus, les conditions hydro-climatiques particulières de l'année 2022 ont conduit à de forts développements de végétation aquatique. Le suivi piscicole de lône sera poursuivi et permettra de mieux évaluer les capacités d'accueil de cette lône pour les espèces de poissons du secteur.

### 8.2.3 Secteur de Donzère-Mondragon

Le suivi réalisé en 2022 a concerné 4 lônes (Figures 8.29 & 8.30) :

- la lône de la Désirade dans le cadre de l'acquisition de données pré-restauration
- la lône du Banc-Rouge, de la Grange écrasée et des Dames pour une troisième campagne d'échantillonnage post-restauration. La réhabilitation de ces lônes a consisté au démantèlement des digues et épis « Girardon » pour permettre le recreusement du talweg initial et la création de bras secondaires courants.



**Figure 8.29** - Carte du secteur de Donzère-Mondragon (aménagement hydroélectrique de Donzère-Mondragon). Les lônes réhabilitées sont indiquées en vert (pas de suivi piscicole) et en rouge (suivi piscicole).



**Figure 8.30** - Photos satellites des lônes du secteur de Donzère-Mondragon : La lône de la Grange Écrasée, la lône des Dames, la lône du Banc-Rouge et la lône de la Désirade.

L'échantillonnage des poissons a été réalisé entre le 3 et le 5 octobre 2022. Comme dans les autres secteurs, la méthodologie employée est la méthode des E.P.A (Tableau 8.15). Les effectifs échantillonnés varient entre 37 (Désirade) et 7788 (Grange écrasée) (Tableau 8.16).

Tableau 8.15 - Dates des échantillonnages et efforts d'échantillonnage (nombre d'échantillons ponctuels d'abondance) pour les 4 lônes du secteur de Donzère-Mondragon suivies en 2022.

Lônes	Dates	Nombre d'E.P.A
Lône de la Grange écrasée	05 octobre 2022	50 E.P.A
Lône des Dames	06 octobre 2022	50 E.P.A
Lône du Banc Rouge	04 octobre 2022	50 E.P.A
Lône de la Désirade	03 octobre 2022	50 E.P.A

Tableau 8.16 - Effectifs de poissons échantillonnés dans les lônes de Donzère-Mondragon en 2022. Pour chaque lône, les espèces pour lesquelles l'abondance relative dépasse 10% ont été surlignées en bleu. Deux variables supplémentaires sont renseignées, l'abondance relative des espèces phytophiles et litho-phytophiles (espèces utilisant exclusivement ou non un substrat végétal comme support de ponte) et le pourcentage de juvéniles de l'année (0+) dans les échantillons.

Espèces\Lônes	Grange écrasée	Dames	Banc Rouge	Desirade	Total
ABL	77	21	3	1	102
ANG	0	1	0	0	1
BAF	51	31	0	0	82
BRB	3	9	0	4	16
CGO	0	5	0	0	5
CCO	1	1	3	0	5
CHA	0	1	0	0	1
CHE	204	105	18	3	330
GAR	127	72	8	5	212
GOU	14	10	7	0	31
HOT	248	18	8	1	275
LOF	0	0	5	0	5
PER	0	0	0	7	7
PES	0	0	5	16	21
PSR	3	2	28	0	33
SIL	0	1	0	0	1
SPI	49	56	1	0	106
TAN	0	0	0	0	0
VAI	1	6	0	0	7
Effectif	778	339	86	37	1240
Nombre d'espèces	11	15	10	7	18
%age Esp. Phyto & Litho-Phytophiles	27,1%	32,4%	48,8%	45,9%	
%age 0+	19,3%	36,3%	58,1%	40,5%	

Dix-huit espèces ont été échantillonnées dont quinze dans la lône des Dames.

Le nombre d'espèces et d'individus capturés dans la lône de la Désirade ont été très faibles en 2022. Entre 2015 et 2021, les effectifs échantillonnés étaient compris entre 295 et 512, et le nombre d'espèces entre 14 et 18 (annexe 8.4).

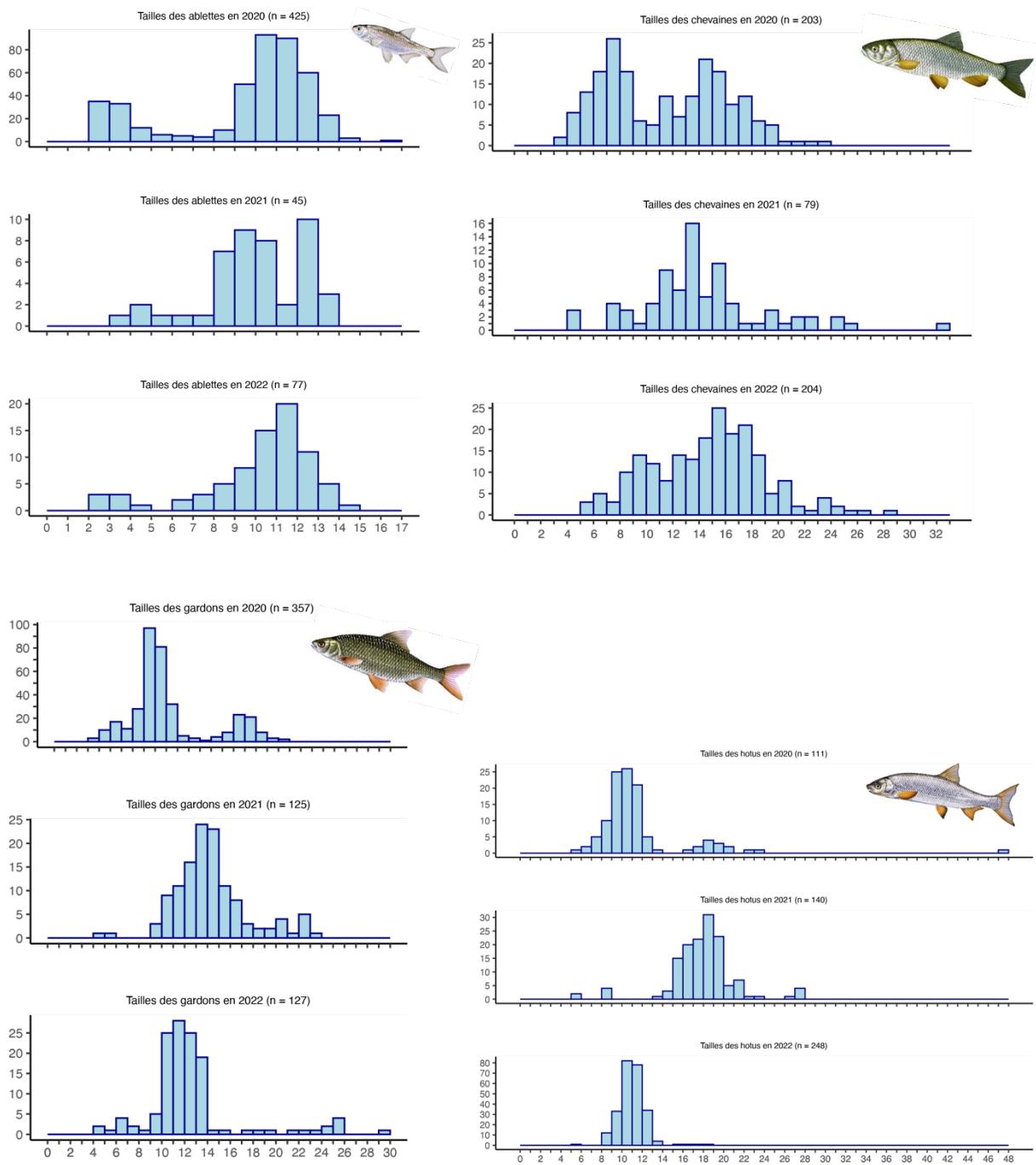
Dans le Banc Rouge, les effectifs et le nombre d'espèces ont été également été plus faibles que les années précédentes (effectifs compris entre 163 et 602 et nombre d'espèces compris entre 13 et 18 entre 2015 et 2021).

Dans ces deux stations, les conditions abiotiques (température, oxygène dissous) de 2022 ont très probablement engendré des processus d'eutrophisation qui ont limité les abondances de poissons. Le Banc Rouge, pour lequel l'objectif de restauration était la recréation d'un bras vif, s'est rapidement transformé en bras très peu courant en raison de processus de dépôt de sédiments grossiers, notamment sur son tiers amont et au niveau de la connexion aval avec le Vieux-Rhône. Plusieurs petites mouilles sont présentes le long du linéaire du bras, colonisées par des végétaux aquatiques dont des algues filamenteuses. Les poissons y sont peu abondants.

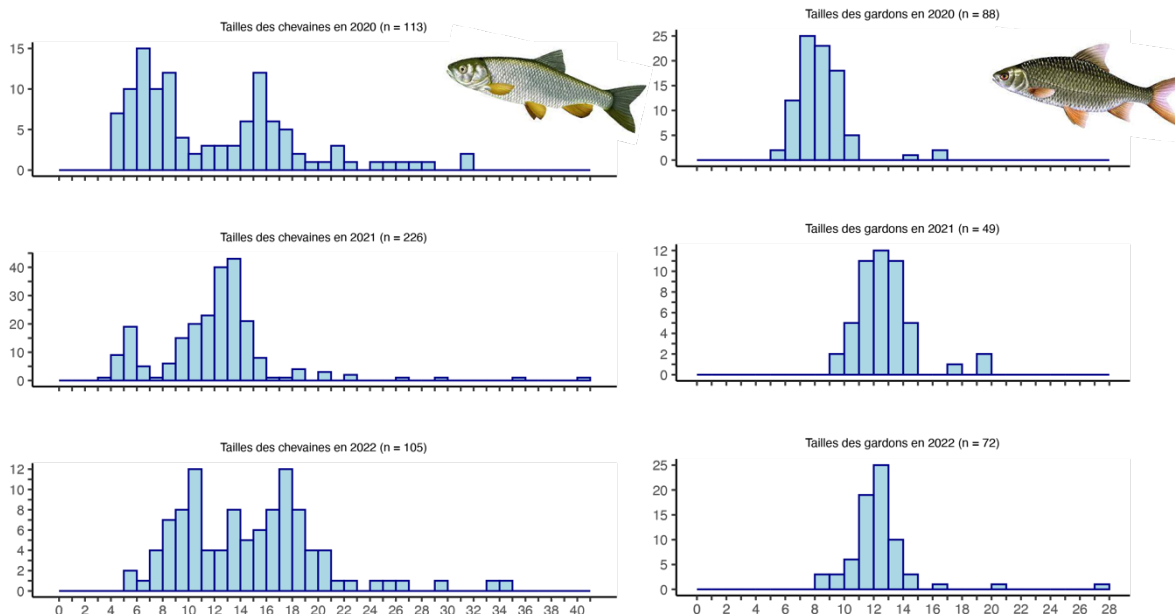
Dans le bras de la Désirade, l'échantillonnage est réalisé dans les deux casiers situés de part et d'autre du passage busé. Dans ces plans d'eau déconnectés du Rhône, il est probable que les températures estivales atteignent des valeurs élevées, qui associées à un fort ensoleillement favorisent ici aussi le développement de la végétation aquatique, pouvant provoquer des déficits en oxygène dissous en fin de nuit. Ces constatations peuvent probablement expliquer les faibles effectifs capturés en 2022.

Il serait souhaitable de prévoir d'instrumenter ces deux bras afin d'évaluer l'amplitude de variation de paramètres clefs comme la température et/ou l'oxygène dissous. De plus, les valeurs fortes de conductivité électrique relevées au cours des campagnes de pêches ( $690 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  dans la Désirade et  $727 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  dans le Banc Rouge) laissent suggérer l'existence d'une alimentation depuis le sous-écoulement.

La réhabilitation de la lône de la Grange écrasée et de la lône des Dames s'est accompagnée d'une colonisation rapide de ces bras courants par les espèces rhéophiles présentes dans le Vieux-Rhône (ablette, barbeau fluviatile, chevaine, hotu, spirilin) mais également du gardon, espèce plus euryèce (Tableau 8.16). Comme dans le « système Platière » à Péage-de-Roussillon, les tailles des poissons échantillonnés correspondent soit à des juvéniles de l'année (les plus individus) soit à des individus dont la taille excède rarement 30 cm (Figures 8.31 & 8.32). Dans ces bras, la proportion de poissons d'âge 0+ reste modérée, de même que le pourcentage d'individus appartenant à des espèces des guildes « phytophiles » et « lithophytophiles » (Balon, 1975), (Tableau 8.15).



**Figure 8.31** - Distribution en classes de tailles centimétriques des ablettes, chevaines, gardons et hotus échantillonnés dans la lône de la Grange Écrasée en 2020, 2021 et 2022.



**Figure 8.32** - Distribution en classes de tailles centimétriques des chevaines et gardons échantillonnés dans la lône des Dames en 2020, 2021 et 2022.

Le suivi des peuplements de poissons dans les 4 bras du secteur de Donzère révèle le rôle des annexes courantes pour les espèces rhéophiles dont les adultes sont régulièrement capturés dans le Vieux-Rhône (hotu, barbeau, chevaine) et pour les ablettes, particulièrement abondantes dans la lône de la Grange écrasée.

L'évolution morpho-sédimentaire rapide du Banc Rouge après sa restauration questionne sur les méthodes de reprofilage des bras et sur l'anticipation des évolutions post-restauration. Ce retour d'expérience (associé à d'autres exemples sur d'autres secteurs) doit être analysé rigoureusement afin d'ajuster les futurs projets de restauration de bras courants en fonction de la topographie et de la dynamique sédimentaire locale.

Dans cette optique, le suivi de l'évolution morpho-sédimentaire de la Lône de la Grange écrasée et de la lône des Dames revêt un caractère très pertinent compte-tenu du rôle important de ces habitats pour les espèces rhéophiles du secteur.

---

## 9. Complémentarité des habitats dans la plaine alluviale pour les communautés aquatiques

Cette note apporte des précisions concernant l'étude de la complémentarité des habitats de la plaine alluviale pour les poissons réalisée dans le cadre de la thèse d'Anaëlle Bouloy à l'INRAE (Villeurbanne) sous la direction de N. Lamouroux et E. Castella, ainsi qu'une copie d'un article soumis à la revue *Freshwater Biology* en février 2023 (Annexe 9).

### 9.1 Résumé étendu de l'article scientifique soumis

Dynamique spatio-temporelle de l'utilisation des habitats par les poissons d'une plaine alluviale restaurée sur deux décennies

#### Introduction

Les fleuves et leur plaine alluviale sont des environnements dynamiques fréquemment soumis à des changements morphologiques induits par les débits et les mouvements sédimentaires. Ce sont donc des environnements à forte hétérogénéité spatiale et temporelle avec des chenaux principaux et secondaires (lônes) plus ou moins connectés au gré des étiages et des crues. Cette diversité d'habitats abrite une biodiversité caractéristique des grands fleuves. Dans ce contexte de diversité spatiale des habitats et de dynamique temporelle des facteurs abiotiques, les poissons peuvent fréquenter des habitats différents au cours de leur cycle vie. Les habitats de la plaine alluviale offrent des refuges lors des grandes crues. De plus, les lônes les plus lenticules sont le siège d'une productivité biologique importante et constituent des habitats de reproduction pour les espèces phytophiles et des nurseries propices au développement des très jeunes poissons de différentes espèces. La diversité des chenaux courants offre des conditions d'écoulement, d'oxygénation et de substrat en adéquation avec les exigences des différentes classes d'âge des espèces rhéophiles.

L'hétérogénéité spatiale et la connectivité des habitats des fleuves et leurs plaines alluviales ont largement été altérées par les activités humaines, impactant de ce fait les communautés piscicoles. Toutefois, une prise de conscience collective ainsi que de nouvelles directives environnementales ont débouché ces dernières années sur de nombreux programmes de



restauration des fleuves. C'est notamment le cas du Rhône, pour lequel un programme de restauration débuté en 1998 a conduit à la réhabilitation de plus d'une quarantaine de lînes et à l'augmentation des débits minimums (dits débits réservés) à l'aval des barrages, jusqu'à un facteur x10 pour certains secteurs. L'évaluation des effets de ces procédures de restauration écologique est réalisée au sein d'un programme scientifique de suivis multi-sites débuté il y a plus de deux décennies. Ce programme scientifique vise à développer et à tester des prédictions quantitatives sur les effets écologiques de la restauration grâce au suivi des communautés de poissons et de macro-invertébrés, ainsi que des suivis sédimentaires dans les lînes.

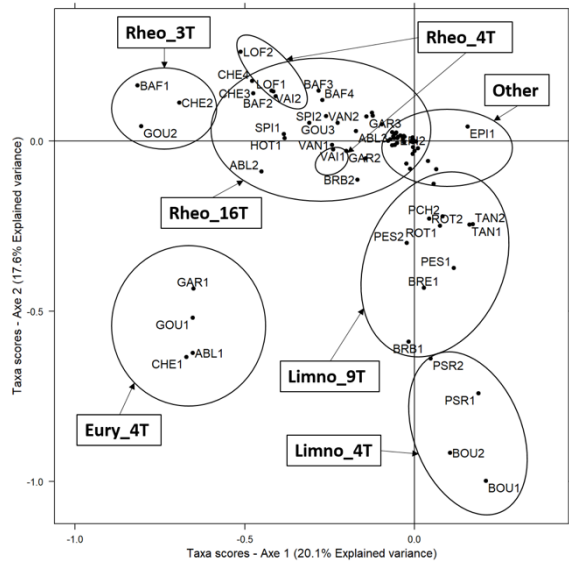
Les études menées sur les effets de la restauration du Rhône ont d'abord été centrées sur l'évaluation des effets des augmentations des débits réservés sur les communautés aquatiques et sur les effets des procédures de réhabilitation des lînes sur leurs caractéristiques morpho-sédimentaires et leurs communautés de macroinvertébrés benthiques. La nature et la taille des jeux de données collectées dans le cadre de ce programme autorisent aujourd'hui une analyse globale de l'évolution des communautés dans l'ensemble des milieux échantillonnés. Les suivis réalisés sur huit secteurs du Rhône (huit chenaux principaux et 23 lînes) sur ~20 ans offrent donc l'opportunité d'analyser les patrons d'utilisation spatio-temporelle par les poissons des différents types de milieux au sein de la plaine alluviale restaurée. Au-delà des aspects descriptifs, l'objectif est également de mieux comprendre comment les différentes procédures de restauration écologique, en prenant en compte le contexte hydrologique et thermique, modifient et contrôlent cette dynamique d'occupation de l'espace par les différentes classes de tailles au sein de la plaine alluviale.

### **Utilisation spatio-temporelle des habitats de la plaine alluviale**

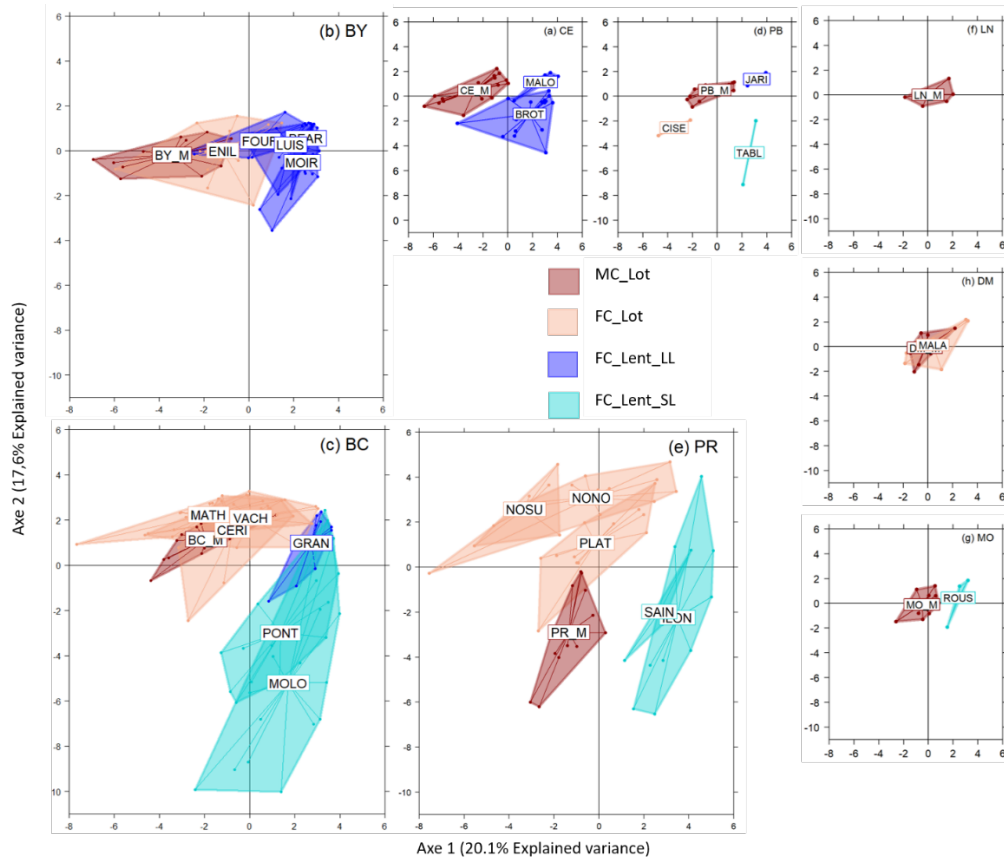
Pour faciliter les interprétations des résultats, une typologie des habitats basée sur les caractéristiques abiotiques des stations d'échantillonnage a été réalisée. Ces caractéristiques sont les connexions hydrologiques dont dépendent l'hydraulicité des lînes et leur durée de vie en phase aquatique (Riquier *et al*, 2017). Quatre types d'habitat ont été ainsi identifiés : deux lotiques (chenaux principaux et lînes lotiques) et deux lentiques (lînes à durée de vie supérieure ou inférieure à 30 ans). Les lînes dont la durée de vie estimée est courte sont considérées comme des « décanteurs de sédiments » avec une forte accumulation de limons, tandis que les lînes dont la durée de vie estimée est longue, accumulent nettement moins les sédiments en raison de contraintes de cisaillement plus fortes et d'une capacité de reflux plus faible.

L'utilisation spatio-temporelle de la plaine alluviale par les poissons a été décrite grâce à une analyse en composantes principales centrée (ACP) intra-secteurs sur les densités log-transformées (Figure 9.1). Afin de prendre en considération les différentes phases du cycle de vie des espèces, plusieurs classes de tailles ont été considérées pour chacune des espèces. Les résultats permettent de constituer six guildes de taxons (groupes d'espèces à une classe de taille donnée) ayant une utilisation spatio-temporelle comparable de l'habitat. Une analyse de classification hiérarchique basée sur les distances euclidiennes entre taxons issues de l'ACP intra-secteurs a permis de définir ces guildes.

Parmi les six guildes, trois contiennent des taxons rhéophiles échantillonnés majoritairement dans les stations lotiques (chenaux principaux et lônes lotiques). La distinction entre les trois guildes de taxons rhéophiles est principalement due à un gradient d'abondance ainsi qu'à des spécificités liées aux secteurs. Deux guildes composées d'espèces limnophiles sont identifiées dans les stations lentiques. Elles semblent privilégier les lônes où l'accumulation de sédiments fins est forte. En effet, les lônes lentiques à longue durée de vie, qui subissent des contraintes de cisaillement fortes comparées aux lônes lentiques à courte durée de vie, semblent être peu privilégiées par les poissons hormis les épinoches. Enfin, une dernière guildes est composée uniquement de juvéniles qui utilisent aussi bien les habitats lotiques que lentiques qui accumulent les sédiments fins comme zones de nurserie. Cette dernière guildes permet de mettre en évidence la complémentarité entre les chenaux principaux et les lônes à courte durée de vie, car les juvéniles de cette guildes sont des espèces rhéophiles. Ces résultats sont importants en termes de gestion, puisque si l'on souhaite favoriser les zones de nurserie pour les poissons, il semble préférable de favoriser la restauration de lônes qui auront a priori une courte durée de vie et sur lesquelles il faudra donc continuer à intervenir pour éviter leur atterrissement.



(A)



(B)

Figure 9.1 - Expression graphique des résultats de l'ACP intra-secteurs sur les logdensités annuelles des 82 taxons échantillonnés dans huit secteurs : Chautagne (CE), Belley (BY), Brégnier- Cordon (BC), Pierre-Bénite (PB), Péage-de-Roussillon (PR), Baix-le-Logis-Neuf (LN), Montélimar (MO), Donzère-Mondragon (DM). Un taxon est un groupe de poissons d'une espèce donnée appartenant à une même classe de tailles. La classe de tailles « 1 » correspond au juvéniles de l'année (ex : CHE1= juvéniles de l'année de chevaine). (A) Positionnement des scores des taxons sur les axes 1 et 2 de l'ACP intra-secteur. Une classification hiérarchique a conduit à regrouper les taxons a posteriori en 7 guildes. Pour des raisons de lisibilité, seule l'épinoche (EPI) a été conservée pour illustrer la septième guildes composée essentiellement de taxons très peu abondants dans le jeu de données. (B) Positionnement des années d'échantillonnage dans le plan 1x2 de l'ACP intra-secteurs. Les polygones identifient les différentes stations échantillonnées. Les types d'habitat définis a priori sont identifiés par la couleur des polygones. Le gradient en rouge représente les stations lotiques (i.e MC\_Lot = chenal principal et FC\_Lot = lône lotique) et le gradient en bleu correspond aux stations lenticques (i.e. FC\_Lent\_LL= lône à longue durée de vie et FC\_Lent\_SL= lône à courte durée de vie. Les lônes prises en compte dans l'analyse sont les suivantes : MALO lône de la Malourdie, BROT lône du Brotalet, LUIS lône des Luisettes, MOIR lône Moiroud, BEAR lône Béard, YENN Anse de Yenne, GRAN lône des Granges, VACH lône Vachon, CERI lône des Cerisiers, MATT lône Mattant, MOLO lône des Molottes, PONT lône du Ponton, JARI lône de Jaricot, CISE lône de Ciselande, TABL lône de la Table Ronde, PLAT lône de la Platière, NONO lône du Noyer Nord, NOSU lône du Noyer Sud, ILON lône de l'Ilon, SAINT lône de la Sainte, ROUS lône de la Roussette, MALA lône de Malaubert.

### **Focus sur les effets de la restauration**

Afin d'évaluer les effets de la restauration sur la composition des communautés de poissons, malgré le nombre limité d'échantillons pré-restauration, les compositions piscicoles décrites par l'ACP intra-secteurs ont été comparées avant et après restauration, en privilégiant les lônes ayant subi des changements de connectivité (Figure 9.2). Cette évaluation n'a pas été accompagnée de tests statistiques spécifiques, car la plupart des lônes ont été échantillonnées seulement une fois avant leur restauration. Les densités de chaque guildes ont été comparées visuellement avant et après restauration pour chaque secteur. Les lônes devenues lotiques suite à la restauration ont été colonisées rapidement par les taxons des guildes rhéophiles. Quant aux lônes ayant été reconnectées à l'aval, leur restauration a été particulièrement efficace dans le cas des lônes à courte durée de vie, avec une augmentation de la densité des taxons limnophiles et un rôle de nurserie pour certaines espèces rhéophiles.

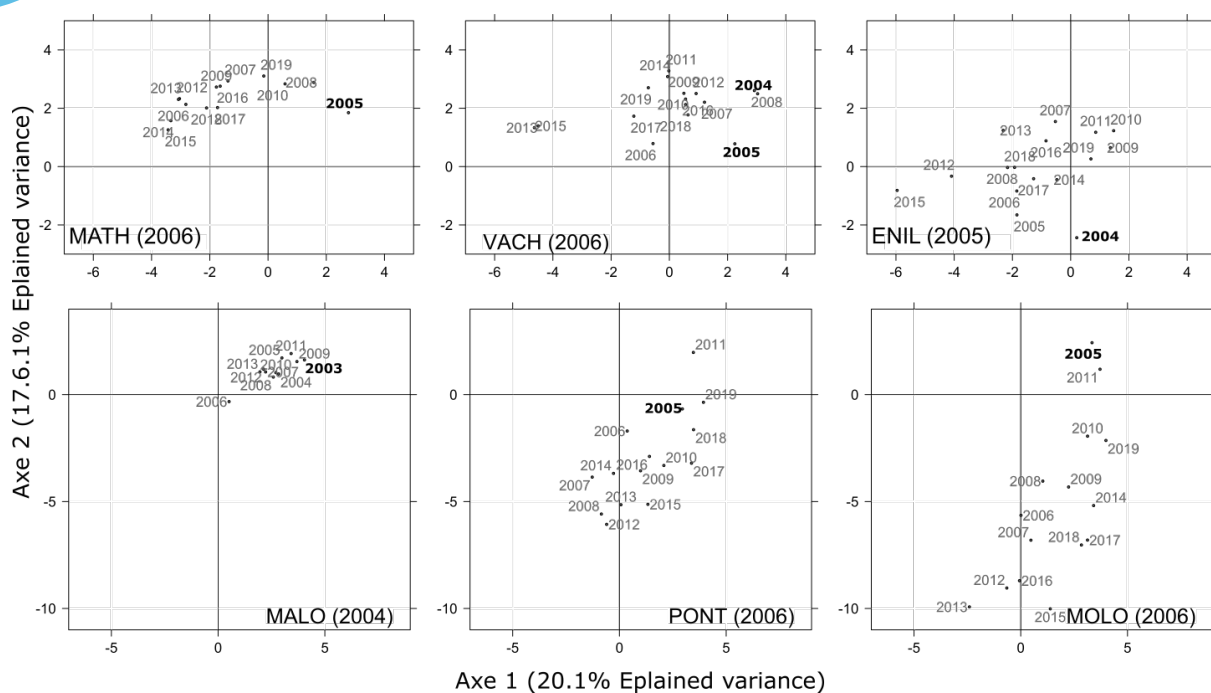


Figure 9.2 - Scores des stations x années sur l'ACP centrée intra-sectorielle. A l'échelle de la station : détail de la trajectoire temporelle pour les six stations dont le régime de connexion a changé après restauration. Les étiquettes indiquent les années d'échantillonnage, les années pré-restauration sont en gras.

### Focus sur les effets des hauts débits sur l'utilisation des habitats

Afin d'évaluer les effets des variables environnementales sur l'utilisation de nos différents types d'habitat par les six guildes de poissons, nous avons réalisé 4 analyses de conierie intra-station (une pour chaque type) dont les résultats sont résumés dans le Tableau 9.1. Ces résultats ont permis de mettre en avant la covariance entre les variations annuelles des poissons après restauration et les variables associées aux hauts débits. Cela suggère que les variables environnementales notamment les débits peuvent influencer la complémentarité des habitats au cours du temps. Ces analyses ont notamment mis en avant le rôle de refuge des lômes lors de hauts débits pour différentes guildes, mais elles ont également appuyé le rôle de nurserie des lômes lenticules à courte durée de vie observé par l'ACP. Enfin il semble que les débits lors de la période de reproductions puissent influencer le succès reproducteur des différentes espèces. Cependant pour confirmer ce dernier point il faudrait mener des analyses à l'échelle spécifique et non de la guildes.

Tableau 9.1 - Résumé des principaux résultats de cette étude. (1) La composition des six guildes a posteriori définies par l'analyse de clustering hiérarchique sur l'ACP intra-sectorielle. (2) Les groupes a priori de stations utilisées préférentiellement par les guildes a posteriori. (3) Les effets des hauts débits pendant les trois périodes sélectionnées sur les groupes a priori de stations utilisées par les guildes a posteriori grâce aux quatre analyses de co-inertie intra-station. ↗ = covariance positive et ↘ = covariance négative entre la densité des taxons et le haut débit (voir Annexe 9 pour la signification des abréviations).

Within-sector PCA results (Spatial distribution of <i>a posteriori</i> guilds among <i>a priori</i> groups)				CoA Results (Temporal change in <i>a priori</i> group use with high flows)			
<i>A posteriori</i> Guilds	Taxa (hierarchical clustering)			<i>A priori</i> groups used preferentially	Reproduction period (_R)	Growth period (_G)	Sampling period (_S)
Eury_4T	AIA1	GoG1	SqC1 RuR1	MC_Lot ; FC_Lot ; FC_Lent_SL	↗ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL	↘ FC_Lot ↘ FC_Lent_SL (Dconn)	↗ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL ↗ FC_Lot ↘ MC_Lot
Limno_9T	ScE1	ScE2	TiT1 TiT2 AmM2 LeG1 LeG2 AbB1 BIB1	FC_Lent_SL	↘ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL	↘ FC_Lent_SL	↘ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL
Limno_4T	PsP1	PsP2	RhS1 RhS2	FC_Lot_SL	↘ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL	↘ FC_Lent_SL	↗ FC_Lent_LL
Rheo_16T	AIA2	AIA3	BaBu2 BaBu3 BaB4 BIB2 SqC3 SqC4 RuR2 RuR3 GoG3 ChN1 AIB1 AIB2 LeL1 LeL2	MC_Lot ; FC_Lot ;	↗ FC_Lot (except for Dcrit) ↗ FC_Lent_LL	↗ FC_Lot	↘ MC_Lot ↘ FC_Lot ↗ FC_Lent_LL
Rheo_3T	BaBu1	GoG2	SqC2	MC_Lot ; FC_Lot ;	↗ MC_Lot ↗ FC_Lot	↘ MC_Lot ↗ FC_Lot (except for Dcrit)	↘ MC_Lot
Rheo_4T	BaBa1	BaBa2	PhP1 PhP2	MC_Lot ; FC_Lot ; FC_Lent_LL	↗ FC_Lent_LL ↘ MC_Lot	↗ MC_Lot	↗ FC_Lent_LL

## 9.2 Projet de deuxième article scientifique

Après notre premier papier général, portant sur l'utilisation et la complémentarité des habitats du Rhône sur l'ensemble de la communauté piscicoles, nous souhaitons regarder plus en détails l'évolution temporelle de l'état des populations d'espèces précises. En effet, nous souhaitons regarder si les différents besoins de ces espèces quelle que soit l'étape de leur cycle de vie (i.e œuf, larves, juvéniles, adultes) sont remplis ou non, suite aux restaurations effectuées tout en prenant en compte l'aspect dynamique de l'environnement (variations de débit et de

température). Pour cela, nous nous focaliserons sur deux « proxy » de l'état des populations à savoir 1) la densité des YOY (juvéniles de l'année) qui est une phase critique du cycle de vie et qui devrait permettre d'estimer le succès reproducteur et 2) la structure en classes de tailles (densité des différentes classes de tailles) ce qui devrait permettre d'estimer si tous les besoins sont pourvus pour toutes les étapes du cycle de vie. *In fine*, cet article devrait nous permettre d'identifier quels sont les facteurs influençant les différentes étapes du cycle de vie des espèces choisies et ainsi identifier d'éventuels leviers de gestion.

La sélection des espèces repose sur différents critères, notamment 1) une abondance suffisante permettant les analyses, 2) les résultats du premier article permettant d'identifier les espèces utilisant différents types d'habitat, 3) des traits d'histoire de vie distincts permettant de représenter une large gamme d'exigences (Tableau 9.21). Pour l'instant cinq espèces ont été retenues : le chevaine (*Squalius cephalus*), la vandoise (*Leuciscus leuciscus*), le hotu (*Chondrostoma nasus*), l'ablette (*Alburnus alburnus*) et la tanche (*Tinca tinca*).

Ce deuxième projet est en phase de construction et est donc amené à évoluer au cours de la réflexion.

Tableau 9.2 - Liste des traits d'histoire de vie considérés dans le choix des espèces cibles. A noter que les espèces dites périodiques sont des espèces qui synchronisent leurs événements de reproduction avec des conditions optimales (débit, température, cycle journalier ...), à l'inverse les espèces opportunistes ont moins d'exigence quant au moment de leur reproduction et misent plutôt sur un nombre important d'œufs.

espèce	Guilde de reproduction	Vitesse (cm/s)	Diamètre substrat (cm)	P/O	Nb ponte	Température de repro. (°C)
HOT	Lithophile	70-90	1-10	Périodique	unique	8-12
CHE	Lithophile	20-50	>0,5	P/O	Multiple	12-20
VAN	Phytolithophile	20-50	3-25	Périodique	unique	7-12
ABL	Phytolithophile	<20		Opportuniste	Multiple	15-28
TAN	Phytophile	<5		périodique	Multiple	>18

## 10. Communication

Un travail de refonte de l'identité graphique et du site web RhônEco est en cours de finalisation. Il est coordonné par le Graie. Il s'inscrit dans une réflexion plus large de la stratégie de communication des dispositifs de recherche de la ZABR centrés sur le fleuve (OHM VR, OSR, RhônEco). Une note stratégique afin d'améliorer la visibilité et la lisibilité des actions de recherche conduites sur le Rhône et de faciliter la diffusion et l'appropriation des productions scientifiques (publications, données, outils...) a été définie. Cette note a été le support de la refonte en 2022 de l'identité graphique du programme RhônEco (logo, charte graphique, modèles de documents) (Figure 10.1). En 2022, le Graie a continué la mise en œuvre la note stratégique. En lien étroit avec les partenaires scientifiques de RhônEco, le Graie a rédigé les contenus du nouveau site web, procédé à la consultation et à la sélection des prestataires pour la conception graphique et le développement informatique, et défini avec le CNRS les modalités d'hébergement du nouveau site. Le développement du site est en cours de finalisation. Le site sera en ligne dans le courant du mois de mai 2023.

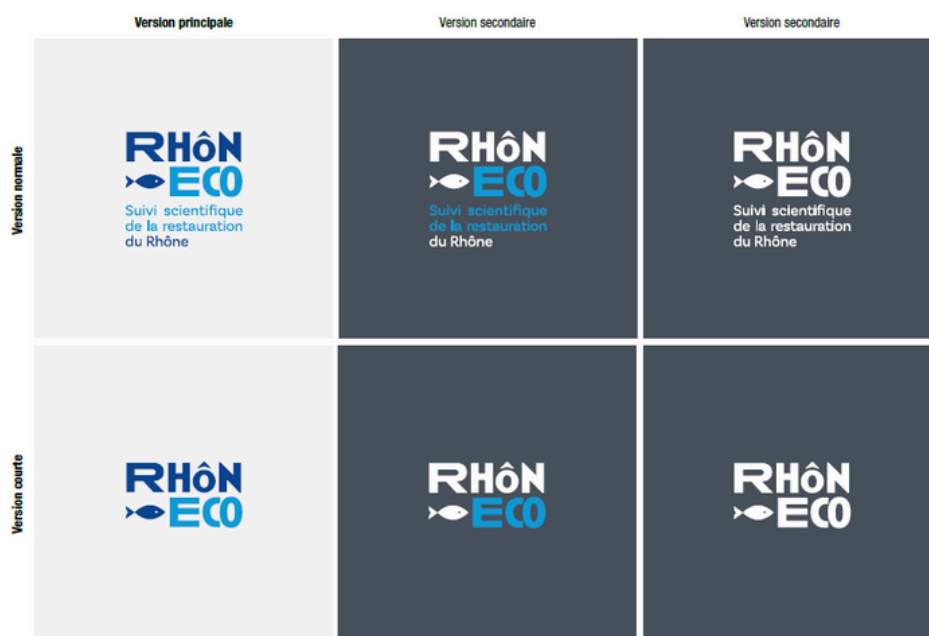


Figure 10.1 – Nouveaux logos du programme RhônEco.



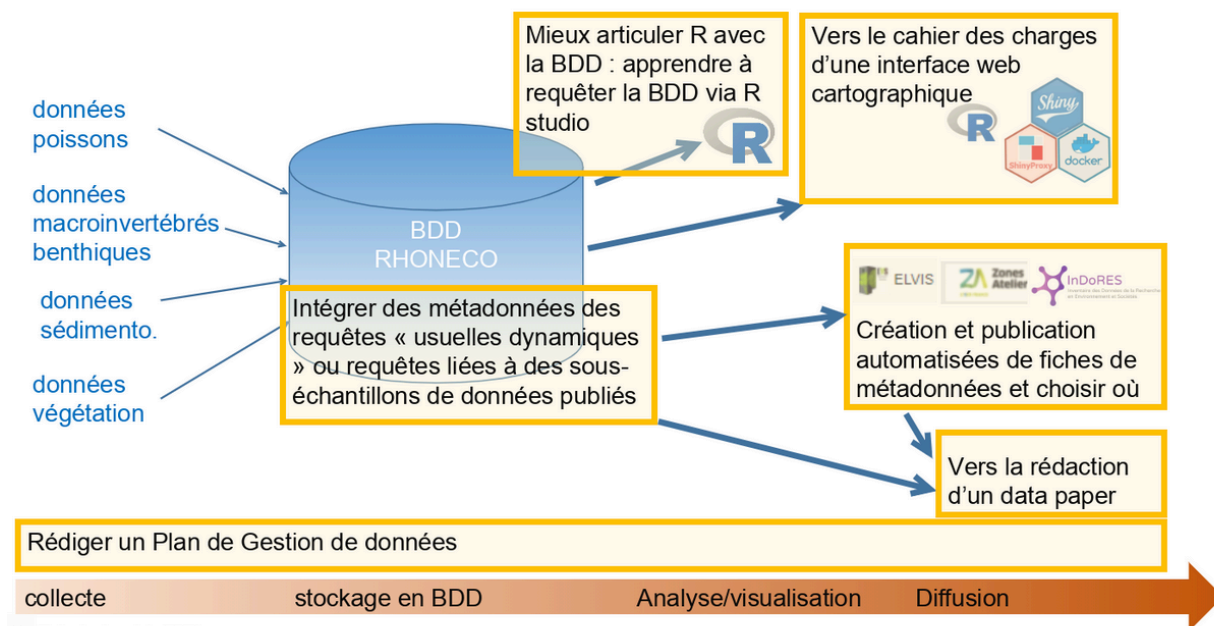
Afin d'améliorer la visibilité des productions de RhônEco et de faciliter leur accès, un portail documentaire RhônEco a été créé dans HAL : <https://hal.science/RHONECO/>. Ce portail référence à ce jour 84 documents (publications scientifiques, rapports, documents techniques, présentations orales...) dont 13 sont téléchargeables directement (Figure 10.2). Les autres sont accessibles sur demande.



**Figure 10.2** – Aperçu de la page web du portail documentaire RhônEco a été créée dans HAL : <https://hal.science/RHONECO/>

En 2021 un travail important de restructuration de la base de données « RhônEco », qui contient les données collectées dans le cadre du programme, a été entrepris et s'est poursuivi en 2022, nous avons pris un peu de retard sur cette tâche en raison de difficultés techniques liées à la nature des données à restructurer et à une sous-évaluation initiale du temps nécessaire à la réalisation de cette tâche. Ce travail de restructuration de la base de données a pour premier objectif d'homogénéiser les tables correspondant aux stations d'échantillonnage des différentes thématiques, d'intégrer les données de géo-référencement en vue d'un affichage sous forme de WEBSIG des données et des métriques utilisées dans RhônEco. Ce travail de refonte et d'affichage s'inscrit dans le cadre du travail plus global de restructuration des outils de communication sur les programmes de recherche liés au Rhône et animés par le GRAIE (cf. plus haut). L'objectif est également de générer des fiches de métadonnées permettant de renseigner de manière synthétique et globale sur le contenu de la base en lien avec des stratégies d'échantillonnage, les secteurs et les périodes couvertes par l'échantillonnage. Ce travail de conceptualisation et de restructuration de la base est réalisé en collaboration avec les équipes impliquées dans l'ANR SODRIIHM élaboré dans le cadre du réseau des OHMs (Labex DRIIHM) (Figure 10.3).

## Les propositions d'accompagnement des membres de SO-DRIIHM



× E. Lerigoleur juin 2021

**Figure 10.3** – Articulation des différentes tâches dans le cadre de la restructuration de la base de données et des objectifs de communication autour des données collectées dans le cadre de RhonEco.

L'objectif est d'élaborer un plan de gestion des données et de faire rentrer la base de données dans un format « **FAIR** » (Findable, Accessible, Interopérable, Réutilisable).

Le 10 mars 2022, le Syndicat du Haut-Rhône (SHR) a organisé à Brégnier-Cordon une conférence intitulée « D'hier à demain : Quelles visions pour le Rhône ? Retour sur la restauration du fleuve et perspectives d'avenir ». Le collectif de chercheurs de RhônEco a présenté une communication intitulée « Restauration écologique du Rhône, fondements, résultats et perspectives. »

Dans le cadre de la journée thématique « Étudier et protéger les fleuves », des chercheurs de l'école universitaire H2O'Lyon ont animé un ensemble d'ateliers dédiés au grand public au Musée de Confluences de Lyon le samedi 28 mars 2023.

A la suite de la projection du film « Le Rhône, la renaissance d'un fleuve » (Claude-Julie Parisot, ARTE et CNRS audiovisuel), le Graie (B. Morandi) et des chercheurs de RhônEco (J.M. Olivier, H. Piégay) ont participé à la table ronde « restaurer les fleuves ».

---

## 11. Conclusion générale

Le programme RhônEco est un des programmes de l'Observatoire Homme-Milieu (OHM) Vallée du Rhône (<https://ohm-vallee-du-rhone.in2p3.fr/>). Cet observatoire est un dispositif de recherche interdisciplinaire qui s'articule autour des questionnements scientifiques dédiés à la compréhension de l'évolution contemporaine et de la gestion durable de l'hydrosystème rhodanien. Il constitue le « site Rhône » de la Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR).

Le suivi du Rhône réalisé dans le cadre du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône a débuté en 1995 sur le site de Pierre-Bénite. L'objectif de ce programme de recherche est centré sur l'analyse de la réponse de l'hydrosystème rhodanien aux opérations de restauration écologique mises en œuvre dans les tronçons court-circuités par les aménagements hydroélectriques les annexes fluviales. Au début des années 2000, le programme s'est poursuivi, d'abord sur les sites de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon dans le cadre de la restauration écologique du Haut-Rhône, et a été rapidement étendu aux autres secteurs candidats à la restauration en aval de Lyon. La méthodologie d'acquisition de données a été standardisée dès le début du suivi et la base de données contient aujourd'hui un jeu de données d'une grande valeur scientifique en regard du linéaire de fleuve couvert (dans ses dimensions longitudinale et latérale) et de la durée prise en compte. La recherche méthodologique qui a été mise en œuvre, centrée sur le développement d'une approche prédictive, a permis une évaluation des changements consécutifs à l'augmentation des débits et au creusement et à la reconnexion des annexes fluviales. Ces résultats ont été publiés en 2015 dans un numéro spécial de la revue *Freshwater Biology*. Ce retour d'expérience par rapport à la restauration écologique des grands fleuves est relativement original à l'échelle internationale.


Les premiers retours d'expérience ont montré que les effets des procédures de restauration mises en œuvre étaient d'autant plus marqués que l'amplitude des changements physiques induits par la réhabilitation des habitats était importante et que notre capacité à les détecter dépendait en partie de l'effort d'échantillonnage mis en œuvre et notamment au cours de la période pré-restauration (Vaudor *et al.*, 2015). Les données collectées sur le site de Pierre-Bénite et sur les sites du Haut-Rhône apportent des enseignements précis sur les effets de la restauration, mettant en évidence des évolutions différentes en fonction des secteurs considérés et des types de bras restaurés. Les résultats obtenus mettent également en évidence l'intérêt des suivis à moyen long-termes pour détecter les modifications d'évolution physique des milieux (suivi hydro-morphologique des bras restaurés) et montrer l'hétérogénéité au sein des types de bras suivis,

ainsi que les grands traits de l'évolution des structures de communautés aquatiques associées (Castella *et al.*, 2015).

L'acquisition de données sur le moyen-long terme permet de mieux interpréter les résultats des suivis mais met également en évidence la trajectoire d'évolution des caractéristiques physiques des sites restaurés ainsi que des communautés aquatiques. L'intégration dans les chroniques de données d'événements exceptionnels comme les chasses du Haut-Rhône ou les opérations d'APAVÉR facilite également dans certains cas l'interprétation des tendances observées. Le monitoring réalisé dans RhônEco permet, entre autres, de préciser les effets des modifications des variables clefs du fonctionnement du système fluvial aménagé (régime hydrologique, connectivité hydrologique dans les plaines alluviales) mais également de mettre en évidence les manques en termes connaissances scientifiques pour mieux comprendre l'évolution de la structure des communautés. Par exemple, le rôle des processus écosystémiques (production et dégradation de la matière organique, impact de ces processus sur la structuration des réseaux trophiques...) dans les lônes stagnantes ou semi-stagnantes reste encore mal exploré et limite notre capacité d'interprétation des évolutions post-restauration. Dans ce contexte, il apparaît très pertinent de poursuivre les suivis engagés, en y associant l'acquisition de nouvelles connaissances sur le fonctionnement écologique du système rhodanien. L'ensemble des connaissances acquises et à acquérir dans les années à venir permettra de mieux appréhender la diversité des types d'habitats dans l'hydrosystème et leur évolution au cours des dernières décennies. De plus, l'évolution récente du contexte hydro-climatique marquée par des évolutions hydrologiques et thermiques préoccupantes, en lien avec le changement climatique alertent sur la nécessité de développer une approche holistique du fonctionnement du fleuve, au moins sur les tronçons les moins aménagés et les sites restaurés. Dans ce contexte, la dimension d'observatoire du programme RhônEco pourrait être renforcée en mettant l'accent sur les liens entre hydrologie, régime thermique, processus écosystémiques et biodiversité dans les plaines alluviales.

D'un point de vue méthodologique, des développements récents concernant les modèles d'habitat des poissons et des macroinvertébrés (Plichard *et al.*, 2020 et Forcellini *et al.*, 2020), d'évolution à long terme des communautés de macroinvertébrés des lônes (Marle *et al.*, 2021) et les développements en cours concernant la modélisation 1D du charriage dans les bras vifs permettront à l'avenir une analyse encore plus précise de la réponse de l'hydrosystème aux actions de restauration écologique.

Ces travaux récents s'inscrivent dans la continuité de la démarche scientifique et transdisciplinaire entreprise depuis plus de vingt ans dans le cadre de la restauration hydraulique



et écologique du Rhône. Ils fournissent un socle de connaissances robustes et enrichi en permanence. Les avancées scientifiques issues du programme RhônEco constituent des atouts majeurs pour mieux interpréter les évolutions biologiques consécutives aux actions de restauration écologiques mais également pour aider à définir des objectifs écologiques pour de futurs projets de restauration.

BIBLIOGRAPHIE

## 12. Bibliographie

- Amoros C., Richardot-Coulet M., Pautou G. (1982). Les « ensembles fonctionnels » : de entités écologiques qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhône français). *Revue de Géographie de Lyon*, Vol ; 57 (1): 49-62.
- Armitage P. D., Pardo I. & Brown A. (1995). Temporal Constancy of Faunal Assemblages in Mesohabitats - Application to Management. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 133(3): 367-387.
- Arnaud F., Piégay H., Vaudor L., Bultingaire L., Fantino G. (2015). Technical specifications of low-frequency identification bedload tracking from field experiments: Differences in antennas, tags and operators. *Geomorphology*, Vol. 238: 37-46.
- Arnaud F., Sehen Chanu L., Grillot J., Riquier J., Piégay H., Roux-Michollet D., Carrel G., Olivier J.-M. (2021). Historical cartographic and topo-bathymetric database on the French Rhône River (17th–20th centuries). *Earth Syst. Sci. Data*, 13, 1939–1955, <https://doi.org/10.5194/essd-13-1939-2021>.
- Balon E.K. (1975). Reproductive Guilds of Fishes: A Proposal and Definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 32: 821-864.
- Barbour M. T., Gerritsen J., Griffith G. E., Frydenborg R., McCarron E., White J. S., & Bastian M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2) : 185-211. doi.org/10.2307/1467948
- Bournaud M., & Cogerino L. (1986) Les microhabitats aquatiques des rives d'un grand cours d'eau : approche faunistique. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 22(03): 285-294. doi:10.1051/limn/1986026
- Buscombe D., Rubin D. M., Warrick A. (2010). A universal approximation of grain size from omages of noncohesive sediment. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 115, 17 p.
- Buscombe D. (2013). Transferable wavelet method for grain-size distribution from images of sediment surfaces and thin sections, and other natural granular patterns. *Sedimentology*, 60, 1709-1732.
- Castella E., Béguin O., Besacier Monbertrand A.L., Hug Peter D., Lamouroux N., Mayor Siméant H., McCrae D., Olivier J.M. & Paillex A. (2015). Realised and predicted changes in the invertebrate benthos after restoration of connectivity to the floodplain of a large river. *Freshwater Biology*. 60: 1131-1146.

- Chardon V., Schmitt L., Piégay H., Lague D. (2020). Use of terrestrial photosieving and airborne topographic LiDAR to assess bed grain size in large rivers: a study on the Rhine River. *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. 45, 2314-2330
- Chapuis M., Bright C., Hufnagel J., MacVicar B. (2014). Detection ranges and uncertainty of passive Radio Frequency Identification (RFID) transponders for sediment tracking in gravel rivers and coastal environments. *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. 39, 2109-2120.
- Chevenet, F., Dolédec, S. and Chessel, D. (1994). A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31: 295–309.
- Cogérino L. (1989). Les rives aquatiques des grands cours d'eau : caractérisation mésologique et faunistique. Thèse de Doctorat, Univ. Lyon 1, 329 p.
- Cogerino L., Cellot B., & Bournaud M. (1995). Microhabitat Diversity and Associated Macroinvertebrates in Aquatic Banks of a Large European River. *Hydrobiologia*, **304(2)**: 103-115
- Dray S. & Dufour A.B. (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*. 22: 1-20.
- Forcellini M., Plichard L., Dolédec S., Mérigoux S., Olivier, J. M., Cauvy-Fraunié, S., & Lamouroux, N. (2022). Microhabitat selection by macroinvertebrates: generality among rivers and functional interpretation. *Journal of Ecohydraulics*, 7(1) : 28-41.
- Graham D.J., Reid I., Rice S.P. (2005). Automated sizing of coarse-grained sediments: image-processing procedures. *Mathematical geology*, Vol. 37, 1-27.
- Graham D.J., Rollet A.-J., Piégay H., Rice S.P. (2010). Maximizing the accuracy of image-based surface sediment sampling techniques. *Water Resources Research*, Vol. 46, 1-15.
- Heck K.L. Jr., van Belle G. & Simberloff D. (1975). Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 56: 1459-1461.
- Krebs C.J. 1999. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, Inc. 620p.
- Kottelat, M., Freyhof J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin. 646 pp.
- Lamouroux N., Olivier J.-M., Persat H., Pouilly M., Souchon Y. & Statzner B. (1999). Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. *Freshwater Biology*, 42: 275–299.
- Lamouroux N., Olivier J.M., Capra H., Zylberblat M., Chandesris A., Roger P. (2006). Fish community changes after minimum flow increase: testing quantitative predictions in the Rhône River at Pierre-Bénite, France. *Freshwater Biology*, **51**, 1730-1743.



- Lamouroux N., Olivier J.-M. (2015). Testing predictions of changes in fish abundance and community structure after flow restoration in four reaches of a large river (French Rhône). *Freshwater Biology*, 60: 1118-1130.
- Lamouroux N., Gore J.A., Lepori F., Statzner B. (Eds). (2015). Towards a predictive restoration ecology: a case study of the French Rhône River. Special Issue. *Freshwater Biology*. 60: 1069-1236.
- Marle P, Riquier J., Timoner P., Mayor H., Slaveykova V., Castella E. (2021). The interplay of flow processes shapes aquatic invertebrate successions in floodplain channels - A modelling applied to restoration scenarios. *Science of the Total Environment*. 750. 142081.
- Moog, O. (ed.) (1995). Fauna Aquatica Austriaca - A Comprehensive Species Inventory of Austrian Aquatic Organisms with Ecological Notes. Federal Ministry for Agriculture and Forestry, Wasserwirtschaftskataster Vienna.
- Nelva, A., H. Persat, Chessel D. (1979). Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichthyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *Compte rendu hebdomadaire des séances de l'Académie des sciences. Paris, D 289* : 1295-1298.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H. (2017). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olivier J.-M., André S., Dolédec S., Lamouroux N. & Mérioux S. (2004a) Suivi scientifique du programme décennal de restauration hydraulique et écologique du Rhône, Vieux-Rhône et îles de Chautagne, caractérisation de l'état initial, juin 2004. Contrat de prestation n°DPE-F 03-0093. CNR/ EZUS / Université Lyon 1
- Olivier J.M., Bornette G., Castella E., Dolédec S., Lamouroux N., Massé C., Mérioux S, Piégay H. (2004b) Suivi scientifique du programme décennal de restauration écologique et hydraulique du Rhône. Vieux Rhône et îles de Belley. Caractérisation de l'état initial. Années 2003-2004. Contrat de prestation n°DPE-F 03-0093. CNR / EZUS / Université Lyon 1
- Olivier J.M. (2005) Suivi scientifique du programme décennal de restauration hydraulique et écologique du Rhône. RCC de Chautagne (2004). Contrat de prestation n°DPE-F 03-0093. CNR/ EZUS / Université Lyon 1
- Olivier JM., Lamouroux N., Bornette G., Castella E., Mérioux S. & Piégay H. (2007) analyse fonctionnelle des systèmes restaurés, développement de modèles prédictifs utilisables en restauration fluviale. Suivi scientifique du Programme décennal de restauration hydraulique

et écologique du Rhône, période 2003-2006. Rapport à l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse, la Compagnie Nationale du Rhône, la Délégation de Bassin Rhône Méditerranée & Corse, la Région Rhône-Alpes

- Paillex A., Castella E. & Carron G. (2007). Aquatic macroinvertebrate response along a gradient of lateral connectivity in river floodplain channels. *Journal of the North American Benthological Society*. 26: 779–796.
- Palmer M., Ruhí A. (2019). Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. *Science* 365, eaaw2087 (2019)
- Papangelakis E., Hassan M.A. (2016). The role of channel morphology on the mobility and dispersion of bed sediment in a small gravel-bed stream. *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. 41, 2191-2206.
- Paunović M., Csányi B., Simonović P., & Zorić K. (2015). Invasive alien species in the Danube. *The Danube River Basin*, 389-409.
- Pavoine S., Dufour A.B. & Chessel D. (2004). From dissimilarities among species to dissimilarities among communities: a double principal coordinate analysis. *Journal of Theoretical Biology*. 228: 523-537.
- Piégay H., Arnaud F., Cassel M., Dépret T., Alber A., Michel K., Rollet A.-J., Vaudor L. (2016). Suivi par RFID de la mobilité des galets : retour sur 10 ans d'expérience en grandes rivières. *BSGLg*, 67: 77-91.
- R Core Team (2020). R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Riquier J., Piégay H., Sulc Michalkova M. (2015). Hydromorphological conditions in eighteen restored floodplain channels of a large river: linking patterns to processes. *Freshwater Biology*, 60: 1085-1103.
- Riquier J., Piégay H., Lamouroux N., Vaudor L. (2017). Are restored side channels sustainable aquatic habitat features? Predicting the potential persistence of side channels as aquatic habitats based on their fine sedimentation dynamics. *Geomorphology*, Vol. 295 : 507-528.
- Riquier J., Piégay H., Lamouroux N., Vaudor L. (2019). Pertinence et pérennité de la restauration de chenaux latéraux : modèles issus de 15 ans de suivi sur le Rhône. *La Houille Blanche*: 101-108.
- Schmidt-Kloiber, A. & Hering D. (2015). [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) - an online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their

ecological preferences. *Ecological Indicators*.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>

- Statzner B., & Müller R. (1989) Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research. *Freshwater Biology*, 21(3): 445-459.
- Stoffers T., Buijse A.D., Geerling G.W., Jans L.H., Schoor M.M., Poos J.J., Verreth J.A.J., Nagelkerke L.A.J. (2022). Freshwater fish biodiversity restoration in floodplain rivers requires connectivity and habitat heterogeneity at multiple spatial scales. *Science of the Total Environment* 2022.
- Strayer D. L., Blair E. A., Caraco N. F., Cole J. J., Findlay S., Nieder W. C., & Pace M. L. (2005) Interactions between alien species and restoration of large-river ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie Supplementband*, 155: 133-145.
- Tachet, H., Bournaud, M., Richoux, P. & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce - systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, 600 p.
- Van Denderen R.P., Schielen R.M.J., Straatsma M.W., Kleinhans M.G., S.J.MH. Hulscher. (2019). A characterization of side channel development. *River Research and Applications*, 35, 9, 1597-1603.
- van der Velde G., Nagelkerken I., Rajagopal S., & de Vaate A. B. (2002) Invasions by alien species in inland freshwater bodies in Western Europe: the Rhine delta. *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*, 360-372.
- UICN France, MNHN & Opie (2018) La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Ephémères de France métropolitaine. Paris, France
- UICN (2019). Liste Rouge des espèces menacées en France. Poissons d'eau douce de France métropolitaine. Paris France.
- Vaudor L., Lamouroux N., Olivier J.-M., Forcellini M. (2015). How sampling and population characteristics influence the statistical power to detect changes in abundance after restoration in a large river. *Freshwater Biology*, 60: 1192-1207.
- Vazquez-Tarrio, D., Recking, A., Liébault, F., Tal, M., Menendez-Duarte, R. (2019). Particle transport in gravel-bed rivers: revisiting passive tracer data. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44, 112-128.
- Vázquez-Tarrio D., Peeters A., Cassel M., Piégay H. (2023). Modelling coarse-sediment propagation following gravel augmentation: The case of the Rhône River at Péage-de-Roussillon (France).
- Wickham H. (2016) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.

ANNEXES



---

## 13. Annexes

## 13.1 Annexe 1

Les travaux réalisés au cours de la période 2003-2006 ont permis de définir les métriques et les indicateurs. Pour chacun des deux grands types de restauration les indicateurs retenus sont les suivants.

### Mesure des effets des modifications du régime des débits réservés (peuplements des vieux-Rhône courants)

#### *Peuplement piscicole*

Indicateurs	Métriques
Richesse spécifique	Nombre d'espèces
Structure du peuplement	Fréquence des différentes espèces
Espèces cibles	Distribution en classes de la taille des espèces cibles
Proportion d'espèces eaux vives	Effectifs des espèces : BAF, SPI, BLN, LOF, CHA*
Proportion d'espèces eaux courantes	Effectifs des espèces : OBR, BAF, ABL, HOT, TOX, VAN*

\* BAF : barbeau fluviatile, SPI : spirilin, BLN : Blageon, LOF : loche franche, CHA : chabot, OBR : ombre commun, ABL : ablette, HOT : hotu, TOX : toxostome, VAN : vandoise.

Les indicateurs résultent des travaux réalisés avant restauration (Lamouroux *et al.*, 1999).

L'augmentation des valeurs de débits réservés devrait engendrer une augmentation de la proportion « d'espèces d'eaux courantes ».

#### *Peuplement d'invertébrés du chenal*

Indicateurs	Métriques
Proportion d'espèces des habitats lotiques	Abondance relative des espèces rhéophiles
Proportion d'espèces des habitats lenticques	Abondance relative des espèces limnophiles

Ces indicateurs ont été développés dans le présent programme avec les données collectées avant restauration.

Le modèle d'habitat statistique FSTress (Lamouroux, 1997), adapté aux invertébrés benthiques, permet de prédire des densités d'espèces à un débit donné à l'échelle du tronçon et donc de prévoir des changements faunistiques et de fonctionnement du milieu induits par des modifications de débits. Les courbes de préférence hydrauliques de 66 taxons ont été réalisées. Les deux métriques utilisées résultent de ces travaux.

Les taxons rhéophiles sont inféodés à des habitats présentant des contraintes hydrauliques fortes ( $FST \geq 8$  soit une force minimum exercée au fond du cours d'eau supérieure à  $3.93 \cdot 10^{-1} \text{ N.m}^{-2}$ ). Ces taxons devraient être favorisés par les augmentations de débits dans le chenal principal et dans les lônes courantes.

Les taxons "intermédiaires" sont inféodés à des habitats présentant des contraintes hydrauliques moyennes ( $FST \geq 5$  et  $FST < 8$ ).

Les taxons limnophiles sont inféodés à des habitats présentant des contraintes hydrauliques faibles ( $FST < 5$  soit une force minimum exercée au fond du cours d'eau inférieure à  $1.66 \cdot 10^{-1} N \cdot m^{-2}$ ). Ces taxons devraient être défavorisés par les augmentations de débits dans le chenal principal et dans les lônes courantes mais devraient trouver des conditions favorables dans les lônes plus stagnantes.

Par exemple, le couplage des modèles biologiques et hydrauliques par  $FSTress$  prévoit pour les 3 secteurs du Haut-Rhône :

- qu'une **augmentation des débits induira une augmentation des densités des taxons rhéophiles** tels que par exemple *Ancylus fluviatilis*, *Dreissena polymorpha*, *Baetis vardarensis* et *Hydropsyche contubernalis*.

- qu'une **augmentation des débits induirait une diminution des densités des taxons limnophiles** tels que par exemple *Caenis luctuosa*, *Micronecta spp.*, *Polycentropus flavomaculatus* et *Potamopyrgus antipodarum*.

- que sur les 39 taxons présentant des préférences hydrauliques marquées, 27 devraient répondre positivement aux augmentations de débits.

## Mesure des effets de la réhabilitation physique des lônes (annexes fluviales)

### *Géomorphologie des lônes*

Les deux questions posées dans le programme sont :

- Quelle est la durée de vie d'une lône restaurée ? Y a-t-il un comblement du bras par sédimentation ? Existe-t-il des phénomènes de décapage ralentissant le processus, voire l'inversant ? Cette durée est-elle modifiée par la restauration ? Ce premier ensemble de questions est abordé en confrontant le taux de sédimentation (épaisseur des sédiments déposés sur une période de temps donnée) et la hauteur d'eau moyenne de la lône qui est susceptible d'enregistrer le comblement.

- La restauration modifie-t-elle les conditions d'habitat dans la lône ? Ces conditions d'habitat dépendent de l'écoulement et des caractéristiques granulométriques du lit. L'objectif est ici de déterminer si les conditions d'habitat sont modifiées par rapport aux conditions initiales et si ces nouvelles conditions vont se maintenir durablement. Pour caractériser cette évolution, un suivi de la granulométrie moyenne et de la variabilité granulométrique intra-lône est réalisé. Il est complété par un suivi automatisé des hauteurs d'eau.

Indicateurs	Métriques
Espérance de vie de l'état restauré	Comblement post-restauration
Conditions d'habitat intra-lône	Granulométrie du substrat

Les résultats obtenus permettent d'établir une première typologie des lônes restaurées et de proposer les premiers modèles d'évolution (comblement) post-restauration.

## Végétation aquatique des lônes

Indicateurs	Métriques
Influence des perturbations hydrauliques	Degré de perturbation (5 classes)
Trophie	Degré de trophie (3 à 4 classes)
Colmatage	Alimentation en eau souterraine (oui / non)
Richesse spécifique en espèces végétales aquatiques	Richesse par lône
Diversification végétale	Abondance relative des espèces rares

Un *diagnostic du fonctionnement écologique* de chaque zone humide est réalisé à chaque date d'échantillonnage, à partir des données floristiques et environnementales collectées sur la zone humide. Ce diagnostic repose sur la méthode mise au point par Bornette *et al.* (1996). Pour l'établir, on procède à la mise en relation des espèces dominantes de la zone humide à une date donnée avec ses exigences écologiques (Amoros *et al.*, 2000). Les exigences considérées sont la tolérance des espèces à la charge des eaux en phosphates et ammoniacque, leur tolérance au décapage ou au dépôt de sédiments lors des crues (degré de perturbation), et leur association aux milieux alimentés par les eaux souterraines.

Les critères pris en compte sont :

- **le niveau de perturbation** par les crues qui conditionne la richesse spécifique dans l'écosystème. Lorsque le milieu est très perturbé, seules les espèces pionnières se maintiennent. Ces espèces ont en général une faible aptitude compétitive, et sont exclues des écosystèmes les plus stables (peu perturbés), dans lesquels les espèces les plus compétitives dominent le peuplement. Une annexe fluviale fréquemment parcourue par les crues décapantes a une durée de vie potentiellement importante.
- **le niveau de ressources disponibles** dans les écosystèmes aquatiques qui va jouer un rôle prépondérant sur la structure et la dynamique des communautés végétales. Les espèces aquatiques ne sont pas distribuées de manière aléatoire dans les écosystèmes et l'on peut associer la plupart des espèces à des niveaux de ressources donnés. Pour des niveaux de ressources élevés, sont souvent associées des espèces de grande taille et à croissance rapide ; lorsque les niveaux de ressources sont faibles, sont souvent associées des espèces capables de supporter ce stress (croissance lente, conservation des ressources, taille plutôt faible).
- **L'existence d'apports d'eaux souterraines**, paramètre important pour le fonctionnement de la zone humide, peut augmenter la durée de vie des annexes fluviales. Ces eaux contribuent, par leurs caractères sténothermes et froids, au maintien de températures fraîches, ce qui limite la production végétale et notamment la prolifération algale. En fonction de la capacité hydraulique de la lône, elles réduisent l'accumulation de matière organique ce qui favorise sa durée de vie.

*Richesse spécifique* : le nombre d'espèces présentes sur la lône dépend principalement des conditions de perturbations. La richesse atteint une valeur maximale pour une fréquence et une intensité moyenne de perturbations permettant la co-occurrence d'espèces compétitives et d'espèces pionnières.



*L'abondance relative des espèces* renseigne sur la structure du peuplement et en particulier la dominance (ou l'absence) de certaines espèces, qui par leurs exigences écologiques (Amoros *et al.*, 2000) sont utilisées pour le diagnostic fonctionnel.

L'évolution de *l'abondance moyenne des espèces invasives* renseigne sur l'augmentation, la régression, ou la stabilité de ces espèces dans les annexes fluviales. Très compétitives, elles tendent à occuper les habitats laissés libres post-restauration en formant des peuplements monospécifiques, ce qui entraîne une diminution de la richesse spécifique.

La *proportion des espèces d'hydrophytes, d'hélophytes et terrestres* renseigne la composition du peuplement en types biologiques (plantes aquatiques, amphibies, ou terrestres). Elle permet d'évaluer le degré de permanence des eaux dans la zone humide. Une augmentation de la part relative en hélophytes (plantes ripariales, ou tolérantes aux exondations) et terrestres est un indicateur de la fréquence des exondations (atterrissements progressifs).

La *liste des espèces rares* est établie à partir de la liste rouge de la région Rhône-Alpes et renseigne le degré de rareté (menace de disparition) des espèces végétales au niveau régional non prises en compte par des mesures législatives. La présence de ces espèces est un indicateur de l'état de conservation des zones humides.

La *liste des espèces protégées au niveau local* renseigne la liste des espèces végétales protégées en région Rhône-Alpes par l'arrêté du 4 décembre 1990, complétant la liste nationale. La présence de ces espèces est un indicateur de la valeur patrimoniale de la zone humide.

La *liste des espèces protégées au niveau national* renseigne la liste des espèces végétales protégées sur l'ensemble du territoire national par l'arrêté du 20 janvier 1982 modifié. Menacées de disparition à cette échelle (territoire national), la présence de ces espèces est un indicateur de l'état de conservation de leurs biotopes correspondants (constituant tout ou partie de la zone humide).

La *liste des espèces protégées au niveau européen* renseigne la liste des espèces végétales présentes en annexe II et IV de la Directive Habitat Faune Flore. Par le regroupement d'espèces en danger d'extinction, vulnérables, rares ou endémiques au niveau européen, elle est un indicateur de l'intérêt communautaire de la zone humide.

La *liste des espèces rares* est établie à partir de la liste rouge de la région Rhône-Alpes et renseigne le degré de rareté (menace de disparition) des espèces végétales au niveau régional non prises en compte par des mesures législatives. La présence de ces espèces est un indicateur de l'état de conservation des zones humides.

La *liste des espèces protégées au niveau local* renseigne la liste des espèces végétales protégées en région Rhône-Alpes par l'arrêté du 4 décembre 1990, complétant la liste nationale. La présence de ces espèces est un indicateur de la valeur patrimoniale de la zone humide.

La *liste des espèces protégées au niveau national* renseigne la liste des espèces végétales protégées sur l'ensemble du territoire national par l'arrêté du 20 janvier 1982 modifié. Menacées de disparition à cette échelle

(territoire national), la présence de ces espèces est un indicateur de l'état de conservation de leurs biotopes correspondants (constituant tout ou partie de la zone humide).

La *liste des espèces protégées au niveau européen* renseigne la liste des espèces végétales présentes en annexe II et IV de la Directive Habitat Faune Flore. Par le regroupement d'espèces en danger d'extinction, vulnérables, rares ou endémiques au niveau européen, elle est un indicateur de l'intérêt communautaire de la zone humide.

### Peuplement d'invertébrés des lînes

Indicateurs	Métriques
Richesse taxonomique et statut des espèces	Richesse taxonomique totale Richesse spécifique des taxons Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères Richesse spécifique des mollusques gastéropodes % d'individus appartenant à des espèces non-indigènes Nombre d'espèces exogènes par site Densité moyenne (en nombre d'individus / m <sup>2</sup> ) des espèces exogènes par site
Caractéristiques biologiques et écologiques des taxons	% broyeur % collecteurs filtreurs % prédateurs % taxons plurivoltins % taxons se déplaçant à la surface du substrat % taxons à dérive comportementale

(1) *richesse taxonomique totale* : obtenue sur les données brutes (déterminées sur des niveaux taxonomiques hétérogènes)

(2) *richesse en Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT)* : nombre de taxons (calculé au niveau du genre ou de l'espèce) appartenant aux Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères, groupes pour lesquels un niveau de détermination plus homogène est obtenu. C'est un indicateur de diversité biologique classiquement utilisé dans l'évaluation des systèmes d'eau courante. Cette richesse augmente avec la qualité du milieu et avec l'intensité du courant.

(3) *richesse en mollusques gastéropodes* : le nombre d'espèces appartenant à ce groupe diminue avec l'intensité du courant s'exerçant dans les milieux. C'est un bon indicateur de la qualité et de la complexité de l'habitat en milieu stagnant.

Du fait de l'hétérogénéité de nombreux invertébrés récoltés dans chaque prélèvement et du lien entre l'abondance et la richesse taxonomique, un calcul de richesses taxonomiques mesurées sur des échantillons égaux du point de vue de l'abondance a été effectué par la technique dite "de raréfaction" (Heck et al., 1975 ; Krebs, 1999). Cette technique simule le tirage aléatoire d'un nombre fixé d'individus à l'intérieur de chaque échantillon à comparer. Le nombre d'individus est déterminé à partir de l'effectif du moins abondant des échantillons comparés. Les richesses raréfiées ont une valeur comparative entre sites et non une valeur absolue. Les calculs ont été faits avec la fonction "rarefy" du jeu de fonctions "vegan" développé pour le logiciel R (Ihaka & Gentleman, 1996) par J. Oksanen et B. O'Hara. La fonction calcule une richesse raréfiée pour un nombre d'individus donné à partir de la formule de Hurlbert (1971) et l'accompagne d'une erreur standard calculée selon Heck et al (1975).

(4) *densité des EPT* : nombre d'individus au m<sup>2</sup> des insectes Epheméroptères, Plécoptères et Trichoptères (cf métrique 2).

(5) *densité totale* : nombre total d'individus au m<sup>2</sup>

Quatre métriques ont été consacrées à décrire les espèces exogènes au bassin du Rhône. Ces espèces appartiennent majoritairement aux groupes des macrocrustacés (amphipodes, décapodes), des mollusques (bivalves et gastéropodes) et des annélides polychètes.

(6) *l'abondance relative des espèces exogènes* au bassin rhodanien a été calculée par rapport à l'abondance totale dans les relevés.

(7) *l'abondance relative des espèces exogènes (sans Gyraulus parvus)* Le mollusque gastéropode exogène *Gyraulus parvus* colonise préférentiellement les milieux stagnants où il peut atteindre de très fortes densités. Cette métrique a été calculée pour mieux caractériser le comportement des espèces exogènes dans les milieux courants.

(8) *la densité des espèces exogènes* : nombre d'individus au m<sup>2</sup> des espèces appartenant à ce groupe

(9) *la richesse en espèces exogènes* : le nombre d'espèces appartenant à ce groupe

A la suite des propositions de Merritt et al. (2002) pour adapter aux milieux aquatiques alluviaux des métriques développées pour les systèmes d'eau courante, six métriques basées sur les caractéristiques biologiques des taxons (traits) ont été employées ici :

(10) *le pourcentage de taxons épibenthiques* se déplaçant à la surface du substrat sans mode de fixation spécifique ("sprawlers") exprime la disponibilité en proies pour les oiseaux et les poissons à alimentation benthique.

(11) *le pourcentage de filtreurs* exprime l'importance relative de la matière organique en suspension.

(12) *le pourcentage de broyeurs* renseigne sur la disponibilité en matière organique grossière.

(13) le *pourcentage de taxons plurivoltins* (pouvant accomplir plus d'un cycle de développement par an) exprime la proportion d'espèces potentiellement pionnières à développement rapide.

(14) le *pourcentage de dérivants* (taxons possédant une aptitude moyenne à forte à la dérive comportementale) exprime la disponibilité en proies pour les poissons se nourrissant dans la colonne d'eau.

(15) le *pourcentage de prédateurs* exprime l'intensité du contrôle des prédateurs sur les proies.

Ces métriques sont calculées à partir des nombres d'individus totaux. Les informations relatives au calcul de ces métriques ont été essentiellement tirées de Tachet *et al.* (2000) (voltinisme), Colling (1996) (groupes trophiques), Merritt & Cummins (1996) (relation au substrat), De Crespin De Billy & Usseglio-Polatera (2002) (mode de dérive) et localement adaptées à l'aide d'autres sources pour certains taxons.

Sauf en cas d'indication contraire, les calculs ont été effectués au niveau des sites en amalgamant les résultats des deux saisons d'échantillonnage (mars-mai et juillet-septembre) pour une même situation (pré- ou différentes dates post-restauration).

Ces métriques ont été testées sur le jeu de données pré et post-restauration en prenant en compte des annexes témoins non-restaurées.

### *Peuplement piscicole des lônes*

Indicateurs	Métriques
Richesse spécifique piscicole	Nombre d'espèces
Indicateur d'eaux stagnantes	Abondance relative des espèces phytophiles et litho-phytophiles
Espèces cibles	Abondance absolue des espèces cibles

*Richesse spécifique* : le nombre d'espèces présentes renseigne sur la fréquentation des annexes fluviales par les différentes espèces de poissons en particulier pour la reproduction et la phase de croissance des jeunes stades de développement.

*La proportion d'espèces phytophiles et litho-phytophiles* (Balon, 1975) renseigne sur la fréquentation des annexes par les espèces déposant leurs œufs sur des supports végétaux (caractéristiques des annexes fluviales : tanche, perche, brochet...)

*L'abondance des espèces cibles* : bouvière, rotengle, tanche et brochet renseigne sur l'évolution de ces populations dans les annexes fluviales et devrait augmenter au cours du temps en période post-restauration.

## 13.2 Annexe 4



**Annexe 4.2 - Résultats des pêches effectuées dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite après augmentation du débit réservé. Les espèces appartenant à la guide des espèces d'eau courante sont surlignées en bleu.**

Date	ABL	ANG	ASP	BAF	BLE	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TOX	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces	%EC
Pierre-Bénite 2001	155	2	0	38	0	0	29	0	0	0	0	2	151	0	7	131	4	23	28	2	12	3	0	2	1	2	19	2	0	0	0	0	613	19	35,2%
Pierre-Bénite 2002	133	3	0	23	0	2	117	0	2	0	0	3	290	3	407	82	6	38	43	1	7	10	0	3	0	8	17	2	0	0	37	0	1237	22	15,7%
Pierre-Bénite 2003	174	2	0	104	0	4	37	0	0	5	0	3	159	0	141	58	0	38	16	4	5	27	1	3	1	9	25	13	0	0	0	17	846	22	39,4%
Pierre-Bénite 2004	130	2	0	35	1	0	35	0	0	1	0	8	37	1	134	23	0	14	7	2	5	31	1	1	1	2	11	1	0	0	0	12	495	23	38,6%
Pierre-Bénite 2005	463	3	0	16	0	0	16	0	0	3	0	1	43	0	110	17	0	8	9	4	3	12	4	4	1	5	11	0	0	0	0	2	735	20	66,5%
Pierre-Bénite 2006	1017	2	0	48	1	0	22	0	2	0	0	1	201	0	125	107	0	12	22	0	14	26	1	0	1	3	12	0	0	0	0	0	1617	18	66,6%
Pierre-Bénite 2007	277	0	0	8	0	0	11	0	0	0	0	6	53	0	41	39	1	4	19	0	6	10	0	0	0	2	8	0	0	0	0	1	486	15	59,7%
Pierre-Bénite 2008	96	5	0	33	1	0	41	0	3	0	0	4	206	4	71	18	16	9	19	0	38	19	0	0	1	5	108	0	0	0	1	2	700	21	20,0%
Pierre-Bénite 2009	61	1	0	42	0	0	12	0	0	0	0	4	41	0	62	17	2	4	17	0	3	0	0	1	1	1	53	0	0	0	0	0	322	16	33,2%
Pierre-Bénite 2010	40	3	0	49	0	0	4	0	0	0	0	0	85	0	35	9	6	82	2	0	17	7	0	0	0	5	115	0	0	4	10	473	16	38,3%	
Pierre-Bénite 2011	341	1	0	31	0	0	41	0	1	3	1	1	57	0	217	26	1	86	3	0	12	2	0	0	1	3	0	0	0	0	1	3	832	20	55,4%
Pierre-Bénite 2012	45	1	0	11	0	0	12	0	1	0	1	0	73	0	35	5	0	3	0	0	10	5	2	0	0	0	8	0	0	0	4	0	216	15	27,3%
Pierre-Bénite 2013	203	0	0	15	0	0	77	0	0	0	0	0	23	0	29	8	3	0	0	0	3	9	0	0	1	1	40	0	0	0	0	1	413	13	53,0%
Pierre-Bénite 2014	268	1	0	18	0	2	21	0	0	0	0	1	86	0	483	67	6	339	12	0	9	3	0	0	0	0	17	0	0	0	0	6	1339	16	47,1%
Pierre-Bénite 2015	1197	0	0	65	0	0	36	0	0	0	0	0	81	0	102	15	1	47	4	0	3	2	0	0	0	2	84	0	0	0	1	6	1646	15	79,9%
Pierre-Bénite 2016	652	1	0	30	0	2	3	0	0	0	0	0	57	0	59	13	3	23	5	0	3	21	0	0	0	7	8	0	0	0	0	1	888	16	79,5%
Pierre-Bénite 2017	159	1	0	10	1	1	10	0	1	1	0	0	149	0	183	62	2	29	28	0	16	19	4	0	0	0	38	6	0	0	0	25	745	20	29,9%
Pierre-Bénite 2018	507	0	0	32	0	0	15	0	0	0	1	0	72	0	48	4	1	14	2	0	11	9	0	0	0	1	4	0	0	0	0	1	722	15	76,7%
Pierre-Bénite 2019	903	2	0	59	1	0	62	1	2	0	0	0	136	0	261	16	2	11	5	0	2	10	4	0	0	0	29	0	0	0	18	15	1539	19	64,2%
Pierre-Bénite 2020	56	0	0	23	0	2	13	0	0	0	0	1	44	0	121	1	0	10	6	0	2	27	0	0	0	2	3	0	0	0	9	1	321	16	28,0%
Pierre-Bénite 2021	14	1	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	63	0	95	2	6	2	0	0	3	14	1	0	0	1	0	0	0	0	2	3	211	14	9,0%
Pierre-Bénite 2022	175	0	2	228	1	13	165	0	1	0	2	0	384	0	231	51	0	102	23	0	2	6	29	0	0	1	7	1	0	0	12	14	1450	21	35,8%
<b>Total</b>	<b>7066</b>	<b>31</b>	<b>2</b>	<b>918</b>	<b>6</b>	<b>26</b>	<b>783</b>	<b>1</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>5</b>	<b>35</b>	<b>2491</b>	<b>8</b>	<b>2997</b>	<b>771</b>	<b>60</b>	<b>898</b>	<b>270</b>	<b>13</b>	<b>186</b>	<b>272</b>	<b>47</b>	<b>14</b>	<b>9</b>	<b>60</b>	<b>617</b>	<b>25</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>89</b>	<b>120</b>	<b>17846</b>	<b>30</b>	<b>45,4%</b>
Abond. Rel.	39,6%	0,2%	0,0%	5,1%	0,0%	0,1%	4,4%	0,0%	0,1%	0,1%	0,0%	0,2%	14,0%	0,0%	16,8%	4,3%	0,3%	5,0%	1,5%	0,1%	1,0%	1,5%	0,3%	0,1%	0,1%	0,3%	3,5%	0,1%	0,0%	0,0%	0,5%	0,7%		<b>18</b>	
Abond. Moy.	321	1	0	42	0	1	36	0	1	1	0	2	113	0	136	35	3	41	12	1	8	12	2	1	0	3	28	1	0	0	4	5	811		

**Annexe 4.3 - Résultats des pêches effectuées dans le Vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon après augmentation du débit réservé. Les espèces appartenant à la guide des espèces d'eau courante sont surlignées en bleu.**

Station	Années	ABH	ABL	ANG	BAF	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	IDE	LOF	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	VAI	VAN	Total	Nb esp.	%EC
Péage RCC	2014	0	623	2	6	0	0	715	6	4	1	6	2	1	205	8	520	171	0	82	2	162	0	8	41	208	9	0	19	1	0	0	0	2802	23	25,4%
Péage RCC	2015	0	2590	2	72	1	0	794	188	1	0	39	26	0	246	0	93	709	0	104	0	20	1	7	42	934	0	0	55	16	1	3	2	5946	23	46,6%
Péage RCC	2016	0	411	0	44	0	1	888	35	2	0	6	0	0	261	0	41	400	6	2	0	16	0	5	51	274	2	0	22	39	0	0	0	2506	19	18,2%
Péage RCC	2017	0	678	0	15	0	0	224	248	11	5	8	0	0	72	1	2859	285	5	36	4	18	0	5	13	271	26	0	22	1	1	0	2	4810	23	15,2%
Péage RCC	2018	0	488	0	5	0	0	73	34	2	0	0	0	0	134	0	278	292	14	7	1	12	0	33	83	29	7	0	24	3	0	0	3	1522	19	33,0%
Péage RCC	2019	0	1559	1	4	0	0	533	329	127	4	10	0	0	352	1	1528	147	3	125	0	43	0	8	122	251	62	0	11	5	3	0	0	5228	22	32,3%
Péage RCC	2020	0	319	0	14	0	0	243	126	23	0	12	3	0	329	0	1258	168	3	115	0	125	0	9	53	189	10	0	12	3	2	0	5	3021	21	15,0%
Péage RCC	2021	0	322	2	4	3	0	400	149	0	2	0	1	0	92	0	537	338	17	38	0	39	0	19	50	155	2	1	13	1	0	3	0	2188	22	16,6%
Péage RCC	2022	0	1365	1	23	0	0	242	285	146	5	41	0	0	257	0	399	202	5	145	0	74	0	4	92	233	18	0	48	6	8	1	0	3600	22	42,6%
Ab. Totale		0	8355	8	187	4	1	4112	1400	316	17	122	32	1	1948	10	7513	2712	53	654	7	509	1	98	547	2544	136	1	226	75	15	7	12	31623	31	29,1%
Ab. Relative		0,0%	26,4%	0,0%	0,6%	0,0%	0,0%	13,0%	4,4%	1,0%	0,1%	0,4%	0,1%	0,0%	6,2%	0,0%	23,8%	8,6%	0,2%	2,1%	0,0%	1,6%	0,0%	0,3%	1,7%	8,0%	0,4%	0,0%	0,7%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%		22	
Ab. Moyenne		0	928	1	21	0	0	457	156	35	2	14	4	0	216	1	835	301	6	73	1	57	0	11	61	283	15	0	25	8	2	1	1	3514		

**Annexe 4.4 - Résultats des pêches effectuées dans le Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf après augmentation du débit réservé. Les espèces appartenant à la guide des espèces d'eau courante sont surlignées en bleu.**

Station	Date	ABL	ANG	ASP	BAF	BBG	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	IDE	LOF	LOT	LPP	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TOX	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces	%EC
Baix	2014	12	3	0	1	0	0	39	6	0	0	0	0	2	27	0	19	29	0	4	0	77	0	0	0	0	0	3	2	9	1	0	1	0	0	0	0	38	0	273	17	6,2%
Baix	2015	225	1	0	68	0	0	6	15	0	0	0	0	0	74	0	14	72	0	9	0	81	0	0	0	0	0	3	0	16	0	0	3	6	0	0	0	286	0	879	15	34,4%
Baix	2016	718	4	0	60	0	3	58	8	0	0	0	0	0	103	0	2	50	0	14	0	95	0	0	0	0	3	6	47	1	0	5	371	0	0	0	278	0	1826	18	43,4%	
Baix	2017	164	2	0	18	0	0	6	11	19	0	1	1	0	70	0	119	67	0	23	0	32	0	0	0	0	0	0	8	0	0	8	41	0	0	0	79	0	669	17	30,6%	
Baix	2018	219	5	0	9	0	0	49	74	0	0	5	1	0	35	0	33	106	0	52	0	5	0	0	0	0	0	1	11	1	0	3	42	0	0	0	78	0	729	18	38,4%	
Baix	2019	55	2	0	13	0	0	4	2	0	1	0	0	0	20	0	4	70	1	24	0	18	0	0	0	0	2	0	4	0	0	4	10	0	0	0	31	0	265	17	34,7%	
Baix	2020	17	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	11	0	9	36	2	15	0	1	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	5	0	0	11	0	114	14	28,9%		
Baix	2021	260	4	0	24	1	1	10	6	24	0	0	0	0	1	45	0	18	49	3	114	0	20	0	0	0	0	0	8	0	0	0	48	1	0	0	19	0	656	19	60,7%	
Baix	2022	157	0	0	15	0	0	4	19	0	0	0	0	0	25	0	51	60	3	29	0	19	0	0	0	0	0	1	0	53	0	0	1	9	0	0	7	0	453	15	44,4%	
Total		1827	22	0	209	1	1	19	177	168	0	2	6	1	3	410	0	269	539	9	284	0	348	0	0	0	0	12	10	159	3	0	25	532	1	0	0	827	0	5864	26	35,7%
Abond. Rel.		31,2%	0,4%	0,0%	3,6%	0,0%	0,0%	3,0%	2,9%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,1%	7,0%	0,0%	4,6%	9,2%	0,2%	4,8%	0,0%	5,9%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,2%	2,7%	0,1%	0,0%	0,4%	9,1%	0,0%	0,0%	0,0%	14,1%	0,0%		17		
Abond. Moy.		203	2	0	23	0	0	20	19	0	0	1	0	0	46	0	30	60	1	32	0	39	0	0	0	0	0	1	1	18	0	0	3	59	0	0	0	92	0	652		



**Annexe 4.5 - Résultats des pêches effectuées dans le Vieux-Rhône de Montélimar après augmentation du débit réservé. Les espèces appartenant à la guide des espèces d'eau courante sont surlignées en bleu.**

Station	Date	ABL	ANG	ASP	BAF	BBG	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	IDE	LOF	LOT	LPP	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TOX	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces	%EC
Montélimar	2014	174	7	0	29	0	0	0	5	7	0	0	0	0	1	187	0	204	81	0	63	0	87	0	0	0	0	0	81	0	0	3	51	0	0	0	0	0	0	980	14	27,1%
Montélimar	2015	354	2	0	26	0	0	0	24	39	1	1	0	0	0	125	0	22	145	0	27	0	14	0	0	0	0	37	6	77	0	0	5	52	0	0	2	0	0	959	18	42,4%
Montélimar	2016	702	4	0	130	0	0	0	19	7	0	0	0	1	0	55	0	1	107	0	6	0	54	0	0	0	0	1	1	5	0	2	67	1	0	0	0	0	1163	17	72,1%	
Montélimar	2017	608	3	0	21	0	0	0	3	45	0	0	1	2	0	5	0	15	46	1	23	0	33	0	0	0	0	1	1	15	1	0	4	10	0	0	0	0	838	19	77,8%	
Montélimar	2018	122	0	0	19	0	0	0	21	149	0	0	1	0	0	117	0	36	51	0	18	0	22	0	0	0	0	6	2	27	1	0	8	14	0	0	0	2	616	17	26,1%	
Montélimar	2019	173	2	0	12	0	0	0	73	7	0	0	0	1	0	51	0	37	30	21	85	0	27	0	0	0	0	3	1	37	2	0	3	25	0	0	0	0	590	18	45,8%	
Montélimar	2020	32	4	0	14	0	0	0	7	13	0	0	1	0	0	36	0	8	75	1	12	0	6	0	0	0	0	1	0	25	2	0	1	14	0	0	0	0	252	17	23,0%	
Montélimar	2021	80	2	0	10	1	0	0	18	0	0	1	1	1	68	0	9	47	1	119	0	7	0	0	0	0	2	0	11	0	0	17	0	0	0	0	1	396	18	53,0%		
Montélimar	2022	397	0	0	25	0	0	1	0	27	1	0	2	0	0	65	0	48	107	9	22	0	14	0	0	0	0	0	12	21	1	0	6	108	4	0	0	1	871	19	51,1%	
	Total	2642	24	0	286	1	0	1	152	312	2	1	6	5	2	709	0	380	689	33	375	0	264	0	0	0	0	51	23	299	7	0	32	358	5	0	0	2	4	6665	27	46,5%
	Abond. Rel.	39,6%	0,4%	0,0%	4,3%	0,0%	0,0%	0,0%	2,3%	4,7%	0,0%	0,0%	0,1%	0,1%	0,0%	10,6%	0,0%	5,7%	10,3%	0,5%	5,6%	0,0%	4,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,8%	0,3%	4,5%	0,1%	0,0%	0,5%	5,4%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%		17	
	Abond. Moy.	294	3	0	32	0	0	0	17	35	0	0	1	1	0	79	0	42	77	4	42	0	29	0	0	0	0	6	3	33	1	0	4	40	1	0	0	0	0	741		

**Annexe 4.6 - Résultats des pêches effectuées dans le Vieux-Rhône de Donzère-Mondragon après augmentation du débit réservé. Les espèces appartenant à la guide des espèces d'eau courante sont surlignées en bleu.**

Station	Date	ABL	ANG	ASP	BAF	BBG	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	IDE	LOF	LOT	LPP	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TOX	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces	%EC
Donzère	2014	337	36	0	37	0	0	0	9	7	0	0	2	1	3	374	0	82	55	0	84	0	521	0	0	0	0	5	0	42	0	0	4	35	0	0	10	0	1644	18	27,9%	
Donzère	2015	1102	9	0	422	0	0	0	57	26	0	0	1	10	2	297	0	7	416	0	25	0	152	0	0	0	0	2	1	184	0	0	1	148	1	0	0	5	0	2868	20	54,0%
Donzère	2016	1155	11	0	360	0	0	0	9	2	0	0	9	26	0	128	0	0	271	0	1	0	231	0	0	0	0	1	1	396	0	0	2	466	0	0	47	0	3116	17	48,7%	
Donzère	2017	439	9	0	69	0	0	2	11	14	0	0	6	10	0	97	0	72	266	2	26	0	122	0	0	0	0	4	0	178	0	2	3	160	0	0	60	0	1552	20	34,4%	
Donzère	2018	390	8	0	163	0	0	1	7	56	0	0	1	4	0	127	0	24	75	0	11	0	11	0	0	0	0	15	0	96	0	0	6	36	0	0	3	0	1034	18	54,5%	
Donzère	2019	219	5	0	49	0	0	0	3	7	0	0	5	0	1	119	0	33	73	0	81	0	67	0	0	0	0	2	3	30	0	0	2	7	0	0	9	0	715	18	48,8%	
Donzère	2020	64	6	0	11	0	0	1	4	13	0	0	10	1	0	165	0	73	22	2	178	0	54	0	0	0	0	0	0	50	0	0	2	19	0	0	30	0	705	18	35,9%	
Donzère	2021	398	17	0	74	0	1	0	2	0	1	0	0	1	0	227	0	17	53	1	26	17	28	0	0	0	0	1	0	50	0	0	2	28	0	0	91	0	1035	19	48,1%	
Donzère	2022	253	4	0	32	0	0	0	0	29	0	0	1	5	0	33	0	38	79	1	89	2	29	0	0	0	0	1	0	40	0	0	1	124	1	0	0	43	0	805	19	46,5%
	Total	4357	105	0	1217	0	1	4	102	154	1	0	35	58	6	1567	0	346	1310	6	521	19	1215	0	0	0	0	31	5	1066	0	2	23	1023	2	0	0	298	0	13474	26	44,3%
	Abond. Rel.	32,3%	0,8%	0,0%	9,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,8%	1,1%	0,0%	0,0%	0,3%	0,4%	0,0%	11,6%	0,0%	2,6%	9,7%	0,0%	3,9%	0,1%	9,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	7,9%	0,0%	0,0%	0,2%	7,6%	0,0%	0,0%	0,0%	2,2%	0,0%		19	
	Abond. Moy.	484	12	0	135	0	0	0	11	17	0	0	4	6	1	174	0	38	146	1	58	2	135	0	0	0	0	3	1	118	0	0	3	114	0	0	0	33	0	1813		

### 13.3 Annexe 5

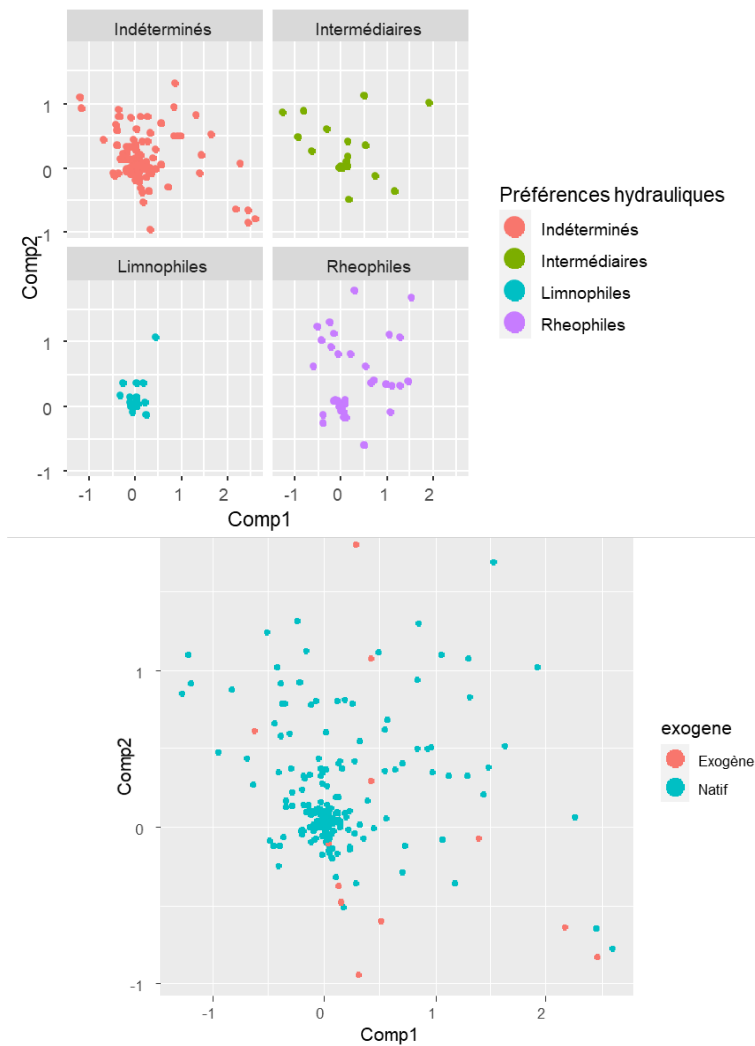
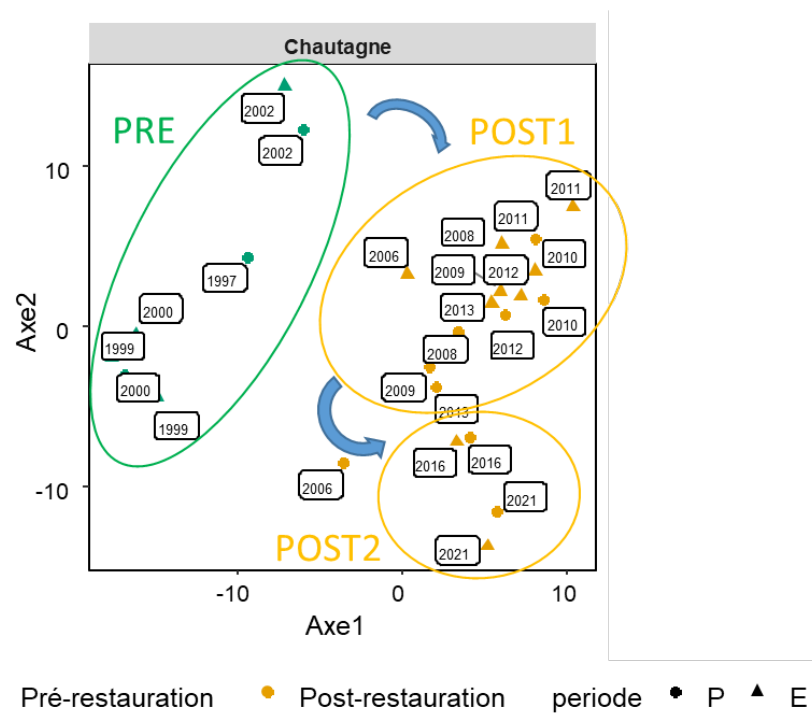
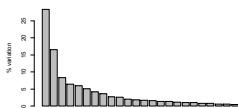
Annexe 5. 1 - Assignation des taxons collectés dans les chenaux court-circuités du Rhône a une catégorie de guildes de rhéophilie (Forcellini *et al*, 2022).

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	Code	Taxa	Guildes		
Annelida	Hirudinea	Arhynchobdellida	Erpobdellidae	Erpobdella	EOCT_i	Erpobdella octocolata_i	Intermédiaires		
					ERSP_i	Erpobdella spp._i	Intermédiaires		
			Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	Glossiphonia	GCOM_i	Glossiphonia complanata_i	Limnophiles	
						GLOSS_i	Glossiphonia spp._i	Limnophiles	
						HSTA_i	Helobdella stagnalis_i	Limnophiles	
		Polycheata	Ampharedidae	Hypania	HINV_i	Hypania invalida_i	Intermédiaires		
		Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Corophiidae	Chelicorophium	CCSP_i	Chelicorophium curvispinum- sowinskyi_i	<b>Rhéophiles</b>
							CCUR_i	Chelicorophium curvispinum_i	<b>Rhéophiles</b>
							CHEL_i	Chelicorophium spp._i	<b>Rhéophiles</b>
Gammaridae	Gammarus				GPUL_i	Gammarus pulex_i	Intermédiaires		
Decapoda	Atyidae				Atyaephyra	ADES_i	Atyaephyra desmarestii_i	<b>Rhéophiles</b>	
Isopoda	Janiridae				Jaera	JIST_i	Jaera istri_i	<b>Rhéophiles</b>	
Mysida	Mysidae					MYSI_i	Mysidae_i	Intermédiaires	
Insecta	Coleoptera			Dytiscidae	Platambus	Limnomysis	LIBE_i	Limnomysis benedeni_i	Limnophiles
				Elmidae	Elmis		ELSP_a	Elmis spp._a	<b>Rhéophiles</b>
							ELSP_l	Elmis spp._l	<b>Rhéophiles</b>
				Halipidae	Halipius		HASP_l	Halipius spp._l	Limnophiles
Hydraenidae	Hydraena		HYDRA_a	Hydraena sp._a	<b>Rhéophiles</b>				
Diptera	Athericidae	Atherix	ATHE_l	Atherix sp._l	<b>Rhéophiles</b>				
Atrichops	Atrichops	crassipes_l	ACRA_l	Atrichops crassipes_l	Limnophiles				
Chironomidae	Chironominae_l		CHSP_l	Chironominae_l	Limnophiles				
			ORTH_l	Orthoclaadiinae_l	<b>Rhéophiles</b>				
			TASP_l	Tanytarsini_l	Intermédiaires				
Limoniidae	Eriopterini_l		ERIO_l	Eriopterini_l	Limnophiles				
Hexatoma	Hexatoma_l		HEXA_l	Hexatoma_l	Intermédiaires				
Psychodidae	Psychodidae_l		PSSP_l	Psychodidae_l	<b>Rhéophiles</b>				
Simuliidae	Simuliidae_l		SIMU_l	Simuliidae_l	<b>Rhéophiles</b>				
			SIMU_n	Simuliidae_n	<b>Rhéophiles</b>				
Tabanidae	Tabanidae_l		TABA_l	Tabanidae_l	Limnophiles				
Tipulidae	Tipula	Tipula	TIPA_l	Tipula sp._l	Intermédiaires				
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis	BAET_l	Baetidae_l	Limnophiles				
			BFUS_l	Baetis fuscatus_l	<b>Rhéophiles</b>				
			BLUT_l	Baetis lutheri_l	<b>Rhéophiles</b>				
			BRHO_l	Baetis rhodani_l	<b>Rhéophiles</b>				
			BASP_l	Baetis spp._l	<b>Rhéophiles</b>				

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	Code	Taxa	Guides
					BVAR_I	Baetis vardarensis_I	Rhéophiles
				Centroptilum	CLUT_I	Centroptilum luteolum_I	Limnophiles
				Procloeon	PBIF_I	Procloeon bifidum_I	Limnophiles
					PROC_I	Procloeon sp._I	Limnophiles
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	Caenis	CALM_I	Caenis luctuosa-macrura_I	Intermédiaires
					CLUC_I	Caenis luctuosa_I	Intermédiaires
					CMAC_I	Caenis macrura_I	Intermédiaires
					CASP_I	Caenis spp._I	Intermédiaires
			Heptageniidae	Ecdyonurus	EVENO_I	Ecdyonurus venosus_I	Intermédiaires
				Epeorus	EPSP_I	Epeorus sp._I	Rhéophiles
				Heptagenia	HESP_I	Heptagenia spp._I	Rhéophiles
					HSUL_I	Heptagenia sulphurea_I	Rhéophiles
				Rhithrogena	RSEM_I	Rhithrogena semicolorata_I	Rhéophiles
					RHPS_I	Rhithrogena spp._I	Rhéophiles
			Leptophlebiidae	Habrophlebia	HLAU_I	Habrophlebia lauta_I	Intermédiaires
					HAPS_I	Habrophlebia spp._I	Intermédiaires
		Heteroptera	Corixidae	Micronecta	MISP_i	Micronecta spp._i	Limnophiles
		Megaloptera	Sialidae	Sialis	SISP_I	Sialis spp._I	Limnophiles
		Odonata	Calopterygidae	Calopteryx	CALO_I	Calopteryx spp._I	Limnophiles
			Gomphidae	Onychogomphus	ONSP_I	Onychogomphus sp._I	Limnophiles
		Plecoptera	Chloroperlidae	Siphonoperla	STOR_I	Siphonoperla torrentium_I	Rhéophiles
			Leuctridae	Leuctra	EGEN_I	Leuctra geniculata_I	Limnophiles
					LESP_I	Leuctra spp._I	Rhéophiles
			Nemouridae	Protonemura	PRSP_I	Protonemura spp._I	Rhéophiles
			Perlidae	Dinocras	DCEP_I	Dinocras cephalotes_I	Rhéophiles
					DISP_I	Dinocras sp._I	Rhéophiles
			Perlodidae	Isoperla	ISSP_I	Isoperla sp._I	Rhéophiles
			Taeniopterygidae	Brachyptera	BRSP_I	Brachyptera sp._I	Rhéophiles
		Trichoptera	Glossosomatidae		AGAP_I	Agapetus spp._I	Rhéophiles
				Agapetus	AGAP_I	Agapetus spp._I	Rhéophiles
				Glossosoma	GBOL_I	Glossosoma boltoni_I	Rhéophiles
					GLSP_I	Glossosoma spp._I	Rhéophiles
			Hydropsychidae	Cheumatopsyche	CLEP_I	Cheumatopsyche lepida_I	Rhéophiles
				Hydropsyche	HANG_I	Hydropsyche angustipennis_I	Rhéophiles
					HCON_I	Hydropsyche contubernalis_I	Rhéophiles
					HEXO_I	Hydropsyche exocellata_I	Rhéophiles
					HINC_I	Hydropsyche incognita_I	Rhéophiles
					HINS_I	Hydropsyche instabilis_I	Rhéophiles
					HSIL_I	Hydropsyche siltalai_I	Rhéophiles
					HYSP_I	Hydropsyche spp._I	Rhéophiles
			Leptoceridae	Mystacides	MAZU_I	Mystacides azurea_I	Limnophiles
					MYSP_I	Mystacides spp._I	Limnophiles
				Oecetis	OESP_I	Oecetis spp._I	Intermédiaires
			Philopotamidae	Chimarra	CMAR_I	Chimarra marginata_I	Rhéophiles
			Polycentropodidae	Polycentropus	PFLA_I	Polycentropus flavomaculatus_I	Intermédiaires
					POSP_I	Polycentropus spp._I	Intermédiaires
			Psychomyiidae	Psychomyia	PPUS_I	Psychomyia pusilla_I	Rhéophiles

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	Code	Taxa	Guides
				Tinodes	TDIV_i	Tinodes dives_i	Rhéophiles
			Rhyacophilidae	Rhyacophila	RHSP_i	Rhyacophila s. stricto spp._i	Rhéophiles
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Dreissenidae	Dreissena	DPOL_i	Dreissena polymorpha_i	Rhéophiles
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae		SPHA_i	Sphaeriidae_i	Limnophiles
	Gastropoda	Pulmonata	Lymnaeidae	Radix	RASP_i	Radix spp._i	Intermédiaires
			Physidae	Physella	PACU_i	Physella acuta_i	Limnophiles
			Planorbidae	Gyraulus	GALB_i	Gyraulus albus_i	Intermédiaires
					GYSP_i	Gyraulus spp._i	Intermédiaires
Plathelminthes	Turbellaria	Tricladida	DugesIIDae	Dugesia	DUSP_i	Dugesia spp._i	Intermédiaires
					DTIG_i	Dugesia tigrina_i	Rhéophiles

**Annexe 5.2** - Analyse en composantes principales des densités annuelles exprimées en log +1 pour le secteur de Chautagne. Les années pré-restauration sont symbolisées en vert ; les années post-restauration sont symbolisées en orange. Les ronds symbolisent les campagnes de printemps ; et les triangles symbolisent les campagnes d'été.



### **13.3 Annexe 8**

#### **Annexe 8.1**

Évolution de trois variables permettant de caractériser les assemblages de poissons échantillonnés dans les lônes du Haut-Rhône après restauration : effectifs pêchés, abondance relative des espèces phytophiles et litho-phytophiles (espèces utilisant exclusivement ou non un substrat végétal comme support de ponte) et la proportion de juvéniles de l'année (0<sup>+</sup>) dans les échantillons pour chaque lône.

Lônes		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Moyenne	
Lône du Brotalct	Effect. total	500	160	210	262	121	125	82	64	140	55	123	1334	90	86	345	121	199	34	259	227	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	7,0%	26,0%	17,0%	12,2%	30,6%	40,2%	40,2%	0,0%	35,0%	27,0%	9,8%	58,9%	13,3%	64,0%	11,0%	12,4%	4,5%	41,2%	32,4%	25,4%	
	% 0+	66,0%	56,0%	80,0%	90,0%	79,0%	98,0%	67,1%	100,0%	50,0%	76,0%	97,6%	89,2%	93,3%	87,2%	89,0%	93,4%	88,4%	70,6%	91,5%	82,2%	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	0,0%	2,8%	8,0%	0,8%	9,6%	1,5%	1,5%	20,0%	2,0%	1,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,7%
Lône de la Malourdie	Effect. total	58	72	401	122	135	48	66	50	305	277	-	-	-	-	-	-	-	-	-	153	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	0,0%	2,8%	8,0%	0,8%	9,6%	1,5%	1,5%	20,0%	2,0%	1,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,7%
	% 0+	86,0%	69,0%	76,0%	71,0%	60,0%	83,0%	78,8%	36,0%	53,0%	67,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68,0%
	%age Lith.Phyt. & Phyto	0,0%	2,8%	8,0%	0,8%	9,6%	1,5%	1,5%	20,0%	2,0%	1,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,7%
Lône des Luisettes	Effect. total	-	58	156	68	41	19	8	33	176	105	28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	69
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	53,0%	38,0%	50,0%	14,6%	12,5%	12,5%	6,0%	16,0%	7,0%	3,6%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21,3%
	% 0+	-	67,0%	47,0%	28,0%	78,0%	68,0%	62,5%	48,0%	55,0%	55,0%	39,3%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	54,8%
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	53,0%	38,0%	50,0%	14,6%	12,5%	12,5%	6,0%	16,0%	7,0%	3,6%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21,3%
Lône Moiroud	Effect. total	-	10	195	32	60	6	13	62	114	38	61	127	136	117	387	63	55	7	5	83	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	50,0%	34,0%	25,0%	1,7%	38,5%	38,5%	0,0%	4,0%	3,0%	13,1%	32,3%	8,1%	4,3%	54,5%	39,7%	16,4%	100,0%	100,0%	31,3%	
	% 0+	-	30,0%	58,0%	44,0%	72,0%	83,0%	0,0%	73,0%	47,0%	45,0%	72,1%	11,0%	19,9%	69,2%	12,4%	27,0%	81,8%	0,0%	60,0%	44,7%	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	50,0%	34,0%	25,0%	1,7%	38,5%	38,5%	0,0%	4,0%	3,0%	13,1%	32,3%	8,1%	4,3%	54,5%	39,7%	16,4%	100,0%	100,0%	31,3%	
Lône Bêard	Effect. total	-	178	13	4	12	8	1	1	26	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	7,0%	31,0%	50,0%	0,0%	100,0%	100,0%	100,0%	85,0%	60,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	59,2%
	% 0+	-	38,0%	8,0%	0,0%	25,0%	50,0%	100,0%	0,0%	23,0%	10,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28,2%
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	7,0%	31,0%	50,0%	0,0%	100,0%	100,0%	100,0%	85,0%	60,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	59,2%
Lône Fournier	Effect. total	-	142	69	89	69	58	16	17	674	509	-	-	-	-	-	-	-	-	-	183	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	5,0%	4,0%	20,0%	8,7%	25,0%	25,0%	0,0%	50,0%	1,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15,4%
	% 0+	-	88,0%	94,0%	57,0%	83,0%	69,0%	25,0%	18,0%	79,0%	79,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	65,8%
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	5,0%	4,0%	20,0%	8,7%	25,0%	25,0%	0,0%	50,0%	1,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15,4%
Anse de Yenne	Effect. total	-	276	176	89	228	27	18	42	261	215	94	428	94	155	184	33	21	8	90	136	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	9,0%	20,0%	2,2%	1,3%	0,0%	0,0%	0,0%	16,0%	19,0%	34,0%	16,4%	10,6%	14,8%	6,5%	18,2%	4,8%	62,5%	6,7%	13,4%	
	% 0+	-	92,0%	93,0%	24,0%	41,0%	70,0%	61,1%	59,0%	59,0%	48,0%	81,9%	49,5%	51,1%	70,6%	47,8%	54,5%	85,7%	0,0%	87,8%	59,8%	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	9,0%	20,0%	2,2%	1,3%	0,0%	0,0%	0,0%	16,0%	19,0%	34,0%	16,4%	10,6%	14,8%	6,5%	18,2%	4,8%	62,5%	6,7%	13,4%	
Lône de Chantemerle	Effect. total	-	-	192	56	25	22	135	3	330	281	-	-	-	-	-	-	-	-	-	131	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	15,0%	25,0%	80,0%	96,3%	96,3%	33,0%	49,0%	20,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	51,8%
	% 0+	-	-	86,0%	30,0%	96,0%	82,0%	94,1%	0,0%	75,0%	91,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	69,3%
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	15,0%	25,0%	80,0%	96,3%	96,3%	33,0%	49,0%	20,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	51,8%
Lône des granges	Effect. total	-	-	68	220	5	16	44	41	104	197	-	-	-	-	-	-	-	-	-	87	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	45,0%	20,0%	20,0%	11,4%	11,4%	37,0%	67,0%	33,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30,6%
	% 0+	-	-	76,0%	49,0%	60,0%	31,0%	40,9%	29,0%	62,0%	49,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	49,6%
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	45,0%	20,0%	20,0%	11,4%	11,4%	37,0%	67,0%	33,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30,6%
Lône Vachon	Effect. total	-	-	201	51	6	73	67	185	67	302	127	273	62	62	59	159	18	78	104	111	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	19,0%	12,0%	0,0%	16,4%	16,4%	16,0%	39,0%	18,0%	4,7%	17,2%	4,8%	4,8%	13,6%	4,4%	11,1%	2,6%	2,9%	11,9%	
	% 0+	-	-	79,0%	27,0%	0,0%	53,0%	35,8%	17,0%	22,0%	51,0%	31,5%	50,2%	29,0%	26,9%	57,6%	7,5%	55,6%	3,8%	64,4%	36,0%	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	19,0%	12,0%	0,0%	16,4%	16,4%	16,0%	39,0%	18,0%	4,7%	17,2%	4,8%	4,8%	13,6%	4,4%	11,1%	2,6%	2,9%	11,9%	
Lône des cerisiers	Effect. total	-	-	425	248	22	180	68	385	287	296	199	198	63	179	96	128	94	51	61	175	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	5,0%	21,0%	13,6%	5,9%	5,9%	34,0%	8,0%	4,0%	2,5%	0,5%	6,3%	33,0%	31,3%	12,5%	1,1%	60,8%	6,6%	14,8%	
	% 0+	-	-	49,0%	56,0%	50,0%	57,0%	17,6%	37,0%	45,0%	38,0%	52,3%	72,2%	19,0%	33,5%	16,7%	19,5%	42,6%	43,1%	32,8%	40,1%	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	5,0%	21,0%	13,6%	5,9%	5,9%	34,0%	8,0%	4,0%	2,5%	0,5%	6,3%	33,0%	31,3%	12,5%	1,1%	60,8%	6,6%	14,8%	
Lône Mattant	Effect. total	-	-	76	145	31	143	53	683	258	243	284	202	125	138	305	143	49	16	42	173	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	16,0%	3,0%	3,2%	13,2%	13,2%	8,0%	43,0%	2,0%	10,9%	8,4%	11,2%	3,6%	3,9%	4,9%	20,4%	12,5%	4,8%	10,7%	
	% 0+	-	-	48,0%	28,0%	35,0%	20,0%	15,1%	48,0%	12,0%	67,0%	32,4%	56,4%	27,2%	42,0%	9,5%	2,1%	53,1%	31,3%	42,9%	33,5%	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	16,0%	3,0%	3,2%	13,2%	13,2%	8,0%	43,0%	2,0%	10,9%	8,4%	11,2%	3,6%	3,9%	4,9%	20,4%	12,5%	4,8%	10,7%	
Lône des Molottes	Effect. total	-	-	68	513	411	246	180	35	1016	1772	748	1875	1292	584	708	293	2220	20	345	725	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	54,0%	43,0%	11,2%	16,7%	16,7%	71,0%	45,0%	46,0%	14,6%	17,4%	8,8%	51,2%	35,3%	69,6%	16,0%	25,0%	59,1%	35,3%	
	% 0+	-	-	90,0%	88,0%	96,0%	66,0%	97,2%	49,0%	81,0%	89,0%	93,9%	91,6%	50,7%	87,2%	79,7%	68,3%	84,2%	45,0%	91,6%	79,3%	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	54,0%	43,0%	11,2%	16,7%	16,7%	71,0%	45,0%	46,0%	14,6%	17,4%	8,8%	51,2%	35,3%	69,6%	16,0%	25,0%	59,1%	35,3%	
Lône du Ponton	Effect. total	-	-	201	421	632	300	222	14	676	355	363	372	272	208	82	96	249	5	292	280	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	61,0%	24,0%	63,9%	42,3%	42,3%	93,0%	43,0%	49,0%	65,8%	20,4%	38,6%	40,9%	39,0%	87,5%	36,9%	40,0%	78,1%	50,9%	
	% 0+	-	-	86,0%	71,0%	99,0%	90,0%	96,8%	71,0%	96,0%	74,0%	94,8%	80,4%	73,4%	57,0%	70,0%	79,2%	73,5%	60,0%	81,8%	79,6%	
	%age Lith.Phyt. & Phyto	-	-	61,0%	24,0%	63,9%	42,3%	42,3%	93,0%	43,0%	49,0%	65,8%	20,4%	38,6%	40,9%	39,0%	87,5%	36,9%	40,0%	78,1%	50,9%	





Secteur	lône	annee	ABL	ANG	BAF	BBG	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CCO	CAG	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	LOT	LPP	MIS	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces			
Brégner	Cerisiers	2006	1	0	14	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	37	16	1	83	0	0	55	0	0	0	0	1	7	0	0	0	0	0	0	5	2	4	32	270	14			
Brégner	Cerisiers	2007	0	0	3	0	0	0	6	1	0	1	0	0	0	34	26	37	19	0	0	67	0	0	0	0	0	2	5	0	0	2	0	0	0	7	0	2	36	248	15		
Brégner	Cerisiers	2008	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	8	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	22	9			
Brégner	Cerisiers	2009	0	0	11	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	20	40	0	67	0	0	6	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	2	0	18	7	180	11			
Brégner	Cerisiers	2010	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	14	0	3	0	0	31	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	5	4	68	8				
Brégner	Cerisiers	2011	28	0	2	0	0	0	12	4	6	0	0	0	0	36	8	79	15	0	63	12	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	1	52	62	385	16					
Brégner	Cerisiers	2012	0	0	17	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	43	50	0	24	0	3	73	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	23	2	25	24	287	13					
Brégner	Cerisiers	2013	0	0	19	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	54	45	6	6	0	0	35	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	1	63	60	296	13				
Brégner	Cerisiers	2014	1	0	16	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	13	46	1	24	0	0	72	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	14	9	199	11					
Brégner	Cerisiers	2015	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	31	35	0	50	0	0	59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	13	2	198	10					
Brégner	Cerisiers	2016	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	1	0	9	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Brégner	Cerisiers	2017	12	0	3	0	0	0	2	18	0	0	0	0	0	21	30	22	10	0	17	14	0	0	0	1	0	3	0	0	1	1	0	0	2	0	3	19	179	17			
Brégner	Cerisiers	2018	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	45	1	19	7	0	0	7	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	4	0	1	5	96	11					
Brégner	Cerisiers	2019	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	44	3	3	0	4	2	0	0	0	1	6	1	0	0	0	3	0	7	0	1	1	128	14				
Brégner	Cerisiers	2020	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	10	0	7	0	7	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	2	3	94	10				
Brégner	Cerisiers	2021	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	10	11	6	0	0	6	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	9	0	1	0	51	9					
Brégner	Cerisiers	2022	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	5	0	6	0	0	6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	3	0	0	4	61	8				
		Total	44	0	106	0	1	0	21	36	5	9	2	0	3	502	382	179	344	0	95	471	0	0	0	2	2	43	12	3	1	5	6	1	65	7	208	270	<b>2825</b>	12			
		Abond. Rel.	1,6%	0,0%	3,8%	0,0%	0,0%	0,7%	1,3%	0,2%	0,3%	0,1%	0,0%	0,1%	0,1%	17,8%	13,5%	6,3%	12,2%	0,0%	3,4%	16,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,1%	1,5%	0,4%	0,1%	0,0%	0,2%	0,2%	0,0%	2,3%	0,2%	7,4%	9,6%					
		Abond. Moy.	3	0	6	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	30	22	11	20	0	6	28	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	4	0	12	16	166	8				

Secteur	lône	annee	ABL	ANG	BAF	BBG	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CCO	CAG	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	LOT	LPP	MIS	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces
Brégner	Mattant	2006	9	0	69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	0	18	15	1	8	8	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	1	2	14	183	14	
Brégner	Mattant	2007	0	0	13	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	71	2	1	11	0	10	14	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	5	0	13	145	14
Brégner	Mattant	2008	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	31	7	
Brégner	Mattant	2009	4	2	17	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	31	0	5	23	1	4	24	0	1	0	0	0	4	0	0	0	2	0	12	0	0	4	7	143	17
Brégner	Mattant	2010	3	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	7	0	0	7	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	2	1	0	0	1	53	10	
Brégner	Mattant	2011	25	0	63	0	0	0	1	2	0	1	0	0	22	203	0	29	211	0	6	6	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	83	0	4	15	11	683	16	
Brégner	Mattant	2012	26	1	22	0	4	0	0	2	8	1	0	0	9	23	0	70	17	0	11	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	28	2	1	14	13	258	21
Brégner	Mattant	2013	1	0	72	0	0	6	0	0	0	0	0	0	3	48	0	31	0	0	12	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	2	57	0	0	3	2	243	13
Brégner	Mattant	2014	24	0	15	0	3	23	0	0	0	0	0	0	13	32	0	2	124	2	10	10	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	6	0	2	4	11	284	16	
Brégner	Mattant	2015	13	0	47	0	4	1	1	0	0	0	0	0	8	39	0	4	32	0	14	9	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	17	0	0	10	0	202	15	
Brégner	Mattant	2016	10	0	24	0	4	2	0	0	0	0	0	0	7	24	0	2	22	2	1	23	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	125	15	
Brégner	Mattant	2017	1	0	40	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	22	0	0	51	0	2	6	0	0	0	0	4	0	0	0	0	3	5	0	0	0	0	138	11	
Brégner	Mattant	2018	10	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	223	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	305	7
Brégner	Mattant	2019	3	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	92	0	3	31	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	143	9	
Brégner	Mattant	2020	10	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	0	0	0	0	49	6	
Brégner	Mattant	2021	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	16	6	
Brégner	Mattant	2022	2	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	42	7		
		Total	141	3	453	0	16	32	5	5	8	3	0	0	65	726	2	135	809	6	68	134	0	9	0	0	1	28	4	0	3	20	221	4	16	53	73	<b>3043</b>	12	
		Abond. Rel.	4,6%	0,1%	14,9%	0,0%	0,5%	1,1%	0,2%	0,2%	0,3%	0,1%	0,0%	0,0%	2,1%	23,9%	0,1%	4,4%	26,6%	0,2%	2,2%	4,4%	0,0%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	0,9%	0,1%	0,0%	0,0%	0,1%	0,7%	7,3%	0,1%	0,5%	1,7%	2,4%		
		Abond. Moy.	8	0	27	0	1	2	0	0	0	0	0	0	4	43	0	8	48	0	4	8	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	13	0	1	3	4	179	8

### Annexe 8.2.2 - Tableau récapitulatif des effectifs échantillonnés chaque année dans les 3 îlots de type « parapotamon » : Brotalet, Moiroud, Molottes

et Ponton depuis leur restauration (2004/2006-2022).

Secteur	îlot	annee	ABL	ANG	BAF	BBG	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CCO	CAG	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	LOT	LPP	MIS	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces	
Chautagne	Brotalet	2004	3	0	2	0	0	0	15	0	1	2	0	0	0	262	0	3	167	0	0	6	0	0	0	0	0	8	2	0	0	0	23	0	6	0	500	13			
Chautagne	Brotalet	2005	3	0	0	0	0	0	29	2	0	0	0	0	0	59	2	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	35	0	12	0	160	9			
Chautagne	Brotalet	2006	0	0	0	0	0	0	16	0	7	1	0	0	0	31	0	14	114	0	0	0	0	0	0	0	0	4	5	7	0	0	0	2	0	5	4	210	12		
Chautagne	Brotalet	2007	1	0	0	0	0	0	106	0	1	3	0	0	0	79	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	14	2	0	0	11	0	25	0	262	11		
Chautagne	Brotalet	2008	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	69	1	1	3	0	0	4	0	0	0	0	0	2	6	5	0	0	0	23	0	3	0	121	12		
Chautagne	Brotalet	2009	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	36	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	32	0	52	0	125	7		
Chautagne	Brotalet	2010	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	28	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0	26	0	12	0	82	9		
Chautagne	Brotalet	2012	1	0	0	0	0	0	1	3	1	0	0	0	0	38	0	34	50	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	1	0	0	3	140	10		
Chautagne	Brotalet	2013	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	16	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	1	3	17	0	0	0	0	9	0	0	0	55	7		
Chautagne	Brotalet	2014	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	82	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	8	0	19	0	123	7		
Chautagne	Brotalet	2015	6	0	16	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	335	1	729	152	0	0	0	0	0	0	0	0	46	5	2	0	0	0	2	0	8	30	1334	13		
Chautagne	Brotalet	2016	0	0	1	0	0	0	1	5	1	0	0	0	0	20	0	3	54	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	2	0	90	11
Chautagne	Brotalet	2017	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	14	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	1	27	0	0	0	0	50	0	6	0	86	8		
Chautagne	Brotalet	2018	1	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	241	0	3	33	0	0	0	0	0	0	0	1	27	0	0	0	0	0	13	0	3	0	345	10		
Chautagne	Brotalet	2019	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	0	0	0	50	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	8	0	37	0	121	7		
Chautagne	Brotalet	2020	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	164	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	5	19	0	0	0	0	0	0	4	0	199	7			
Chautagne	Brotalet	2021	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	8	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	2	4	1	0	0	0	7	0	2	0	34	8			
Chautagne	Brotalet	2022	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	117	1	2	38	0	0	1	0	0	0	0	1	18	22	1	0	0	39	0	0	0	259	11			
Total			38	0	22	0	1	0	170	7	38	33	2	0	0	1711	8	790	678	0	0	11	0	0	0	0	69	124	76	10	0	0	289	0	196	37	<b>4310</b>	9			
Abond. Rel.			0,9%	0,0%	0,5%	0,0%	0,0%	3,9%	0,2%	0,9%	0,8%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	39,7%	0,2%	18,3%	15,7%	0,0%	0,0%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	1,6%	2,9%	1,8%	0,2%	0,0%	0,0%	6,7%	0,0%	4,5%	0,9%				
Abond. Moy.			2	0	1	0	0	9	0	2	2	0	0	0	0	90	0	42	36	0	0	1	0	0	0	0	0	4	7	4	1	0	0	15	0	10	2	227			

Secteur	îlot	annee	ABL	ANG	BAF	BBG	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CCO	CAG	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	LOT	LPP	MIS	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces
Belley	Moiroud	2005	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	4	0	0	0	10	5	
Belley	Moiroud	2007	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3	16	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	32	10	
Belley	Moiroud	2008	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	6	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	60	13	
Belley	Moiroud	2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3
Belley	Moiroud	2010	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	13	7	
Belley	Moiroud	2011	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62	6
Belley	Moiroud	2012	0	0	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0	0	6	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	7	0	114	12	
Belley	Moiroud	2013	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	6	15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	1
Belley	Moiroud	2014	0	0	0	0	0	0	11	0	0	1	0	0	0	4	35	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	6	0	0	0	1	0	0	0	61	10	
Belley	Moiroud	2015	0	0	0	0	0	0	40	1	0	0	0	0	0	34	7	6	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	16	0	0	13	0	2	3	127	3		
Belley	Moiroud	2016	0	0	0	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	18	54	3	0	0	2	0	0	0	2	2	1	2	4	0	0	0	2	0	0	7	136	12		
Belley	Moiroud	2017	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	2	55	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	3	0	0	0	117	9	
Belley	Moiroud	2018	0	0	0	0	0	0	102	1	0	1	0	0	0	44	11	49	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	48	90	0	0	22	0	1	12	387	9		
Belley	Moiroud	2019	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	7	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	2	0	0	5	0	0	1	63	14		
Belley	Moiroud	2020	0	0	0	0	0	0	27	0	0	2	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	3	0	0	0	55	5	
Belley	Moiroud	2021	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	7	6		
Belley	Moiroud	2022	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	5	3	
Total			1	0	0	0	0	0	416	12	0	8	0	0	0	162	415	85	3	0	2	3	0	0	0	5	18	9	70	150	0	0	73	0	23	33	<b>1488</b>	7		
Abond. Rel.			0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	28,0%	0,8%	0,0%	0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	10,9%	27,9%	5,7%	0,2%	0,0%	0,1%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,3%	1,2%	0,6%	4,7%	10,1%	0,0%	0,0%	0,0%	4,9%	0,0%	1,5%	2,2%			
Abond. Moy.			0	0	0	0	0	23	1	0	0	0	0	0	0	9	23	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4	8	0	0	4	0	1	2	83			

Secteur	lône	annee	ABL	ANG	BAF	BBG	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CCO	CAG	CHA	CHÉ	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	LOT	LPP	MIS	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces
Brégnier	Molottes	2006	109	0	1	0	0	0	46	112	3	0	0	0	0	64	0	0	96	0	0	1	0	0	0	0	2	0	12	34	2	0	0	0	6	0	1	0	489	14
Brégnier	Molottes	2007	6	0	1	0	0	0	161	39	46	4	1	0	0	72	14	24	38	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7	59	6	0	0	0	28	0	0	0	513	16
Brégnier	Molottes	2008	12	0	0	0	0	0	109	13	6	1	0	0	0	208	3	0	27	0	0	1	0	0	0	0	0	3	4	7	2	0	0	0	2	0	13	0	411	15
Brégnier	Molottes	2009	12	0	0	0	0	0	110	0	12	6	0	0	0	20	2	3	2	0	0	0	0	0	0	0	5	13	25	11	4	0	0	0	15	0	5	1	246	16
Brégnier	Molottes	2010	0	0	0	0	0	0	110	8	4	2	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	7	6	0	0	0	3	0	6	0	180	10
Brégnier	Molottes	2011	0	0	0	0	0	0	2	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	3	1	3	0	0	0	14	0	0	0	35	7
Brégnier	Molottes	2012	39	0	0	0	0	0	211	204	72	5	0	0	0	177	0	84	49	0	0	0	0	0	0	0	80	14	43	14	11	1	0	0	10	0	1	1	1016	17
Brégnier	Molottes	2013	518	0	0	0	0	0	157	160	63	2	1	0	0	513	0	34	191	0	0	0	0	0	0	5	4	27	77	3	0	1	0	4	0	12	0	1772	17	
Brégnier	Molottes	2014	7	0	0	0	0	0	116	60	6	5	0	0	0	21	21	0	0	0	0	0	0	0	18	0	1	458	8	0	0	0	23	0	4	0	748	13		
Brégnier	Molottes	2015	13	0	0	0	0	0	324	161	141	2	0	0	0	137	0	75	0	0	0	0	0	0	214	1	47	752	3	0	0	0	5	0	0	0	1875	13		
Brégnier	Molottes	2016	22	0	0	0	0	0	532	12	24	2	0	0	0	181	0	4	32	0	0	0	0	0	45	5	97	291	10	0	0	0	35	0	0	0	1292	14		
Brégnier	Molottes	2017	8	0	0	0	0	0	103	100	106	1	0	0	0	22	6	0	4	0	0	0	0	0	15	0	14	121	45	0	0	0	39	0	0	0	584	13		
Brégnier	Molottes	2018	29	0	0	0	0	0	157	0	5	7	0	0	0	111	0	0	1	0	0	0	0	0	30	2	159	175	5	0	0	0	27	0	0	0	708	12		
Brégnier	Molottes	2019	0	0	0	0	0	0	6	0	0	3	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	39	4	36	60	79	0	0	0	58	0	0	0	293	10		
Brégnier	Molottes	2020	105	0	0	0	0	0	669	144	33	2	0	0	0	276	1	0	83	0	16	1	0	0	0	15	0	144	658	5	0	0	0	66	0	2	0	2220	16	
Brégnier	Molottes	2021	48	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	1	0	0	0	1	0	0	0	20	6		
Brégnier	Molottes	2022	118	0	0	0	0	0	93	0	0	1	0	0	0	30	3	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	12	83	0	0	0	2	0	0	0	345	10		
Total			998	0	2	1	0	0	2909	1013	521	50	2	0	0	1873	50	149	600	0	16	4	0	0	0	473	53	643	2811	193	1	1	0	338	0	44	2	12747	13	
Abond. Rel.			7,8%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	22,8%	7,9%	4,1%	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	14,7%	0,4%	1,2%	4,7%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	3,7%	0,4%	5,0%	22,1%	1,5%	0,0%	0,0%	0,0%	2,7%	0,0%	0,3%	0,0%			
Abond. Moy.			59	0	0	0	0	0	171	60	31	3	0	0	0	110	3	9	35	0	1	0	0	0	0	28	3	38	165	11	0	0	0	20	0	3	0	750		

Secteur	lône	annee	ABL	ANG	BAF	BBG	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CCO	CAG	CHA	CHÉ	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	LOT	LPP	MIS	OBR	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	TRF	VAI	VAN	Total	Nb espèces	
Brégnier	Ponton	2006	133	0	0	0	0	0	20	2	0	0	0	0	0	28	0	0	29	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	220	7	
Brégnier	Ponton	2007	0	0	2	0	0	0	119	2	1	0	0	0	0	91	0	76	92	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7	5	0	0	0	0	11	0	0	11	0	421	12
Brégnier	Ponton	2008	239	0	3	0	0	0	60	45	66	1	0	0	0	134	0	35	29	0	0	0	0	0	0	0	1	0	7	10	0	0	0	0	0	2	0	632	13		
Brégnier	Ponton	2009	159	0	0	0	0	0	19	8	47	0	0	0	0	9	2	15	7	0	0	0	0	0	0	0	3	3	3	16	0	0	0	8	0	0	1	300	14		
Brégnier	Ponton	2010	0	0	0	0	0	0	77	26	2	0	0	0	0	34	0	24	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	24	5	0	0	13	0	2	0	222	11		
Brégnier	Ponton	2011	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	8	0	0	0	14	5		
Brégnier	Ponton	2012	145	0	19	0	0	0	209	95	18	1	0	0	0	136	0	5	16	0	0	0	0	0	0	0	1	2	6	18	0	0	0	2	0	3	0	676	15		
Brégnier	Ponton	2013	65	0	3	0	0	0	73	102	12	3	0	0	0	65	0	9	82	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	24	0	0	0	3	0	2	1	451	15		
Brégnier	Ponton	2014	187	0	0	0	0	0	19	16	0	0	0	0	0	42	2	32	48	0	0	0	0	0	0	1	2	3	3	0	0	0	2	0	0	6	0	363	13		
Brégnier	Ponton	2015	39	0	0	0	0	0	161	0	0	1	0	0	0	36	4	7	10	0	0	0	0	0	0	0	0	2	66	1	0	0	0	28	0	17	0	372	12		
Brégnier	Ponton	2016	0	0	2	0	0	0	27	17	3	0	0	1	0	63	3	1	7	0	0	0	0	0	0	0	3	17	45	1	0	0	0	79	0	0	3	272	15		
Brégnier	Ponton	2017	48	0	0	0	0	0	84	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	32	12	0	0	0	20	0	0	0	207	9			
Brégnier	Ponton	2018	0	0	0	0	0	0	24	0	2	7	0	0	0	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	19	16	0	0	0	0	7	0	0	0	82	8			
Brégnier	Ponton	2019	0	0	0	1	0	0	5	0	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	49	1	0	0	0	28	0	0	0	97	9		
Brégnier	Ponton	2020	0	0	0	0	0	0	8	2	0	4	1	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	35	109	33	0	0	0	49	0	0	0	249	11		
Brégnier	Ponton	2021	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	5	3			
Brégnier	Ponton	2022	10	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	24	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	136	12	0	0	0	69	0	3	0	292	10	
Total			1025	0	29	1	0	0	940	316	151	26	1	1	0	673	12	204	330	0	0	0	0	0	3	0	2	19	118	507	136	0	0	0	329	0	36	16	4875	11	
Abond. Rel.			21,0%	0,0%	0,6%	0,0%	0,0%	0,0%	19,3%	6,5%	3,1%	0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	13,8%	0,2%	4,2%	6,8%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,4%	2,4%	10,4%	2,8%	0,0%	0,0%	0,0%	6,7%	0,0%	0,7%	0,3%			
Abond. Moy.			60	0	2	0	0	0	55	19	9	2	0	0	0	40	1	12	19	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	30	8	0	0	0	19	0	2	1	287		

### Annexe 8.3 - Tableau récapitulatif des effectifs échantillonnés dans les lônes du secteur de Péage-de-Roussillon.

Station	Années	ABL	ANG	BAF	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	IDE	LOF	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	VAI	VAN	Total	Nb esp.	%EC
Platière	2007	10	2	2	0	0	1	0	3	1	0	0	0	7	0	56	12	0	6	0	2	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	3	110	15	19,1%
Platière	2008	31	1	0	0	0	2	0	0	2	1	0	1	24	0	106	17	2	3	0	8	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	202	16	16,8%
Platière	2009	1	0	1	0	0	3	8	7	1	0	0	0	37	0	42	3	0	0	0	10	0	2	1	1	1	0	2	0	1	0	0	121	16	1,7%
Platière	2010	6	1	0	0	0	3	3	6	0	1	0	0	21	0	64	9	0	2	0	0	2	10	5	5	3	0	2	0	2	0	0	145	17	5,5%
Platière	2011	5	0	0	0	0	6	22	2	2	0	1	0	24	0	20	14	0	2	0	7	0	3	3	0	7	0	1	0	0	0	0	119	15	5,9%
Platière	2012	10	1	16	1	0	42	2	0	1	0	0	1	65	0	41	70	1	8	0	20	0	13	17	3	0	0	2	0	1	0	0	315	19	10,8%
Platière	2013	68	0	4	0	0	20	6	0	2	0	1	0	64	0	19	178	0	3	0	32	0	2	14	12	3	0	0	1	0	0	1	430	17	17,7%
Platière	2014	70	0	22	1	0	34	17	2	1	0	0	0	35	0	67	155	0	1	3	67	0	1	4	22	1	0	1	1	0	0	0	505	19	18,4%
Platière	2015	100	0	11	0	0	77	58	0	1	0	2	0	81	0	83	135	0	9	0	13	0	0	15	105	4	0	8	0	0	2	1	705	17	17,2%
Platière	2016	324	0	3	0	0	7	3	0	0	0	1	0	15	0	40	269	0	6	0	6	0	1	4	22	0	0	1	0	1	0	0	703	15	47,4%
Platière	2017	69	0	11	0	0	29	10	0	1	1	0	0	22	0	58	89	1	8	0	3	0	3	1	22	2	0	4	0	2	1	0	337	19	26,1%
Platière	2018	235	0	2	0	0	2	26	0	1	0	0	0	30	0	92	83	1	1	0	0	0	5	2	3	2	1	2	1	0	0	0	489	17	48,7%
Platière	2020	145	0	12	0	0	0	4	14	0	0	0	0	34	1	20	90	1	7	0	8	0	2	2	2	1	0	1	0	1	0	0	345	17	47,5%
Platière	2022	1	0	8	0	0	0	32	2	0	0	0	0	20	0	14	2	1	2	0	0	0	2	16	1	4	0	3	1	0	0	0	109	15	10,1%
	Ab. Totale	1075	5	92	2	0	226	191	36	13	3	5	2	479	1	722	1126	7	58	3	176	3	47	85	199	29	2	28	4	8	3	5	4635	30	26,5%
	Ab. Relative	23%	0%	2%	0%	0%	5%	4%	1%	0%	0%	0%	0%	10%	0%	16%	24%	0%	1%	0%	4%	0%	1%	2%	4%	1%	0%	1%	0%	0%	0%	0%			
	Ab. Moyenne	77	0	7	0	0	16	14	3	1	0	0	0	34	0	52	80	1	4	0	13	0	3	6	14	2	0	2	0	1	0	0	331		

Station	Années	ABL	ANG	BAF	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	IDE	LOF	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	VAI	VAN	Total	Nb esp.	
Noyer Nord	2007	3	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	86	5	0	30	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	132	8
Noyer Nord	2008	4	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	15	0	51	47	0	0	0	3	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	128	11	
Noyer Nord	2009	3	0	0	0	0	0	5	1	1	1	0	0	6	0	34	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	58	10	
Noyer Nord	2010	6	0	1	0	0	0	1	2	0	0	0	0	19	0	8	1	0	1	0	4	0	5	1	0	0	0	0	0	4	0	0	53	12	
Noyer Nord	2011	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	21	0	1	1	0	6	0	1	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	40	9	
Noyer Nord	2012	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	30	0	55	11	0	15	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	138	7	
Noyer Nord	2013	409	0	52	0	0	15	6	0	0	0	0	2	129	0	67	164	0	21	0	126	0	0	7	12	4	0	0	1	0	0	2	1017	15	
Noyer Nord	2014	14	0	23	0	0	0	2	0	0	0	0	0	20	0	7	34	0	0	0	36	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	138	9	
Noyer Nord	2015	162	0	20	0	0	0	16	0	0	0	0	0	45	0	53	186	0	14	0	6	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	508	9	
Noyer Nord	2016	243	0	32	0	0	7	12	0	0	0	0	0	42	0	26	46	0	77	0	16	0	0	7	0	0	0	2	0	0	0	0	510	11	
Noyer Nord	2017	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	23	0	13	19	0	0	0	24	0	2	3	0	0	0	2	0	0	0	0	91	9	
Noyer Nord	2018	55	0	15	0	0	0	12	0	0	0	0	0	17	0	20	55	0	8	0	1	0	1	0	0	0	1	0	2	0	0	0	187	11	
Noyer Nord	2020	104	0	0	0	0	0	8	16	0	0	0	0	27	0	69	63	0	1	0	1	0	3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	294	11	
Noyer Nord	2022	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	18	1	0	0	0	9	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	56	6	
Ab. Totale		1006	1	152	0	0	24	68	20	2	1	0	2	418	0	508	633	0	173	0	255	0	18	35	12	6	1	6	3	4	0	2	3350	23	
Ab. Relative		30%	0%	5%	0%	0%	1%	2%	1%	0%	0%	0%	0%	12%	0%	15%	19%	0%	5%	0%	8%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		
Ab. Moyenne		72	0	11	0	0	2	5	1	0	0	0	0	30	0	36	45	0	12	0	18	0	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	239		

Station	Années	ABL	ANG	BAF	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	IDE	LOF	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	VAI	VAN	Total	Nb esp.
Noyer Sud	2012	2	1	9	0	0	2	0	0	0	0	0	0	51	0	6	43	0	81	0	18	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	216	12
Noyer Sud	2013	23	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	20	0	32	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	141	6
Noyer Sud	2014	19	0	49	0	0	9	10	0	0	1	0	0	25	0	10	74	0	14	0	55	0	0	1	5	2	0	2	0	0	17	0	293	15
Noyer Sud	2015	62	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	3	54	0	51	0	26	0	0	0	4	0	0	0	0	0	2	0	237	9
Noyer Sud	2016	32	0	13	0	0	1	0	0	0	0	0	0	18	0	3	38	0	5	0	9	0	2	0	0	2	0	1	1	0	15	0	140	13
Noyer Sud	2017	53	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	18	9	0	9	0	5	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	121	9
Noyer Sud	2018	201	1	36	0	0	6	2	0	1	0	0	0	33	0	64	13	1	18	0	6	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	385	15
Noyer Sud	2020	33	0	0	0	0	0	6	4	0	0	0	0	22	0	26	6	0	4	0	20	0	3	2	17	0	0	0	0	0	0	0	143	11
Noyer Sud	2022	0	0	5	0	0	0	3	1	0	2	2	0	41	0	3	17	0	7	0	1	0	2	6	5	0	0	0	0	0	0	0	95	13
Ab. Totale		425	2	174	0	0	18	21	5	1	3	2	0	244	0	133	274	1	221	0	148	0	9	9	33	5	0	6	1	0	36	0	1771	22
Ab. Relative		24%	0%	10%	0%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	14%	0%	8%	15%	0%	12%	0%	8%	0%	1%	1%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	0%		
Ab. Moyenne		47	0	19	0	0	2	2	1	0	0	0	0	27	0	15	30	0	25	0	16	0	1	1	4	1	0	1	0	0	4	0	197	

Station	Années	ABL	ANG	BAF	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	IDE	LOF	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	VAI	VAN	Total	Nb esp.
Ilon	2007	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4
Ilon	2008	10	0	0	0	0	154	0	1	0	2	0	0	10	0	20	25	0	1	0	1	1	0	1	29	5	0	0	0	0	0	260	13	
Ilon	2010	63	0	0	0	0	9	10	15	0	0	0	3	0	7	0	0	0	0	0	1	0	0	16	1	0	0	0	1	1	0	127	11	
Ilon	2011	0	0	0	0	0	10	1	0	0	2	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	0	0	0	0	0	0	24	6		
Ilon	2012	0	0	0	0	0	31	0	0	0	15	1	0	2	0	0	8	0	0	0	2	0	1	21	0	0	0	0	3	0	84	9		
Ilon	2013	13	0	0	0	0	97	0	2	2	0	0	0	0	0	3	24	0	0	0	2	0	1	3	46	0	0	1	0	0	194	11		
Ilon	2014	56	0	0	0	0	146	0	1	0	0	0	0	12	0	1	4	0	0	0	1	0	0	79	3	0	0	0	0	0	303	9		
Ilon	2015	17	0	0	0	0	36	14	0	0	0	2	0	4	3	0	5	0	0	0	0	0	0	181	1	0	0	0	2	0	265	10		
Ilon	2016	5	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	5	1	1	7	0	1	0	0	0	1	22	0	0	0	0	0	0	47	10		
Ilon	2017	5	0	0	0	0	114	61	4	0	17	0	0	6	0	45	12	0	0	0	0	3	4	58	10	0	0	0	9	0	348	13		
Ilon	2018	13	0	0	0	0	340	24	0	0	0	0	1	0	26	67	0	0	0	0	2	4	146	2	0	0	0	0	0	625	10			
Ilon	2020	0	0	0	0	0	176	4	0	0	1	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	1	98	3	0	0	0	0	0	287	8			
Ilon	2022	0	0	0	0	0	3	0	0	0	10	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	29	5		
Ab. Totale		182	0	0	0	0	1118	116	23	3	47	3	0	51	5	106	153	0	2	0	4	5	6	16	716	25	0	1	0	15	1	0	2598	21
Ab. Relative		7%	0%	0%	0%	0%	43%	4%	1%	0%	2%	0%	0%	2%	0%	4%	6%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	28%	1%	0%	0%	0%	1%	0%	0%			
Ab. Moyenne		14	0	0	0	0	86	9	2	0	4	0	0	4	0	8	12	0	0	0	0	0	1	55	2	0	0	0	1	0	0	200		

Station	Années	ABL	ANG	BAF	BLE	BLN	BOU	BRB	BRE	BRO	CGO	CCO	CHA	CHE	EPI	GAR	GOU	GRE	HOT	IDE	LOF	PCH	PER	PES	PSR	ROT	SAN	SIL	SPI	TAN	VAI	VAN	Total	Nb esp.
Boussarde	2013	6	0	0	0	0	199	14	1	0	2	0	0	16	0	7	0	0	1	1	6	0	11	69	3	0	0	0	0	0	336	13		
Boussarde	2014	36	0	0	0	0	276	1	7	0	4	0	0	7	1	25	27	0	0	0	0	2	7	116	0	0	1	0	1	0	511	14		
Boussarde	2015	51	0	0	0	0	661	18	1	0	0	1	0	20	0	3	230	0	1	0	0	0	29	310	0	0	4	0	0	0	1329	12		
Boussarde	2016	23	0	0	0	0	99	3	0	0	1	0	0	9	0	2	52	0	0	0	1	0	3	24	0	0	0	0	1	0	218	11		
Boussarde	2017	128	0	0	0	0	46	23	2	2	1	1	0	9	0	221	17	0	1	0	2	0	1	62	7	0	1	0	4	1	0	529	18	
Boussarde	2018	423	0	0	0	0	38	17	1	1	0	0	0	16	0	20	68	2	0	0	0	4	36	32	3	0	0	0	2	0	0	663	14	
Boussarde	2020	423	0	0	0	0	38	17	1	1	0	0	0	16	0	20	68	2	0	0	0	4	36	32	3	0	0	0	2	0	0	663	14	
Boussarde	2022	8	0	0	0	0	4	3	5	1	10	0	0	6	0	4	2	1	0	0	0	0	1	37	3	0	0	0	2	0	0	87	14	
Ab. Totale		1098	0	0	0	0	1361	96	18	5	18	2	0	99	1	295	471	5	2	1	3	7	10	124	682	19	0	6	0	12	1	0	4336	23
Ab. Relative		25%	0%	0%	0%	0%	31%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	7%	11%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	3%	16%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		
Ab. Moyenne		137	0	0	0	0	170	12	2	1	2	0	0	12	0	37	59	1	0	0	0	1	1	16	85	2	0	1	0	2	0	0	542	



## 13.4 Annexe 9

### Article scientifique soumis (thèse d'A. Bouloy)

#### Spatio-temporal dynamics of habitat use by fish in a restored alluvial floodplain over two decades

ANAËLLE BOULOY <sup>\*</sup>, JEAN-MICHEL OLIVIER <sup>†</sup>, JÉRÉMIE RIQUIER <sup>‡</sup>, EMMANUEL CASTELLA <sup>§</sup>,  
PIERRE MARLE<sup>§</sup> & NICOLAS LAMOUREUX<sup>\*</sup>

<sup>\*</sup> INRAE – UR Riverly, Villeurbanne, France

<sup>†</sup> Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, F-69622, Villeurbanne, France

<sup>‡</sup> Université Jean Monnet Saint-Étienne, CNRS, UMR 5600 – Environnement-Ville-Société, F-42023, SAINT-ÉTIENNE, FRANCE.

<sup>§</sup> Department F.-A. Forel for environmental and aquatic sciences and Institute for Environmental Sciences, University of Geneva, Geneva, Switzerland

Key word: Habitat Complementarity, River restoration, Flow, Water temperature, Connectivity

#### Abstract:

1. Floodplain channels of large rivers can serve as reproduction, nursery or refuge areas for fish populations and communities. Although the complementary use of floodplain and main channels is known, few studies attempted to quantify this use and even fewer analysed its controlling factors. The objectives of this study are (1) to describe the spatio-temporal use of floodplain habitats and to identify their roles as complementary habitats for fish and (2) to analyse how abiotic variations (flow in the main channel, connection frequency of floodplain channels and water temperature) and their modifications under restoration impact habitat use by fish.
2. To meet these objectives, we analysed (Principal Components Analysis and Coinertia Analysis) multi-site data collected over 20 years in stations (eight main channels and 23 floodplain channels) of eight restored sectors of the Rhône River.
3. Results show that habitat use by fish is mainly related to spatial effects, with 37% of within-sector variance in taxonomic assemblages explained by the stations. As expected, rheophilic species were more abundant in lotic stations and limnophilic species in lentic ones. In addition, we identified an euryecious guild, grouping Youngs Of the Year (YOY) taxa (roach, gudgeon, chub, bleak), that used all types of habitats and particularly lentic floodplain channels with high rates of fine sediment accumulation and a short life-span. Temporal effects (with ~10% of the variance explained by years) combine (1) the effect of restoration, particularly in floodplain channels for which the connectivity regime was modified, (2) the effect of high flows upon the habitat use by fish that reinforces the



nursery and refuge functions of floodplain channels. Our results also suggest that high flows during the breeding season have a positive impact on the reproduction/recruitment of certain rheophilic species such as the barbel. In the most intensely restored sectors, the spatio-temporal diversity of fish assemblages clearly increased at the floodplain scale.

4. To conclude, our results demonstrate the importance of restoring habitat diversity and connectivity because habitats may have complementary functions for fish. Furthermore, our results also highlight that it is essential to account for temporal variations in order to better estimate the potential effects of restoration on river and their floodplains.
5. Our results have applications for river restoration by highlighting the importance of lentic floodplain channels with short lifespan that have nursery and refuge functions. Nursery areas may be under-represented in some sectors of the Rhône and other large rivers. However, these lentic floodplain channels with a high rate of fine sediment accumulation are not perennial and will probably disappear in less than 30 years with a progressive decrease of their functional roles. Therefore, it seems important to maintain the downstream connection of such channels.

## **Introduction**

A tenet of the patch dynamics concept (Townsend, 1989) is the fundamental link between aquatic biodiversity and the spatio-temporal heterogeneity of the environment. This concept builds on major ecological theories and states that biodiversity increases with spatial heterogeneity and intermediate levels of temporal variability of the environment. River floodplains are suited for testing such relationships. In their aquatic components, they include the main river channel and a diversity of floodplain channels more or less connected to the former. These habitats and their connections are frequently modified by temporally variable water and sediment fluxes (Petts & Amoros, 1996).

In large river floodplains, aquatic habitat heterogeneity is known to favour fish diversity (Amoros & Bornette, 2002; Pander et al., 2018; Manfrin et al., 2020; Stoffers et al., 2022). Indeed, fish may use different habitat types during their life cycle (Werner, 2002), based on a trade-off between habitat requirements (feeding, shelter and reproduction; Lévêque, 1995; King, 2004; Brönmark et al., 2014) at different stages (larvae, juvenile and adult) and the accessibility of suitable habitats (Plichard et al., 2020). According to Junk et al. (1989), fish mainly use floodplain channels to accomplish their life cycle and use the main channels as migratory routes. But Galat & Zweimüller (2001) also demonstrated the importance of main channels in the life cycle of rheophilic species. For example, in the Danube River many larval rheophilic species use the banks as nursery areas (Schiemer & Spindler, 1989; Keckeis et al., 1997). Most studies on fish communities in riverine floodplains identified a spawning or nursery function in floodplain

channels (Copp & Peñáz, 1988). These functions depend on channel accessibility (via passive drift for Youngs Of the Year (YOY) or active movement for adults), characteristics of flood events and connectivity to the main channel (Burgess et al., 2013). In floodplain channels the abundance of YOY is favoured by reduced hydraulic constraints that reduce energy expenses (Keckeis et al., 1997; Fustec & Lefeuvre, 2000; Silva et al., 2012) and an abundance of food (e.g. plankton) (Fustec & Lefeuvre, 2000). Other studies reported a refuge function promoted by habitat diversity that attenuates the impact of disturbances like floods (Townsend, 1989; Townsend & Hildrew, 1994). Indeed, during floods, organisms can access slow-flowing habitats in the floodplain (Holcik, 1988; Roux & Copp, 1993).

Human activities worldwide have affected the diversity and connectivity of habitats in most alluvial rivers (Klingeman, 1998; Nilsson et al., 2005; Paillex et al., 2015), reinforcing the need to better quantify the role of habitat complementarity for aquatic communities. Historically, regulation for navigation, hydropower production, irrigation and/or flood protection often reduced flows (Poff & Zimmerman, 2010; Lehner et al., 2011; Lamouroux et al., 2015) and decreased the lateral and longitudinal connectivity (Schiemer et al., 2004; Tockner et al., 2010; Lamouroux et al., 2015; Hein et al., 2016; Higgisson et al., 2020). During the last decades, many river restoration programs were undertaken to improve the ecological conditions of degraded rivers (e.g. Statzner et al., 1997; Schiemer et al., 2004; Palmer et al., 2005; Funk et al., 2019; Stoffers et al., 2021). Yet, the ecological effects of restoration remain rarely evaluated (Palmer et al., 2005; Funk et al., 2009; Olden et al., 2014; Lamouroux et al., 2015) due to a lack of funding or sufficient and representative before-after monitoring (Morandi et al., 2014). Long-term studies on the effects of floodplain restoration on fish communities are needed to better quantify the ecological benefits of habitat diversity improvements. However, such studies are expensive and remain uncommon (Lamouroux et al., 2015). Among exceptions, a 30 years-long study in the Rhine (Stoffers et al., 2021) highlighted the importance of the ageing of restored floodplain channels in their role as nurseries for rheophilic fish, with an optimum reached 13 to 14 years after restoration. Conversely, a 25 years-long study (1993 to 2018) in a tributary of the Colorado River (Pennock et al., 2022) showed that native and non-native fish declined in recent years despite flow management mimicking natural flows.

The Rhône river restoration programme that started in 1998 is a long-term and multi-site programme particularly suited for testing the ecological effects of floodplain restoration and identifying their key habitat drivers (Lamouroux et al., 2015). The French part of the Rhône River

is highly regulated with 16 hydroelectric plants situated on artificial channels bypassing 162 km of the river, built between 1952 and 1986 (Fig. 1; Olivier et al., 2022). Bypassed sectors of the Rhône receive a reduced minimum flow [1-20% of the unregulated mean flow before their restoration] during most of the year, but also large floods when the discharge capacity of the artificial channel is exceeded (Lamouroux et al., 2015; Fig. 1). Restoration operations that occurred between 2000 and 2014 increased minimum flows by a factor up to 10 (Table 1) and reach-averaged current velocities by a factor up to five (Lamouroux & Olivier, 2015). At the same time, about forty floodplain channels were restored, by dredging and/or increasing their connection to the main channels.

The scientific monitoring of the Rhône river restoration programme has involved data collection over more than 20 years, both before and after restoration, in eight restored river sectors, with an objective to develop and test quantitative predictions of the ecological effects of restoration. Syntheses available so far (Lamouroux et al., 2015) showed a significant increase after flow restoration of the proportion of fluvial specialist fish species, up to a factor of 2.4 in the main channels in some restored sectors (Lamouroux & Olivier, 2015). Studies on the Rhône restoration have not yet considered the combined influence of main and floodplain channels on fish assemblage dynamics. The purpose of the present study was to fill this gap.

In this paper, our objectives were (1) to describe the spatio-temporal habitat use by fish within the whole floodplain and to identify the complementary roles of floodplain and main channels and (2) to analyse how annual, quantitative habitat variations (discharge, connection frequencies, water temperature) and restoration measures influenced fish habitat use over time. For this purpose, we used fish and environmental data (daily flows and water temperature) collected before and after restoration in eight sectors of the Rhône River over more than 20 years, including 31 sampling stations (eight main channels and 23 floodplain channels). We used principal component analysis to describe the spatio-temporal use of habitats in the whole floodplain by fish communities and to observe the effect of restoration on habitat use. We then used synchrony analyses of the fish community structure to detect annual environmental effects on the temporal dynamics of fish communities (Moran effect; Moran, 1953), and coinertia analyses to identify the quantitative habitat descriptors influencing fish dynamics.

We expected (H1) higher spatial than temporal variations in fish assemblages due to the goal of increasing the diversity of lateral connectivity levels between stations at the sector scale (Amoros, 2001), (H2) marked changes in fish assemblages where restoration entailed abrupt

changes in lateral connectivity (e.g. full channel reconnections), (H3) synchronous temporal changes in stations sharing similar environmental characteristics, and (H4) a major influence of hydrological drivers on temporal changes because high waters modify the accessibility of floodplain channels (Grift et al., 2003).

## **Material and Methods**

### ***Overall study design***

Our study design (Fig. 2) included the definition of an *a priori* typology of stations, based on their connectivity with the main channel, to facilitate interpretations. Then, we performed a global within-sector principal component analysis (PCA) of the fish data to describe spatio-temporal variations in community structure within sectors. This analysis was used to test our hypotheses H1-H3. Finally, to test our hypothesis H4, we performed additional within-station co-inertia analyses (CoA), one by station type, focusing on the effects of environmental variables (flow and temperature) on annual fish variations.

### ***Study sites and a priori typology***

We considered eight sectors of the Rhône bypassed by artificial channels (Fig. 1, Table 1), corresponding to a total of 31 sampling stations: eight in the main channels and 23 in floodplain channels (up to six by sector). To facilitate graphical interpretations, we used an *a priori* typology of four groups of stations (two lotic and two lentic), based on their hydrological characteristics after restoration. For lotic stations, the first group corresponded to main channels (MC\_Lot) and the second to floodplain channels permanently connected upstream and downstream to the main channel (FC\_Lot); this second group also included floodplain channels connected downstream to the main channel and receiving small tributaries of the Rhône (Bièvre for CERI; Berre for MALA) or water diverted from the head race canal for PLAT (see Table 1 for station codes). Lentic stations were all floodplain channels, permanently connected downstream to the main channel and only temporarily connected upstream. The two groups of lentic stations were based on the channel lifespan, i.e. the duration of the permanent aquatic stage, estimated by Riquier et al. (2017) from observations of fine sediment dynamics. The first lentic group (FC\_Lent\_SL) consisted of floodplain channels with short lifespan (15-30 years) where sedimentation processes are dominant and the rejuvenation capacity is low (i.e. scouring of fine deposits). The second (FC\_Lent\_LL) consisted of floodplain channels with longer lifespan (>30 years), due to higher shear stress during flood and lower backflow capacity. Riquier

et al. (2017) estimated these lifespans for 10 of the 13 lentic floodplain channels (those of sectors CE, BY, BC and PB in Table 1). We assigned the three remaining stations to the lentic groups based on our expertise and field observations.

### ***Fish sampling***

Fish were sampled at each station on an annual basis, but with gaps and different durations among stations/sectors due to different restoration histories, as well as environmental, logistic and financial constraints. We considered fish samples taken from 1996 to 2019 between late August and mid-November, when YOY are better identified (Table 1). Sampling effort was higher in the three sectors of the Upper-Rhône (upstream from Lyon, Fig. 1 (A)). The method used was point abundance sampling (Nelva et al., 1979). A fishing point corresponded to an electrode cast, representing a sampling area of about 7 m<sup>2</sup> (Régis et al., 1981). Points were distributed in the different microhabitats of the station considered (e.g., pools, runs, riffles, along the banks or midstream), in proportion to their availability. However, microhabitats deeper than 2 m were avoided because of the limits of electrofishing in these conditions. Electrofishing was mostly done from boat as detailed in Copp (1987) and Persat and Copp (1990), or by wading in shallower areas using an EFKO FEG 5000 generator delivering a continuous current. The fishing effort (number of fishing points) was relatively constant over years (generally about 25 points in floodplain channels and 100-200 points in main channels). All fish individuals were identified (in the field or at the laboratory for complex species like bream and silver bream), measured and released.

We built a table of abundance of specific size classes, by station × year. Size limits for YOY (noted e.g. “BaBu1” for species code “BaBu”; see Table 2 for species codes) were set for each station × year combination from visual appreciation of size class histograms. Other size classes had similar, fixed size limits for all species (e.g. BaBu2: < 12 cm, BaBu3: 12-18 cm, BaBu4: >18 cm), because size can be a strong determinant of habitat use (Plichard et al., 2020). The abundance table contained a total of 367 station × year pairs, and 82 specific size-classes for 37 species. Abundance data were transformed to “log-densities”:  $\log(1 + \text{abundance per } 100 \text{ m}^2)$  for approaching normal distributions, accounting for variable sampling efforts and reducing the influence of aggregative behaviour, especially for YOY.

### ***Environmental data (flow and temperature)***

Environmental variables were described for post-restoration years only, to avoid confounding annual environmental effects and those of restoration. Flow variables were derived from daily discharge records at eight gauging stations located in the main channels of each sector (Fig. 1A). We also used daily flows at three gauging stations in the “total Rhône” (downstream of the junction between the tail race and the bypassed channel, see Fig. 1B) for estimating the connection frequency of stations connected to this part of the River (BROT, PONT and SAIN, Table 1). For each station × year, we described mean flows ( $Q_{\text{mean}}$ ) and high flows (high flow quantile  $Q_{90}$ , duration of critical discharge  $D_{\text{crit}}$ ) in the relevant main channel, and connection durations ( $D_{\text{conn}}$ ) of floodplain channels at three different periods of importance for fish dynamics (see Table 3). We named these three periods as the reproduction (April-June), growth (July-August) and pre-sampling period (the month preceding sampling; Daufresne et al., 2003). These fixed period definitions do not account for complex variations in life cycle dynamics between species and years, but we consider them suitable for a community-wide analysis.

Water temperature variables for post-restoration years were derived from Marle et al. (2022), for the BY and BC sectors only. These authors used hourly temperature records at main channels and floodplain channels stations between 2006 and 2016 and modelled missing values (~31% of data) with random forest algorithms (R package *missForest*; Stekhoven & Bühlmann, 2012). At each station × year, we calculated mean temperature ( $T_{\text{mean}}$ ) and temperature extremes (quantiles  $T_{10}$ ,  $T_{90}$ ) for the three periods used for discharge (Table 3). The mean temperature ( $T_{\text{mean}}$ ) during reproduction and growth periods are given in Table 1 to assess variations of temperature conditions among stations.

#### ***Spatio-temporal use of a priori groups of stations and effect of restoration (within-sector PCA)***

We first performed a within-sector PCA on the fish table (Dolédec & Chessel, 1989; R package *ade4*; Chessel et al., 2004; R Core Team, 2020). We chose a within-sector PCA to remove average differences in densities between sectors, which can be due to regional difference and the general organization of fish communities along longitudinal gradients (Huet, 1959). Therefore, the analysis focused primarily on the spatio-temporal variations in community structure within sectors. We also calculated the part of variance of the within-sector community variation explained by space (stations) and time (years).

On the factorial map of the within-sector PCA, we identified stations according to the four *a priori* groups presented above, in order to assess spatial differences in community structure. Based on the results of the within-sector PCA, we created *a posteriori* guilds (groups of taxa of

specific size-class) with comparable habitat use, in order to simplify the interpretation. For this purpose, we used a hierarchical clustering analysis (Müllner, 2013) with the Ward method (Murtagh & Legendre, 2014), based on the Euclidean distances between the coordinates of the species along the within-sector PCA axes.

In order to assess the effects of restoration on fish community composition, despite the limited number of pre-restoration samples, we compared the fish compositions on the within-sector PCA factorial maps before and after restoration. We particularly focused on floodplain channels that underwent changes in connectivity after restoration, and for which pre-restoration data were available (Table 1). No statistical test was made to analyse these changes, as most floodplain channels were sampled only once before restoration. Indeed, observed changes may be due to restoration, but also to particular conditions during the pre-restoration year.

#### ***Inter-annual variations in fish habitat use after restoration and influence of flow and temperature (within-station coinertia analyses)***

As a preliminary step, we tested for synchrony in the station coordinates along PCA axes, for each a priori group of stations, considering that significant temporal synchrony could reveal Moran effects (Moran, 1953). Synchrony analyses were performed on post-restoration years, to avoid confounding annual variations and the effects of restoration. Their objective was to detect annual environmental effects on the temporal dynamics of fish communities. For these tests, we used the method of Loreau & de Mazancourt (2008) in the "synchrony" R package (Gouhier & Guichard, 2014). This method is based on Monte Carlo randomization tests (here, N = 1000) It accounts for temporal autocorrelation and generates unbiased type I errors. This method tests the synchronies between at least three time series. It was applied to those stations with at least 8 years of data available.

Then, we analysed the influence of flow and temperature variables on fish density variations in more details, for each of the four *a priori* groups of stations, with dedicated within-station coinertia analyses (CoA; Dolédec & Chessel 1994). CoA calculates pairs of multivariate environmental and fish axes that are the most covariant. It is adapted to our situation with a fairly high number of variables compared to the number of statistical individuals (station x years) (Dray et al., 2003). For simplifying the interpretation of CoAs, we performed the analyses on fish log-densities within *a posteriori* guilds (sum of log-densities of individual life stages). For each CoA, flow variables that were not relevant for the station type were not involved: in detail, Dconn was

not considered for lotic stations and Dcrit for lentic ones. Finally, temperature variables were available in a sufficient number of stations for FC\_Lent\_LL stations only, and were not involved in the analyses of other station types. This implies that the CoA for FC\_Lent\_LL was performed only on data between 2006 and 2016, and only on the FC\_Lent\_LL stations of the BY and BC sectors (period and sector with available temperature). We tested the significance of each CoA with a Monte-Carlo test on the sum of eigenvalues, with 10 000 iterations (RV.rtest function in the ade4 R package; Chessel et al., 2004)

## Results

### *Spatio-temporal use of a priori groups of stations and effect of restoration*

The sector effect explained 15% of the overall spatio-temporal variation in the abundance of fish taxa. The remaining variation was partly accounted for by differences between stations (37%) and between years (10%).

The cluster analysis of taxa scores along the within-sector PCA axes (Fig. 3) identified *a posteriori* guilds that we interpreted as rheophilic (three guilds Rheo\_3T, Rheo\_16T, and Rheo\_4T; with the end of each acronym indicating the number of taxa included), limnophilic (two guilds Limno\_9T and Limno\_4T), euryecious (a single guild Eury\_4T), with a last guild grouping the remaining taxa (Other) that contributed little to the analysis. We named guilds based on the flow characteristics of the stations where they occur, as revealed by the juxtaposition of Figures 3 and 4. In addition, Figure 5 indicated the density of guilds in each *a priori* group of stations, to facilitate the interpretation of the PCA. Rheophilic guilds were associated with lotic stations (MC\_Lot and FC\_Lot; Fig. 4). Taxa of guild Rheo\_3T were more abundant than those in other rheophilic guilds (Fig. 5). Taxa of the Rheo\_4T guild also used FC\_Lent\_LL stations (Fig. 5). Taxa of the limnophilic guilds preferentially used FC\_Lent\_SL stations (Fig. 4 and Fig. 5). Taxa of guild Limno\_4T were generally more abundant than those of guild Limno\_9T. Finally, taxa of the euryecious guild used all types of stations (MC\_Lot, FC\_Lot, FC\_Lent\_SL, and FC\_Lent\_LL). Taxa of this guild were YOY (chub, bleak, gudgeon, and roach); the other size classes of these species were found in the rheophilic guilds (Fig. 3). However, the FC\_Lent\_LL stations, which were also the coldest on average during the growth period (Table 1), were less occupied by YOY of the euryecious guild.

Floodplain channels whose connection regime changed after restoration (Table 1) showed modifications in the structure of their fish community. Stations that became lotic following upstream and/or downstream reconnection (MATH, ENIL and VACH; Fig. 6B) were rapidly used by



rheophilic taxa (Fig. 3). Stations that were reconnected downstream after restoration changed in two different ways. Stations PONT and MOLO (Fig. 6B) were rapidly used by limnophilic and euryecious taxa. Station MALO (Fig. 6B) remained little favourable to fish communities. The effects of restoration were not obvious in most of the other stations that were only dredged, with no surface reconnection. In particular, FC\_Lent\_LL stations such as MOIR, LUIS and GRAN, had a low density and diversity of fish both before and after restoration (Fig. 3). When considering sectors with more than three restored channels with pre- and post-restoration data (Brégnier-Cordon BC and Belley BY), the diversity of fish assemblage in each station x date clearly increased at Brégnier-Cordon (larger ellipses after restoration on Fig. 6A), but not at Belley (Fig. 6A).

### ***Inter-annual variations in fish habitat use after restoration and the influence of flow and temperature***

Synchrony in annual station scores along the PCA axes within *a priori* groups of stations could not be tested for FC\_Lent\_SL due to insufficient data. For the three other groups, temporal variations were synchronous ( $P < 0.001$ ) along PCA axis 1. For two of these groups (MC\_Lot, FC\_Lent\_LL), temporal variations were also synchronous ( $P < 0.05$ ) along axis 2.

The CoA analyses carried out for each *a priori* group of stations indicated which environmental variables were covariant with annual variations in guild densities (Fig. 7). The associated significance was  $P = 0.002$  for FC\_Lent\_LL,  $P = 0.055$  for MC\_Lot and  $P = 0.09$  for FC\_Lot. The CoA for FC\_Lent\_SL, that involved few station x dates, was not significant ( $P = 0.57$ ). The effects of flow variables are summarized in Table 4. High flows during the reproduction period (April-June) covaried positively with the log-densities of Eury\_4T guild observed later in lentic stations (FC\_Lent\_SL and FC\_Lent\_LL) and with the log-densities of Rheo\_3T and Rheo\_16T guilds in lotic stations (MC\_Lot and/or FC\_Lot). High flows during the growing period (July-August) covaried negatively with the log-density of Rheo\_3T guild in MC\_Lot, but positively in FC\_Lot. Furthermore, Eury\_4T log-densities covaried negatively with long duration of upstream connection (Dconn) in FC\_Lent\_SL. Finally, during the sampling period, the log densities of guilds often covaried negatively with high flows in MC\_Lot (for 3/6 guilds) and positively in the floodplain channels (Table 4). Note that the log-density of Limno\_9T guild covaried negatively with high flows in FC\_Lent\_SL whatever the period considered.

The effects of temperature variables, tested for FC\_Lent\_LL stations only, were secondary compared to the effects of flow. The CoA indicated that the Rheo\_16T guild covaried positively

with high temperatures during the sampling period, contrarily to Rheo\_4T and Eury\_4T guilds (Fig. 7).

The spatio-temporal analysis of the fish community essentially reflected spatial effects and indicated a strong influence of habitat types based upon their hydraulic connection within the floodplain. As expected, rheophilic species were more abundant in lotic stations and limnophilic species in lentic ones. This confirms, with numerous stations and long-term data, the general distribution patterns of floodplain fish communities observed in alluvial rivers around the world (Tales et al., 1996; Galat & Zweimüller, 2001). In addition, we identified an euryecious guild, grouping several YOY taxa (roach, gudgeon, chub, bleak), that used all types of floodplain habitats and particularly floodplain channels with short life duration, even if the corresponding adult stages mostly used lotic habitats. This pattern suggests a nursery function of floodplain channels, confirming previous observations (Grift et al., 2003; Humphries et al., 2006; Bolland et al., 2012).

Our results also indicated that habitat complementarity varied in time. Indeed, we showed synchronous temporal changes of fish composition in stations of the same connection type. Furthermore, covariance between the annual variations of fish after restoration and discharge variables suggested that part of this synchrony could be explained by a Moran effect (Moran, 1953) associated with high flows. Flow effects on habitat use help interpreting the complementarity of habitats from a functional point of view.

#### **A functional complementarity between floodplain habitats**

The spatio-temporal analysis and our focus on inter-annual variations suggested three main functions of floodplains, each differently influenced by flow variations.

The “**nursery**” function is the main function revealed by our results and was confirmed by elements of the inter-annual analysis, which indicated that high flows during the pre-sampling period increase the use of lentic habitats by YOY of chub, bleak, gudgeon and roach. High flows can facilitate a passive drift of early developmental stages (larvae) present in the main channel towards floodplain habitats (Lechner et al. 2014) because of their poor swimming ability (Reichard et al., 2004). The nursery function was mainly associated with lentic stations where an important rate of fine sediment deposition entails a short aquatic habitat persistence. The other lentic stations of longer duration such as LUIS, FOUR or BEAR had a very limited nursery function, and more generally a low density and diversity of limnophilic species. Several hypotheses can be put

forward to explain this functional difference between the two types of lentic habitats. First, water temperature in short-lived floodplain channels such as MOLO and PONT (Table 1) was higher during the juvenile growth period (July-August) than in long-lived floodplain channels, the latter probably receiving a higher groundwater inflow. Higher temperature often has a positive impact on food production that imply a better growth of juveniles (Cowx, 2000; Bruslé & Quignard, 2013). Secondly, in long-lived lentic stations short but intense floods generate high shear stress that can limit sedimentation rates (Riquier et al., 2015; 2017). This may act as hydraulic disturbances for YOY fish, macroinvertebrates and macrophytes (Padial et al., 2009). In particular, macrophytes can provide egg-laying substrate, shelter and feeding areas for fish (Hamilton et al., 1990; Delariva et al., 1994; Casatti et al., 2003). This is consistent with observations of Marle et al. (2021) who reported high abundance of *Elodea nuttallii* and *Ceratophyllum demersum* in MOLO station, a short-lived channel associated with shallow depths and suitable substrate. Consistently, despite their weak nursery role, the spatio-temporal analysis indicated that long-lived floodplain channels could be used by species living in cooler waters (e.g. minnow, stickleback and stone loach, Huet, 1959), this is particularly the case at the MALO station (in the CE sector)

An “**effective reproduction**” function was suggested by the positive influence of high flows during the reproduction period on the recruitment of the euryecious guild in lentic habitats and the rheophilic guilds (Rheo\_3T and Rheo\_16T) in lotic habitats. It is assumed that YOY of the rheophilic guilds originate from spawning in lotic environments, in particular barbel, nase and spirilin, which breed in shallow water with high current velocity and in gravel (Keith & Allardi, 2001). Concerning YOY of the euryecious guild, we assume that reproduction could have taken place either in lotic environments (in particular for chub, which requires gravel spawning substrate, (Keith & Allardi, 2001) and that they subsequently drifted (Lechner et al., 2014) towards their growth zones or that reproduction took place directly in lentic environments. A study by Bounket et al. (2021) on chub in the Rhône River showed that 90% of the YOY sampled in lotic floodplain channels (MALA station in the DM sector) originated from the floodplain channels themselves and that only 6.5% came from the main channel (3.2% of undetermined origin). Conversely, according to our results, high flows during reproduction appear to reduce the recruitment of limnophilic species, especially in short-lived lentic channels. These results must be further investigated because high flows can also be favourable to the reproduction of certain limnophilic species such pike by allowing access to spawning areas (Keith & Allardi, 2001). This differential effect of flows on fish reproduction was already discussed (Cattaneo 2005; Scharbert

& Borcharding 2013). For example, a two-year study in the Volga River floodplain (Górski et al., 2010) revealed a synchrony between the spawning of rheophilic fish and flood events that was not observed for limnophilic species.

A “**flow refuge**” function was suggested by the influence of high flows during the growth period on rheophilic species (Rheo\_3T), probably moving from fast-flowing main channels (MC\_Lot) to lotic floodplain channels (FC\_Lot). This refuge function of the floodplain channels was observed in other shorter-term studies with analyses generally based on a single year (Schwartz & Herricks, 2005; Bolland et al., 2012). In addition, high flows preceding sampling reduced the abundance of three guilds (Eury\_4T, Rheo\_16T and Rheo\_3T) in the main channels and increased the abundance in lentic floodplain channels (for Eury\_4T, Rheo\_16T, Rho\_4T), suggesting an escape from fast currents. It should be noted that high flows can also induce movements to the bottom substrate (demonstrated for rainbow trout by Pert & Erman, 1994) that were not detectable given our point sampling method.

#### **How did restoration favour new habitats, nursery and refuge functions?**

In the spatio-temporal analysis, trajectories of stations with pre-restoration data available suggested that the main effects of restoration concerned channels becoming lotic and a limited number of channels becoming short-lived. Restored lotic floodplain channels offered new habitats colonized by rheophilic species, in addition to their role as refuge for these species (see above). In restored short-lived floodplain channels, the increase of limnophilic and euryecious taxa suggested a positive effect of restoration that created efficient habitats for limnophilic taxa and improved the nursery function for euryecious taxa. The weaker changes observed in long-lived floodplain channels were consistent with their weak nursery role, and probably their lower temperature during the growth period. It should be noted that the restoration targeted such increased groundwater inflows in LUIS, FOUR and BEAR stations. However, the low levels of dissolved oxygen in groundwater can limit zooplankton production and therefore impact fish (Marle, 2021).

Overall, restoration increased the complementarity between floodplain habitats. At Brégnier-Cordon, where four floodplain channels had their connections modified, restoration clearly increased the spatio-temporal diversity of fish assemblages across the floodplain. Such a floodplain-level response was not observed at Belley, where only two channels had their connections restored. Among restoration measures, the restoration of short-lived floodplain

channels enabled them to become habitats of high fish diversity and to play a role in the growth of YOY rheophilic species. These channels became priority habitats for limnophilic species.

#### **Limits of our interpretation**

A full interpretation of the observed temporal variability remains difficult due to the combination of multiple abiotic and biotic processes (Cauvy-Fraunié et al., 2020). In particular, we assumed that the observed Moran effect was mainly related to high flows, in accordance with other studies (Bain et al., 1988; Poff & Allan, 1995; Taylor & Cooke, 2012). However, many other environmental variables, not considered here, can impact fish communities. These variables include pollutants, oxygen concentration, nutrients, substrate (considered indirectly in our habitat typology; Riquier et al., 2015, 2017) and light (Bruslé & Quignard, 2013). Furthermore, synchrony may also result from biotic processes such as predation (Ims & Andreassen, 2000), competition or density-dependent dispersal (Ranta et al., 1995). Another complication was that we could not integrate all stations for the synchrony tests. In particular, stations located along the lower Rhône, downstream of Lyon, had too short post-restoration records. Finally, as the data were collected over more than 20 years (with only one sampling per year), variability due to sampling efficiency and timing was difficult to avoid (Trenkel et al., 2004).

Another important limitation is the insufficient statistical power of the coinertia analysis of short-lived lentic habitats which is probably the reason for the lack of significance of this analysis. Although the interpretations of this analysis are consistent with our initial hypotheses as well as with the literature, they should be taken with caution. Another important limit concerns the interpretation of the influence of high flows on reproduction success. We defined a fixed reproduction period for all fish species (April - June) in order to perform a general analysis of the fish communities (Daufresne et al., 2003). However, this period does not consider the complexity of each specific life history. The reproduction of early spawners (e.g. pike, nase, dace, roach; Ovidio & Philippart, 2008) and that of species that reproduce later (e.g. bleak, tench, rudd; Tissot & Souchon, 2011) are not influenced by the same flow rates. In addition, due to the limited temperature data, we were unable to look at the interaction between temperature and flow rates, the combination of which influences reproductive mechanisms (Rolls et al., 2013).

#### **Lessons for efficient restoration measures**

Our results demonstrated the importance of restoring habitat diversity and connectivity in riverine floodplains because habitats may have complementary functions for fish (Pander et al., 2018). This complementarity is often discussed in the literature (Lévêque, 1995; Werner, 2002;

Schwartz & Herricks, 2005), but has rarely been demonstrated on long-term and multi-site data. Therefore, our conclusions can potentially be transposed to other large alluvial rivers in the temperate zone (see also Ramler & Keckeis, 2019, Manfrin et al., 2020; Stoffers et al., 2021).

Results highlighted the importance of short-lived floodplain channels, which have various functional roles for fish (i.e. nursery and refuge) and are also preferred habitats for limnophilic species. These floodplain channels were often in a completely disconnected state and inaccessible for fish before restoration. They were reconnected at their downstream end to a lotic habitat and share a common trend of rapid fine sediment infilling after restoration. For the same reason, however, these habitats are not self-sustainable and will likely disappear in less than 30 years (Riquier et al., 2017) with a progressive decrease in their functional roles. This means that the restoration actions carried out in this type of channels might have to be repeated, when the river is no longer able to generate this type of habitat by itself.

We also showed that the presence of lotic floodplain channels permanently connected to the main channel was important, especially for rheophilic species that can use them as refuge areas. Before restoration, these were either completely disconnected from the main channel, or connected downstream. After restoration, most of these floodplain channels are currently shown to be self-sustainable and to preserve a gravel substrate under the prevailing conditions (Riquier et al., 2017).

Finally, we showed that long-lived floodplain channels with higher shear stress during high flows and lower temperature during the growth period are not suitable habitats for YOY and their often oligotrophic nature gives them limited trophic conditions for adults. However, we recommend maintaining some of these channels that seem to be used by a limited number of cold water fish species (i.e. minnow and stone loach). Indeed, they may be used by specific macroinvertebrate assemblages (Brunke et al., 2003) and can be increasingly important in the context of global warming.

### **Perspectives**

Our study indicates complementary functions of the main and floodplain channels. These functions are influenced by high flows and were improved by restoration in the case of the Rhône River. Further studies could better account for other variables in addition to flows and temperature, such as the magnitude of groundwater inflows, the density and diversity of food resources (i.e. macroinvertebrates), and/or the availability of spawning areas (i.e. combinations of substrate, vegetation and accessibility characteristics). Furthermore, the complementarity of

floodplain habitats could be better understood by focusing on population dynamics of selected species, based on a detailed analysis of spatio-temporal variations in size class distributions. This study may contribute to the selection of species for such more detailed analyses of the complementarity between habitats in the floodplain. In particular, it would be important to focus on abundant species that clearly use different habitats, such as bleak. Other candidates are species with periodic reproduction strategy, (e.g. chub, roach, barbel and nase; Blanck et al., 2007) that synchronise their spawning with optimal environmental conditions (Winemiller and Rose, 1992).

Conceptualisation: A.B., N.L., J.R. P.M., J.M.O., E.C.; conducting the research and data analysis: A.B., N.L., J.R., P.M., J.M.O., E.C; developing methods: A.B., N.L., J.R., P.M., J.M.O., preparation of figures and tables: A.B., data interpretation: A.B., N.L., J.R. P.M., J.M.O., E.C; All authors read and approved the final manuscript.

We thank all the people involved in the RhônEco programme, coordinated by ZABR (Zone Atelier du Bassin du Rhône, LTSER France) in the framework of the Observatoire-Hommes-Milieus (OHM Vallée du Rhône) and the graduate school EUR H2O'Lyon (ANR-17-EURE-0018). In particular, we would like to thank all the people who participated in sampling campaigns over more than 20 years. We acknowledge funding by the Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, the Compagnie Nationale du Rhône, the Région Auvergne- Rhône-Alpes, the Région Provence-Alpes- Côte d'Azur and Electricité de France and the Syndicat du Haut-Rhône.

This study was funded by the Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, the Compagnie Nationale du Rhône, the Région Auvergne- Rhône-Alpes, the Région Provence-Alpes- Côte d'Azur, Electricité de France and the Syndicat du Haut-Rhône.

The authors declare that they have no competing interests.

Restrictions apply to the availability of discharge data, which were used under an agreement for this study. Fish and temperature data are available from the authors upon reasonable

request

## Tables

**Table 1** Sectors/stations considered, their codes, their sampling periods before and after restoration, and their a priori group of stations (after restoration). The Restoration field indicates stations whose connection with the main channel was changed by restoration. The upstream connection flows of lentic stations are also indicated (from Riquier et al., 2015); these connection flows are corresponding to discharge rate in the bypassed main channel, except for stations PONT, SAIN and BROT whose connections depend on the total Rhône discharge. The critical discharge (Qcrit, from Lamouroux et al. 2015), indicated for main channels, is a flow threshold defined that corresponds to the theoretical Shields critical flow rate corresponding to the displacement of 20 mm gravel using a dimensionless Shields criterion of 0.045 (Petit, 1994). The mean temperature (Tmean) during reproduction period (april-june) and growth period (july-august), calculated from observed and modelled data between 2006 and 2016 in the BY and BC sectors

Sector/Station	Code	A priori group (after restoration) †	Fish sampling [number of surveys]		Restoration±		Upstream connection flow (m³/s)	Qcrit threshold (m³/s)	Tmean during reproduction period (°C)	Tmean during growth period (°C)
			Before	After	Up	Down				
<b>Chautagne Sector CE</b>										
Main channel	CE_M	MC_Lot	1996-2000 & 2003 [6]	2004-2019 [16]			-	250	-	-
Malourdie	MALO	FC_Lent_LL	2003 [1]	2004-2013 [10]		X	989	250	-	-
Brotalet	BROT	FC_Lent_LL	2003 [1]	2004-2019 [16]			1246	250	-	-
<b>Belley Sector BY</b>										
Main channel	BY_M	MC_Lot	1996-97 & 2003-04 [4]	2005-2019 [15]			-	250	13.4	19.2
Luisettes	LUIS	FC_Lent_LL	2004 [1]	2005-2014 [10]			229	250	12.7	13.3
Moiroud	MOIR	FC_Lent_LL	2004 [1]	2005-2019 [15]			417	250	12.9	14.5
Fournier	FOUR	FC_Lent_LL	2004 [1]	2005-2013 [9]			167	250	12.6	16.4
Béard	BEAR	FC_Lent_LL	[0]	2004-10 & 2012-13 [7]		X	982	250	13.9	16.9
En-l'île	ENIL	FC_Lot	2004 [1]	2005-2019 [15]	X	X	-	250	13.7	19.3
<b>Brégnier-Cordon Sector BC</b>										
Main channel	BC_M	MC_Lot	1996-97 & 2004-05 [4]	2006-2019[14]			-	200	14.1	20.1



Granges	GRAN	FC_Lent_LL	2004-2005 [2]	2006-2013 [8]			539	200	14.2	15.8
Vachon	VACH	FC_Lot	2004-2005 [2]	2006-2019 [14]	X		-	200	13.7	19.2
Cerisiers	CERI	FC_Lot	2004-2005 [2]	2006-2019 [14]			102	200	-	-
Mathan	MATH	FC_Lot	2005 [1]	2006-2019 [14]	X	X	-	200	-	-
Molottes	MOLO	FC_Lent_SL	2005 [1]	2006-2019 [14]		X	560	200	13.9	18.1
Ponton	PONT	FC_Lent_SL	2005 [1]	2006-2019 [14]		X	1266	200	14.3	19.0

#### Pierre-Bénite Sector

PB

Main channel	PB_M	MC_Lot	1995-1999 [5]	2001-2019 [19]			-	500	-	-
Ciselande	CISE	FC_Lot	[0]	2011 & 2013 [2]	X	X	-	500	-	-
Jaricot	JARI	FC_Lent_LL	[0]	2011 & 2013 [2]		X	1801	500	-	-
Table ronde	TABL	FC_Lent_SL	[0]	2011 & 2013 [2]		X	>3500	500	-	-

#### Péage-De-Roussillon Sector

PR

Main channel	PR_M	MC_Lot	2007-2013 [7]	2015-2019 [5]			-	900	-	-
Platière	PLAT	FC_Lot	2007-2013[7]	2014-2018 [5]			-	900	-	-
Noyer Nord	NONO	FC_Lot	[0]	2007-2019 [12]	X	X	-	900	-	-
Noyer Sud	NOSU	FC_Lot	[0]	2013-2019 [7]	X	X	-	900	-	-
Ilon	ILON	FC_Lent_SL	2007-08 & 2010-13 [6]	2014-2018 [5]			750	900	-	-
Sainte	SAIN	FC_Lent_SL	[0]	2013-2015 [3]		X	1700	900	-	-

#### Baix Sector

LN

Main channel	LN_M	MC_Lot	2010-2013 [4]	2014-2019 [6]			-	150	-	-
--------------	------	--------	---------------	---------------	--	--	---	-----	---	---

#### Montélimar Sector

MO

Main channel	MO_M	MC_Lot	2006-2013 [8]	2014-2019 [6]			-	250	-	-
Roussette	ROUS	FC_Lent_SL	2010-2011 [2]	2013 [1]			1000	250	-	-

#### Donzère Sector

DM

Main channel	DM_M	MC_Lot	2008-11 & 2013 [5]	2014-2019 [6]	-	550	-	-
Malaubert	MALA	FC_Lot	2010-13 & 2015-16 [6]	2017 [1]	-	550	-	-

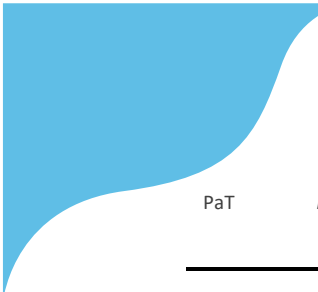
---

† A priori group of stations: MC\_Lot: Main channel; FC\_Lot: Lotic floodplain channel; FC\_Lent\_LL: Lentic and long-lived floodplain channel; FC\_Lent\_SL: Lentic and Short-lived floodplain channel

± Restoration type: Up: upstream reconnection; Down: downstream reconnection

**Table 2** The 37 fish species sampled and their average post-restoration densities in the four a priori group of stations (see Table 1 for code). Species are ranked in decreasing density

Species code	Species name	Common name	Mean density (fish/100m <sup>2</sup> )			
			MC_Lot	FC_Lot	FC_Lent_SL	FC_Lent_LL
SqC	<i>Squalius cephalus</i>	Chub	25.7	28.9	37.4	17.6
AIA	<i>Alburnus alburnus</i>	Bleak	29.0	41.7	33.0	0.3
GoG	<i>Gobio gobio</i>	Gudgeon	13.0	28.7	17.7	5.3
RuR	<i>Rutilus rutilus</i>	Roach	17.8	13.4	9.3	11.3
RhS	<i>Rhodeus sericeus</i>	Amur bitterling	6.3	2.4	80.3	5.7
PhP	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Minnnow	14.3	3.9	1.1	7.9
PsP	<i>Pseudorasbora parva</i>	Stone moroko	4.9	1.5	57.0	1.2
BaBu	<i>Barbus barbus</i>	Barbel	15.1	11.1	0.5	0.7
BaBa	<i>Barbatula barbatula</i>	Stone loach	6.8	10.7	0.5	3.3
BIB	<i>Blicca bjoerkna</i>	Silver bream	2.7	2.6	21.3	0.2
GaA	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Threespine Stickleback	0.6	2.7	1.0	12.6
ChN	<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	3.3	7.3	0.1	0.1
LeG	<i>Lepomis gibbosus</i>	Pumpkinseed	1.2	1.0	13.0	1.6
AIB	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Spirlin	5.7	2.1	0.0	0.0
TiT	<i>Tinca tinca</i>	Tench	0.3	0.7	7.5	3.2
LeL	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Dace	1.8	4.3	0.3	0.7
AmM	<i>Ameiurus melas</i>	Black bullhead	0.0	0.0	15.9	0.0
AbB	<i>Abramis brama</i>	Bream	0.3	0.3	9.6	0.6
PeF	<i>Perca fluviatilis</i>	European perch	1.2	1.7	1.4	1.0
ScE	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rudd	0.2	0.4	4.8	1.3
CaG	<i>Carassius gibelio</i>	Prussian carp	0.3	0.1	1.5	0.4
EsL	<i>Esox lucius</i>	Northern pike	0.2	0.2	1.1	0.6
SiG	<i>Silurus glanis</i>	Wels catfish	0.6	0.4	0.0	0.0
GyC	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Ruffe	0.5	0.1	0.0	0.1
CoG	<i>Cottus gobio</i>	European bullhead	0.2	0.7	0.0	0.0
AnA	<i>Anguilla anguilla</i>	European eel	0.3	0.1	0.0	0.0
LeS	<i>Leuciscus souffia</i>	Soufie	0.3	0.3	0.0	0.0
CyC	<i>Cyprinus carpio</i>	Common carp	0.1	0.1	0.5	0.0
SaT	<i>Salmo Trutta fario</i>	Brown trout	0.2	0.2	0.0	0.0
IcF	<i>Ichthyocoris fluviatilis</i>	Freshwater blenny	0.2	0.3	0.0	0.0
ThT	<i>Thymallus thymallus</i>	Grayling	0.3	0.0	0.0	0.0
SaL	<i>Sander lucioperca</i>	Pike-perch	0.0	0.1	0.0	0.0
LaP	<i>Lampetra planeri</i>	European brook lamprey	0.0	0.1	0.0	0.0
LoL	<i>Lota lota</i>	Burbot	0.0	0.0	0.0	0.0
LeI	<i>Leuciscus idus</i>	Orfe	0.0	0.0	0.0	0.0
MIS	<i>Micropterus salmoides</i>	Largemouth black bass	0.0	0.0	0.0	0.0



PaT	<i>Parachondrostoma toxostoma</i>	South-west nase	European	0.0	0.0	0.0	0.0
-----	-----------------------------------	--------------------	----------	-----	-----	-----	-----

---

**Table 3** Definitions of the four flow variables and three water temperature variables used. The three periods used to calculate these variables (from Daufresne et al., 2003) are reproduction (R: April-June), growth (G: July-August) and the month preceding sampling (S).

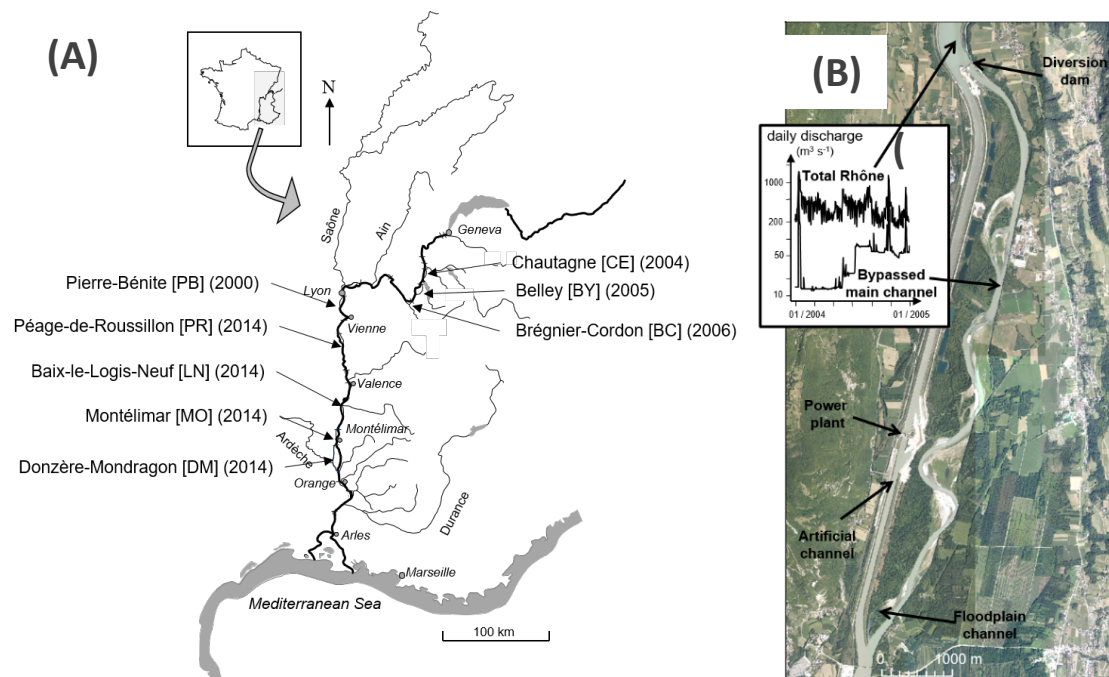
Environmental variables	definition	Period
Qmean (m <sup>3</sup> /s)	Average of daily discharge (log-transformed)	R,G,S
Q90 (m <sup>3</sup> /s)	High flows quantile 90% (log-transformed)	R,G,S
Dcrit (day)	Number of days when flows exceeded the critical discharge Qcrit for sediment in the main channel (Table 1)	R,G <sup>†</sup>
Dconn (day)	Number of days when flows exceeded the upstream connection flow threshold (Table 1) calculated only for FC_Lent_LL and FC_Lent_SL	R,G <sup>†</sup>
Tmean (°C)	Water temperature average	R,G,S
T90 (°C)	High water temperature quantile 90%	R,G,S
T10 (°C)	Low water temperature quantile 10%	R,G,S

<sup>†</sup> Calculations of these flow variables was not relevant for the sampling period, due to many zero values.

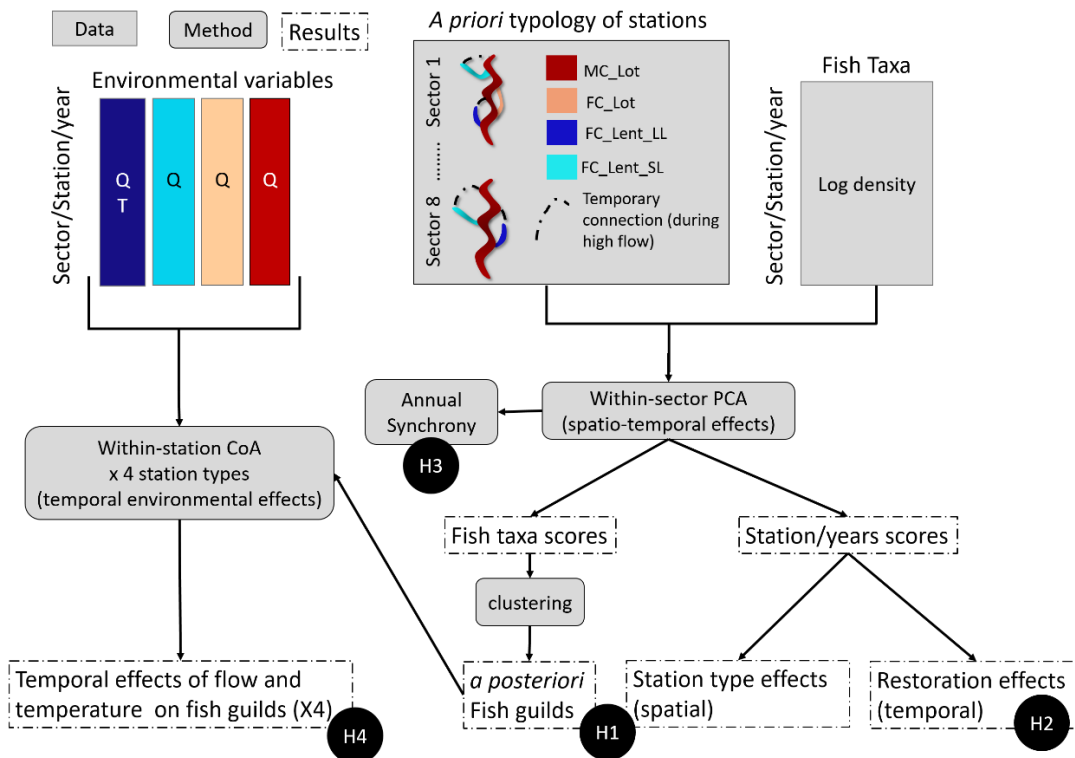
**Table 4** Summary of the main results of this study. (1) The composition of the six a posteriori guilds defined by the hierarchical clustering analysis on the within-sector PCA. (2) The a priori groups of stations used preferentially by the a posteriori guilds. (3) The effects of high flows during the three selected periods on a priori group of stations used by the a posteriori guilds thanks to the four within-station co-inertia analyses. ↗ : positive covariance and ↘ : negative covariance between density of taxa and high flow.

Within-sector PCA results (Spatial distribution of <i>a posteriori</i> guilds among <i>a priori</i> groups)				CoA Results (Temporal change in <i>a priori</i> group use with high flows)		
A	Taxa (hierarchical clustering)		<i>A priori</i> groups used preferentially	Reproduction period (_R)	Growth period (_G)	Sampling period (_S)
Guilds						
Eury_4T	AIA1	GoG1 SqC1 RuR1	MC_Lot ; FC_Lot ; FC_Lent_SL	↗ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL	↘ FC_Lot ↘ FC_Lent_SL (Dconn)	↗ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL ↗ FC_Lot ↘ MC_Lot
Limno_9T	ScE1 ScE2	TiT1 TiT2 AmM2 LeG1 LeG2 AbB1 BIB1	FC_Lent_SL	↘ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL	↘ FC_Lent_SL	↘ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL
Limno_4T	PsP1 PsP2	RhS1 RhS2	FC_Lot_SL	↘ FC_Lent_SL ↗ FC_Lent_LL	↘ FC_Lent_SL	↗ FC_Lent_LL
Rheo_16T	AIA2 AIA3	BaBu2 BaBu3 BaB4 BIB2 SqC3 SqC4 RuR2 RuR3 GoG3 ChN1 AIB1 AIB2 LeL1 LeL2	MC_Lot ; FC_Lot ;	↗ FC_Lot (except for Dcrit) ↗ FC_Lent_LL	↗ FC_Lot	↘ MC_Lot ↘ FC_Lot ↗ FC_Lent_LL
Rheo_3T	BaBu1	GoG2 SqC2	MC_Lot ; FC_Lot ;	↗ MC_Lot ↗ FC_Lot	↘ MC_Lot ↗ FC_Lot (except for Dcrit)	↘ MC_Lot
Rheo_4T	BaBa1 PhP2	BaBa2 PhP1	MC_Lot ; FC_Lot ; FC_Lent_LL	↗ FC_Lent_LL ↘ MC_Lot	↗ MC_Lot	↗ FC_Lent_LL

## Figures

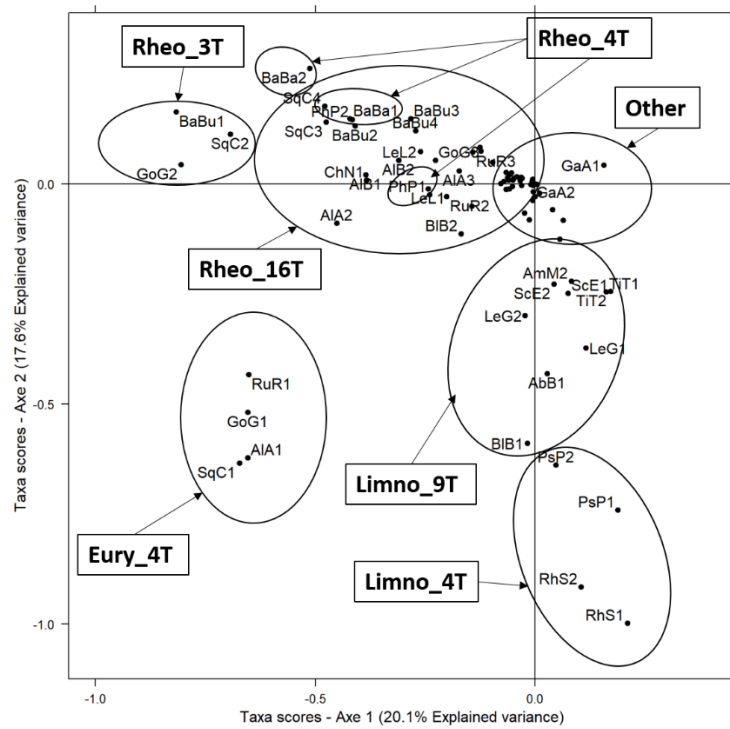


**Fig. 1** (A) Map of the Rhône River showing the eight sectors considered in this study. In [] are the code for each sector and in () the year in which restoration occurred. (B) Example of a Rhône sector (CE in Table 1) bypassed by an artificial channel (on the left) for hydropower production © IGN BD Ortho 2013; Lamouroux et al., 2015. (C) Discharge in the bypassed main channel and in the total Rhône for a given year. Bypassed discharge is reduced to a minimum flow except during floods.

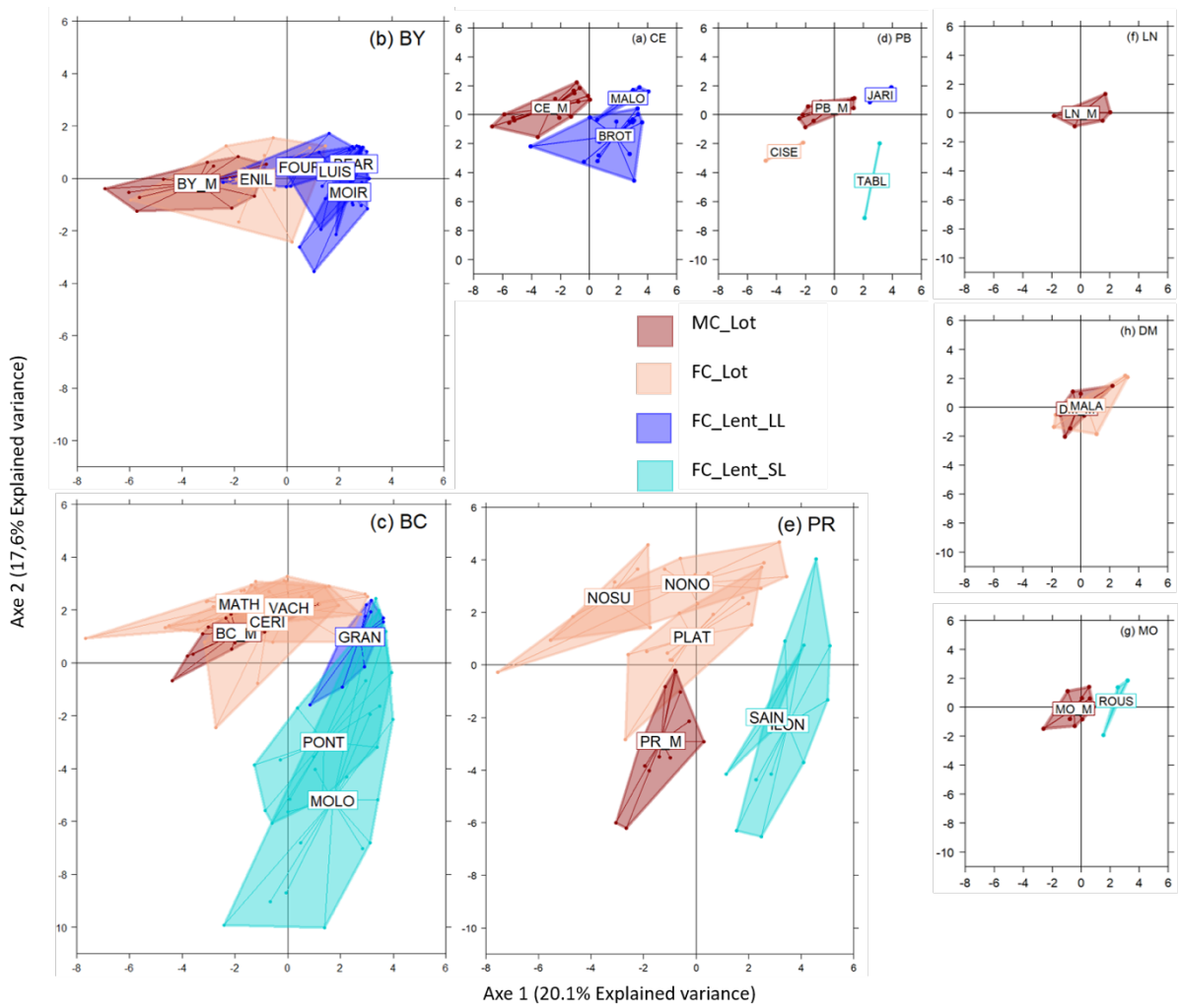


**Fig. 2** Conceptual diagram of the study design. Presentation of data, methods and results and their link with our four hypotheses (H1= Higher spatial than temporal variations in fish assemblages; H2= Marked changes in fish assemblages where restoration entailed abrupt changes in lateral connectivity; H3= Synchronous temporal changes in each station type; H4= Major influence of hydrological drivers on temporal changes (Q: discharge, T: temperature). Among sector/stations, 100 to 200 fishing points were carried out per year in each main channel (MC\_Lot in red) and about 25 fishing points in each floodplain channel (FC\_Lot in orange, FC\_Lent\_LL in dark blue and FC\_Lent\_SL in turquoise); see methods for station type definitions.

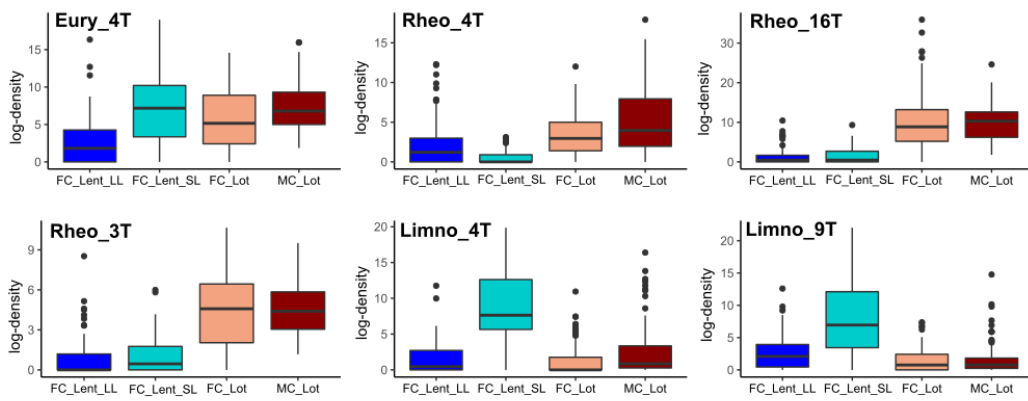




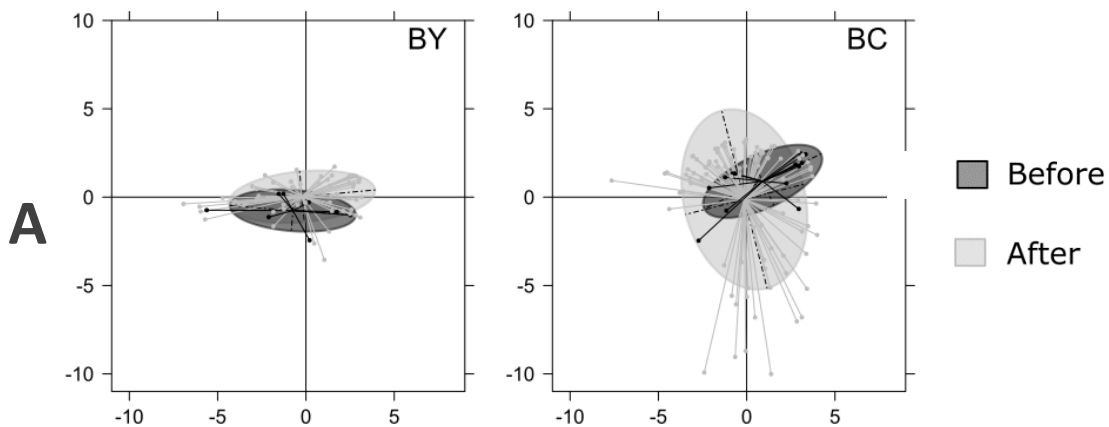
**Fig. 3** Scores of taxa on the centred within-sector PCA on fish log-densities (axes 1 and 2). A cluster analysis grouped taxa into seven guilds. Taxa labels are not indicated for the “Other” guild (except sticklebacks, GaG), because they contribute little to the fish structure and would complicate the reading. See Table 2 for taxa codes.



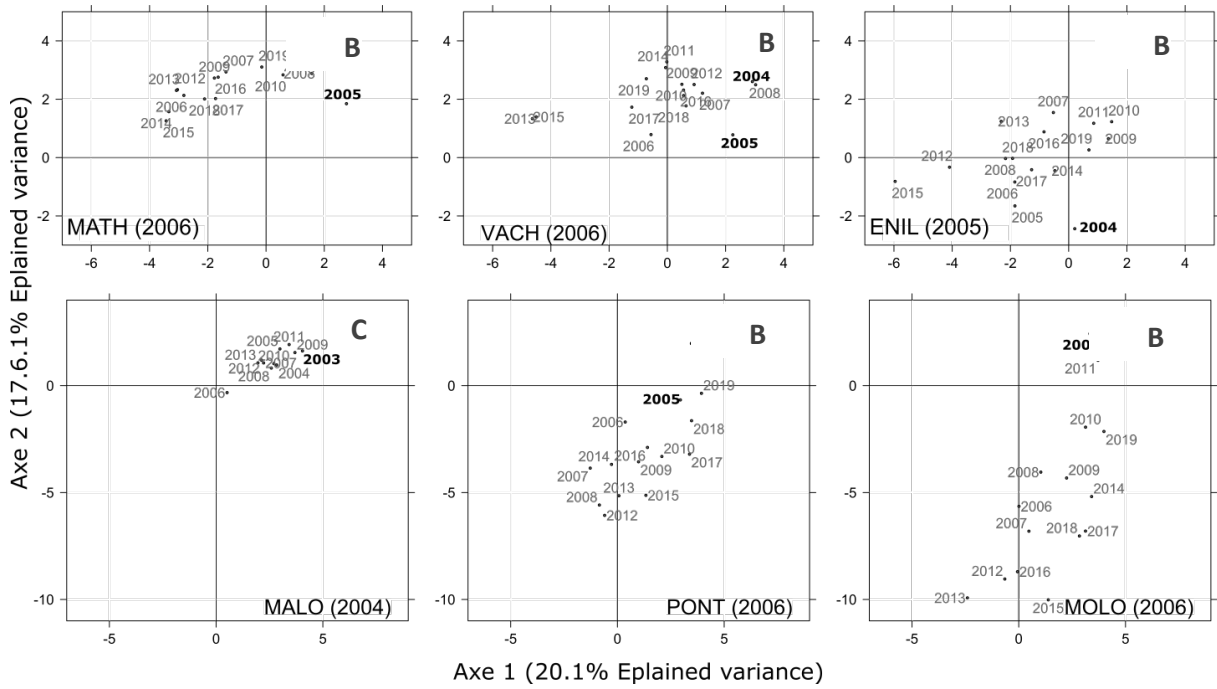
**Fig. 4** Scores of stations x years on the centred within-sector PCA on annual log-densities of the 82 taxa sampled in eight sectors. Polygons group scores by station, and their colours indicate their belonging to a priori groups of stations. See Table 1 for stations and sector code.



**Fig. 5** Statistical distribution of guild log-densities (boxplots indicate quartiles and extremes) in a priori groups of stations. Guilds are from Fig. 3. Guild log-densities are the sum of taxa log-densities.

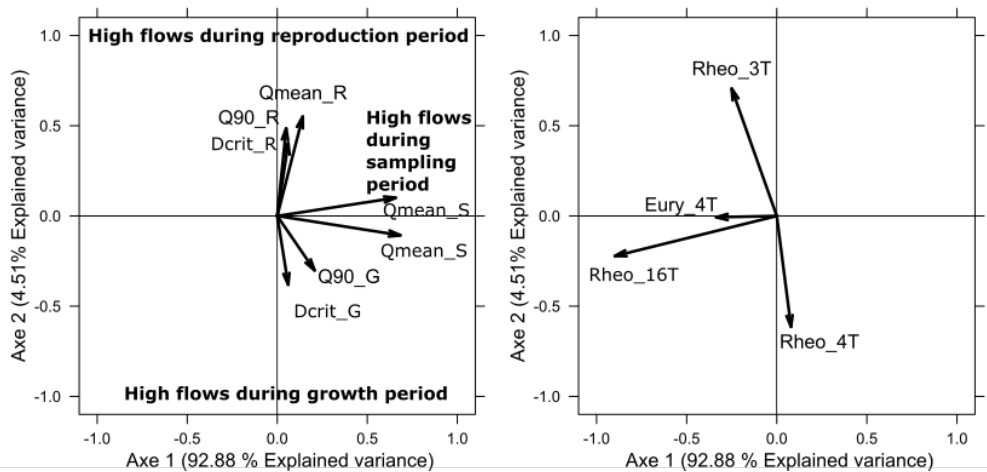


**B**

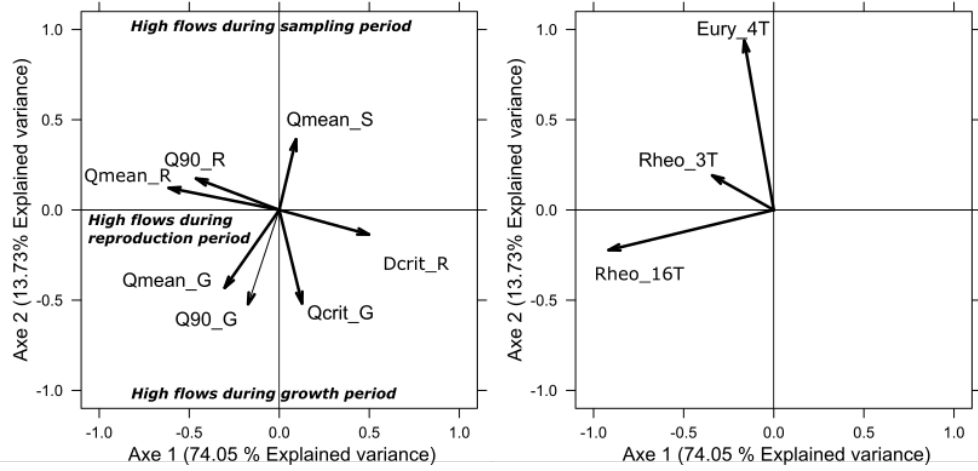


**Fig. 6** Scores of stations x years on the centred within-sector PCA, as in Fig. 4. **A)** At the sector scale with the Belley sector (BY: in which four stations have been restored and have before and after data, one of which has changed its connection regime see fig 6B) and Brégnier-Cordon sector (BC: in which six stations have been restored and have before and after data, four of which have changed their connection regime, see fig 6B). The ellipses show the 67% normalized distribution of scores, before and after restoration **B)** At the station scale: detail of the temporal trajectory for the six stations whose connection regime changed after restoration. Labels indicate sampling years, pre-restoration years are bolded. See Table 1 for sector and station codes.

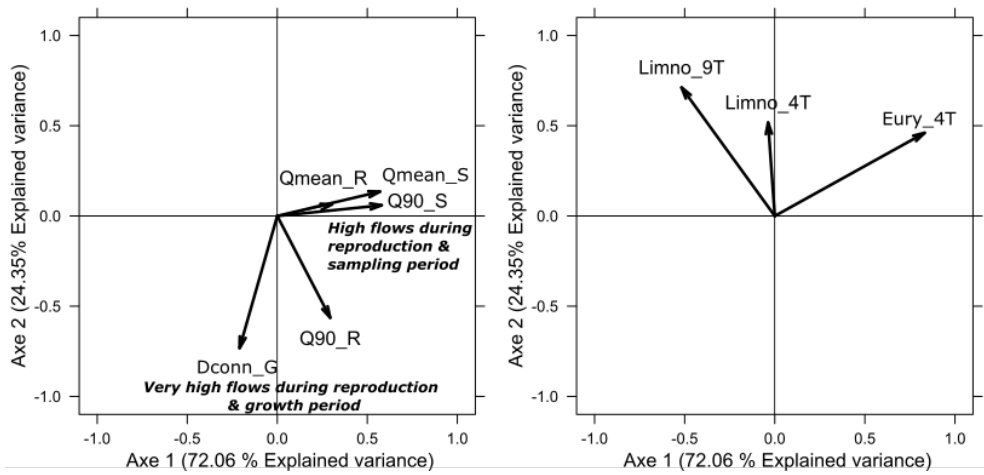
**(A) Lotic stations: MC\_Lot (N=8)**



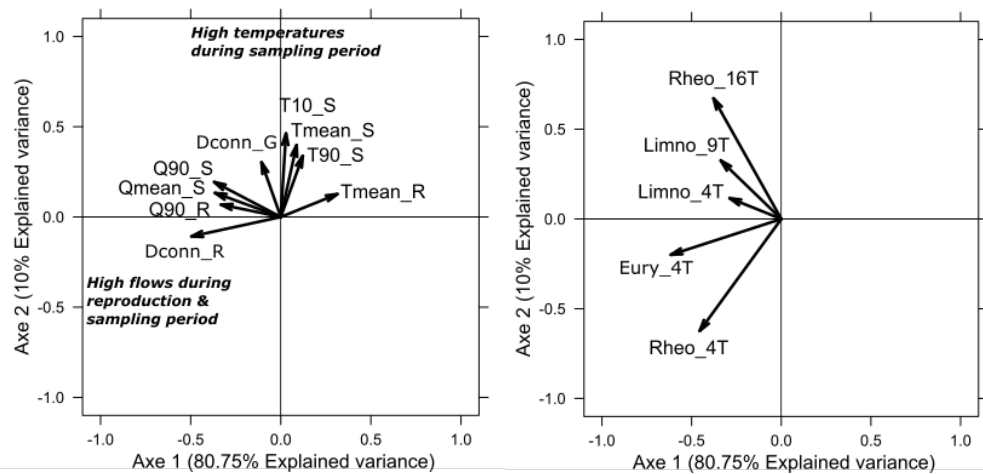
**(B) Lotic stations: FC\_Lot (N=7)**



**(C) Lentic stations with short life span: FC\_Lent\_SL (N=4)**



**(D) Lentic stations with long life span: FC\_Lent\_LL (N=5)**



**Fig. 7** Results of the four CoA analyses on the six a posteriori guilds of fish defined above and environmental (flow and temperature) datasets. Left panels show the environmental variable scores on axes 1 and 2; right panels show the posteriori guilds scores on axes 1 and 2. The text illustrates the interpretation of environmental axes. See Table 3 and Fig. 3 for variables codes and a posteriori guilds. For reasons of readability, environmental and fauna variables with a score between -0.3 and 0.3 were removed from the graphs.

## References

- Amoros, C. (2001). The Concept of Habitat Diversity Between and Within Ecosystems Applied to River Side-Arm Restoration. *Environmental Management*, 28(6), 805–817. <https://doi.org/10.1007/s002670010263>
- Amoros, C., & Bornette, G. (2002). Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains: Connectivity and biocomplexity in riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47(4), 761–776. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00905.x>
- Bain, M. B., Finn, J. T., & Booke, H. E. (1988). Streamflow Regulation and Fish Community Structure. *Ecology*, 69(2), 382–392. <https://doi.org/10.2307/1940436>
- Blanck, A., Tedesco, P. A., & Lamouroux, N. (2007). Relationships between life-history strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. *Freshwater Biology*, 52(5), 843–859. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01736.x>
- Bolland, J. D., Nunn, A. D., Lucas, M. C., & Cowx, I. G. (2012). The Importance of Variable Lateral Connectivity Between Artificial Floodplain Waterbodies and River Channels. *River Research and Applications*, 28(8), 1189–1199. <https://doi.org/10.1002/rra.1498>
- Bouquet, B., Tabouret, H., Gibert, P., Bareille, G., Pecheyran, C., Carrel, G., ... & Morat, F. (2021). Spawning areas and migration patterns in the early life history of *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758): Use of otolith microchemistry for conservation and sustainable management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(10), 2772–2787. <https://doi.org/10.1002/aqc.3682>

- Brönmark, C., Hulthén, K., Nilsson, P. A., Skov, C., Hansson, L.-A., Brodersen, J., & Chapman, B. B. (2014). There and back again: Migration in freshwater fishes. *Canadian Journal of Zoology*, 92(6), 467–479. <https://doi.org/10.1139/cjz-2012-0277>
- Brunke, M., Hoehn, E., & Gonser, T. (2003). Patchiness of River–Groundwater Interactions within Two Floodplain Landscapes and Diversity of Aquatic Invertebrate Communities. *Ecosystems*, 6(8), 707–722. <https://doi.org/10.1007/PL00021501>
- Bruslé, J., & Quignard, J.-P. (2013). *Biologie des poissons d’eau douce européens* (2e éd. [revue et augmentée]). Tec & doc-Lavoisier.
- Burgess, O. T., Pine, W. E., & Walsh, S. J. (2013). Importance of floodplain connectivity to fish populations in the Apalachicola River, Florida: floodplain connectivity. *River Research and Applications*, 29(6), 718–733. <https://doi.org/10.1002/rra.2567>
- Casatti, L., Mendes, H. F., & Ferreira, K. M. (2003). Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2), 213–222. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200006>
- Cattanéo, F. (2005). Does hydrology constrain the structure of fish assemblages in French streams? Local scale analysis. *Archiv Für Hydrobiologie*, 164(3), 345–365. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0164-0345>
- Cauvy-Fraunié, S., Trenkel, V. M., Daufresne, M., Maire, A., Capra, H., Olivier, J.-M., ... & Lamouroux, N. (2020). Interpretation of interannual variability in long-term aquatic ecological surveys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(5), 894–903. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2019-0146>
- Copp, G. H. (1987). Le rôle et le fonctionnement des milieux aquatiques du haut-Rhône français comme sites de reproduction et de nurserie pour les poissons du fleuve. Thèse de doctorat. Université Claude Bernard Lyon 1.
- Copp, G. H., & Peñáz, M. (1988). Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia*, 169(2), 209–224.
- Chessel D., Dufour, A.B., & Thioulouse, J. (2004). “The ade4 Package - I: One-Table Methods.” *R News*, 4(1), 5-10. <URL:<https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>>.
- Cowx, I. G. (2000). Potential impact of groundwater augmentation of river flows on fisheries: A case study from the River Ouse, Yorkshire, UK: IMPACT of GROUNDWATER augmentation on fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 7(1–2), 85–96. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2000.00203.x>
- Daufresne, M., Roger, M. C., Capra, H., & Lamouroux, N. (2003). Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: Effects of climatic factors: Climate change and freshwater communities. *Global Change Biology*, 10(1), 124–140. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.00720.x>
- Delariva, R. L., Agostinho, A. A., Nakatani, K. & Baumgartner, G., (1994). Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. *Revista Unimar*, 16, 41-60.
- Dolédéc, S., & Chessel D. (1989). Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique II- Prise en compte et élimination d'effets dans un tableau faunistique. *Acta Œcologica, Œcologia Generalis* 10, 207-232.

- Dolédec, S., & Chessel, D. (1994). Co-inertia analysis: An alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology*, 31(3), 277–294. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01741.x>
- Dray, S., Chessel, D., & Thioulouse, J. (2003). Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84(11), 3078–3089. <https://doi.org/10.1890/03-0178>
- Funk, A., Reckendorfer, W., Kucera-Hirzinger, V., Raab, R., & Schiemer, F. (2009). Aquatic diversity in a former floodplain: Remediation in an urban context. *Ecological Engineering*, 35(10), 1476–1484.
- Funk, A., Martínez-López, J., Borgwardt, F., Trauner, D., Bagstad, K. J., Balbi, S., ... & Hein, T. (2019). Identification of conservation and restoration priority areas in the Danube River based on the multi-functionality of river-floodplain systems. *Science of The Total Environment*, 654, 763–777. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.322>
- Fustec, É., & Lefeuvre, J.-C. (2000). Fonctions et valeurs des zones humides. *Dunod*.
- Galat, D. L., & Zweimüller, I. (2001). Conserving large-river fishes: Is the *highway analogy* an appropriate paradigm? *Journal of the North American Benthological Society*, 20(2), 266–279. <https://doi.org/10.2307/1468321>
- 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: Spawning of fish in relation to flood pulse and temperature (Volga). *Freshwater Biology*, 55(7), 1509–1519. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02362.x>
- Gouhier, T. C., & Guichard, F. (2014). Synchrony: Quantifying variability in space and time. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(6), 524–533. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12188>
- Grift, R. E., Buijse, A. D., Van Densen, W. L. T., Machiels, M. A. M., Kranenbarg, J., Klein Breteler, J. G. P., & Backx, J. J. G. M. (2003). Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. *River Research and Applications*, 19(4), 353–374. <https://doi.org/10.1002/rra.711>
- Hamilton, S. K., Sippel, S. J., Lewis, W. M., & Saunders, J. F. (1990). Zooplankton abundance and evidence for its reduction by macrophyte mats in two Orinoco floodplain lakes. *Journal of Plankton Research*, 12(2), 345–363. <https://doi.org/10.1093/plankt/12.2.345>
- Hein T., Schwarz U., Habersack H., Nichersu I., Preiner S., Willby N., & Weigelhofer G. (2016) Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. *Science of the Total Environment* 543, 718-790. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.073>
- Higginson, W., Higginson, B., Powell, M., Driver, P., & Dyer, F. (2020). Impacts of water resource development on hydrological connectivity of different floodplain habitats in a highly variable system. *River Research and Applications*, 36(4), 542–552. <https://doi.org/10.1002/rra.3409>
- Holcik, J. (1988). Influence of hydrological regime and water temperature on the activity and population density of fishes in the anabranches of the Danube. *Prace Ust. Rybar. Hydrobiol*, 6, 33–58.
- Huet, M. (1959). Profiles and Biology of Western European Streams as Related to Fish Management. *Transactions of the American Fisheries Society*, 88(3), 155–163. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1959\)88\[155:PABOWE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1959)88[155:PABOWE]2.0.CO;2)



- Humphries, P., Cook, R. A., Richardson, A. J., & Serafini, L. G. (2006). Creating a disturbance: Manipulating slackwaters in a lowland river. *River Research and Applications*, 22(5), 525–542. <https://doi.org/10.1002/rra.920>
- Ims, R. A., & Andreassen, H. P. (2000). Spatial synchronization of vole population dynamics by predatory birds. *Nature*, 408(6809), Article 6809. <https://doi.org/10.1038/35041562>
- Junk, W., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 110–127.
- Keckeis, H., Winkler, G., Flore, L., Reckendorfer, W., & Schiemer, F. (1997). Spatial and seasonal characteristics of O+ fish nursery habitats of nase, *Chondrostoma nasus* in the River Danube, Austria. *Folia Zoologica -Praha-*, 146, 143–150.
- Keith, P. & Allardi, J., (2001). Atlas des poissons d'eau douce de France. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 392 p.
- King, A.J. (2004). Ontogenetic patterns of habitat use by fishes within the main channel of an Australian floodplain river. *Journal of Fish Biology*, 65, 1582-1603. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00567.x>
- Klingeman, P. C. (1998). Conceptualization for Long-Reach River Restoration. *Engineering Approaches to Ecosystem Restoration*, 817–822. Denver, Colorado, United States: American Society of Civil Engineers. [https://doi.org/10.1061/40382\(1998\)139](https://doi.org/10.1061/40382(1998)139)
- Lamouroux, N., & Olivier, J.-M. (2015). Testing predictions of changes in fish abundance and community structure after flow restoration in four reaches of a large river (French Rhône). *Freshwater Biology*, 60(6), 1118–1130. <https://doi.org/10.1111/fwb.12324>
- Lamouroux, N., Gore, J. A., Lepori, F., & Statzner, B. (2015). The ecological restoration of large rivers needs science-based, predictive tools meeting public expectations: An overview of the Rhône project. *Freshwater Biology*, 60(6), 1069–1084. <https://doi.org/10.1111/fwb.12553>
- Lechner, A., Keckeis, H., Schludermann, E., Humphries, P., McCasker, N., & Tritthart, M. (2014). Hydraulic forces impact larval fish drift in the free flowing section of a large European river: hydraulic forces impact larval fish drift. *Ecohydrology*, 7(2), 648–658. <https://doi.org/10.1002/eco.1386>
- Lehner, B., Liermann, C. R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., ... & Wisser, D. (2011). High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(9), 494–502. <https://doi.org/10.1890/100125>
- Lévêque, C. (1995). L'habitat : Être au bon endroit au bon moment ? *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, (337-338–339), 9–20.
- Loreau, M., & de Mazancourt, C. (2008). Species Synchrony and Its Drivers: Neutral and Nonneutral Community Dynamics in Fluctuating Environments. *The American Naturalist*, 172(2), E48–E66. <https://doi.org/10.1086/589746>
- Manfrin A.M., Bunzel-Drüke M., Lorenz A.W., Maire A., Scharf M., Zimball O., & Stoll S. (2020). The effect of lateral connectedness on the taxonomic and functional structure of fish communities in a lowland river floodplain. *Science of the Total Environment* 719, 137169. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137169>

- Marle, P. (2021). Lateral Connectivity In Large River Floodplains: From Invertebrate Community Prediction To Local Food Web Transfers. Université de Genève. Doctoral Thesis. 206p. <https://doi.org/10.13097/ARCHIVE-OUVERTE/UNIGE:155064>
- Marle, P., Riquier, J., Timoner, P., Mayor, H., Slaveykova, V. I., & Castella, E. (2021). The interplay of flow processes shapes aquatic invertebrate successions in floodplain channels—A modelling applied to restoration scenarios. *Science of The Total Environment*, 750, 142081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142081>
- Marle, P., Riquier, J., Timoner, P., Mayor, H., Slaveykova, V. I., & Castella, E. (2022). Thermal regime, together with lateral connectivity, control aquatic invertebrate composition in river floodplains. *Freshwater Biology*, fwb.13974. <https://doi.org/10.1111/fwb.13974>
- Moran, P. A. (1953). The statistical analysis of the Canadian lynx cycle. *Australian Journal of Zoology*, 1(3), 291–298.
- Morandi, B., Piégay, H., Lamouroux, N., & Vaudor, L. (2014). How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management*, 137, 178–188. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.010>
- Müllner, D. (2013). fastcluster: Fast Hierarchical, Agglomerative Clustering Routines for R and Python. *Journal of Statistical Software*, 53(9). <https://doi.org/10.18637/jss.v053.i09>
- Murtagh, F., & Legendre, P. (2014). Ward's Hierarchical Agglomerative Clustering Method: Which Algorithms Implement Ward's Criterion? *Journal of Classification*, 31(3), 274–295. <https://doi.org/10.1007/s00357-014-9161-z>
- Nelva A., Persat, H. & Chessel D. (1979). Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichthyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *Compte Rendu de l'Académie des Sciences*. III -Vie 289, 1295-1298.
- Nilsson, C. (2005). Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, 308(5720), 405–408. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>
- Olden, J. D., Konrad, C. P., Melis, T. S., Kennard, M. J., Freeman, M. C., Mims, M. C., ... & Williams, J. G. (2014). Are large-scale flow experiments informing the science and management of freshwater ecosystems? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(3), 176–185. <https://doi.org/10.1890/130076>
- Olivier, J.-M., Carrel, G., Lamouroux, N., Dole-Olivier, M.-J., Malard, F., Bravard, J.-P., ... & Barthélemy, C. (2022). The Rhône River Basin. In *Rivers of Europe* (pp. 391–451). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102612-0.00007-9>
- Ovidio, M. & Philippart, J.C. (2008), Movement patterns and spawning activity of individual nase *Chondrostoma nasus* (L.) in flow-regulated and weir-fragmented rivers. *Journal of Applied Ichthyology*, 24, 256-262. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01050.x>
- Padial, A. A., Carvalho, P., Thomaz, S. M., Boschilia, S. M., Rodrigues, R. B., & Kobayashi, J. T. (2009). The role of an extreme flood disturbance on macrophyte assemblages in a Neotropical floodplain. *Aquatic Sciences*, 71(4), 389–398. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0109-z>

- Paillex, A., Castella, E., zu Ermgassen, P. S. E., & Aldridge, D. C. (2015). Testing predictions of changes in alien and native macroinvertebrate communities and their interaction after the restoration of a large river floodplain (French Rhône). *Freshwater Biology*, 60(6), 1162–1175. <https://doi.org/10.1111/fwb.12541>
- Palmer, M. A., Bernhardt, E. S., Allan, J. D., Lake, P. S., Alexander, G., Brooks, S., ... & Sudduth, E. (2005). Standards for ecologically successful river restoration: Ecological success in river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 208–217. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01004.x>
- Pander, J., Mueller, M., & Geist, J., (2018). Habitat diversity and connectivity govern the conservation value of restored aquatic floodplain habitats. *Biological Conservation* 217, 1–10.
- Pennock, C. A., Bruckerhoff, L. A., Gido, K. B., Barkalow, A. L., Breen, M. J., Budy, P., ... & Propst, D. L. (2022). Failure to achieve recommended environmental flows coincides with declining fish populations: Long-term trends in regulated and unregulated rivers. *Freshwater Biology*, 67(9), 1631–1643. <https://doi.org/10.1111/fwb.13966>
- Persat, H., & Copp, G. H. (1990). Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In *Developments in Electric Fishing* (Ed. I.G. Cowx). (Fishing News, pp. 197–209). Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Pert, E.J. & Erman, D.C. (1994), Habitat Use by Adult Rainbow Trout under Moderate Artificial Fluctuations in Flow. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123, 913-923. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1994\)123<0913:HUBART>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1994)123<0913:HUBART>2.3.CO;2)
- Petts G.E. & Amoros C., Eds. (1996) Fluvial Hydrosystems. Chapman & Hall, London. 322p.
- Plichard, L., Forcellini, M., Le Coarer, Y., Capra, H., Carrel, G., Ecochard, R., & Lamouroux, N. (2020). Predictive models of fish microhabitat selection in multiple sites accounting for abundance overdispersion. *River Research and Applications*, 36(7), 1056–1075. <https://doi.org/10.1002/rra.3631>
- Poff, N. LeRoy, & Allan, J. D. (1995). Functional Organization of Stream Fish Assemblages in Relation to Hydrological Variability. *Ecology*, 76(2), 606–627. <https://doi.org/10.2307/1941217>
- Poff, N. Leroy, & Zimmerman, J. K. H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows: Review of altered flow regimes. *Freshwater Biology*, 55(1), 194–205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x>
- Ramler, D., & Keckeis, H. (2019). Effects of large-river restoration measures on ecological fish guilds and focal species of conservation in a large European river (Danube, Austria). *Science of the Total Environment* 686, 1076-1089.
- Ranta, E., Kaitala, V., Lindström, J., & Lindén, H. (1995). Synchrony in population dynamics. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: *Biological Sciences*, 262(1364), 113–118. <https://doi.org/10.1098/rspb.1995.0184>

- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Régis J., Pattée E. & Lebreton J.D. (1981) A New Method for Evaluating the Efficiency of Electric Fishing. *Archiv für Hydrobiologie* 93, 68–82.
- Reichard, M., Jurajda, P., & Smith, C. (2004). Spatial distribution of drifting cyprinid fishes in a shallow lowland river. *Archiv Für Hydrobiologie*, 159(3), 395–407. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0395>
- Riquier, J., Piégay, H., & Šulc Michalková, M. (2015). Hydromorphological conditions in eighteen restored floodplain channels of a large river: Linking patterns to processes. *Freshwater Biology*, 60(6), 1085–1103. <https://doi.org/10.1111/fwb.12411>
- Riquier, J., Piégay, H., Lamouroux, N., & Vaudor, L. (2017). Are restored side channels sustainable aquatic habitat features? Predicting the potential persistence of side channels as aquatic habitats based on their fine sedimentation dynamics. *Geomorphology*, 295, 507–528. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.08.001>
- Rolls, R.J., Grown, I.O., Khan, T.A., Wilson, G.G., Ellison, T.L., Prior, A. & Waring, C.C. (2013), Fish recruitment in rivers with modified discharge depends on the interacting effects of flow and thermal regimes. *Freshwater Biology*, 58, 1804-1819. <https://doi.org/10.1111/fwb.12169>
- Roux, A.L., & Copp, G.H. (1993) Peuplements de Poissons. Hydrosystèmes Fluviaux, Paris: Masson 233–53.
- Scharbert, A., & Borchering, J. (2013). Relationships of hydrology and life-history strategies on the spatio-temporal habitat utilisation of fish in European temperate river floodplains. *Ecological Indicators*, 29, 348–360. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.009>
- Schiemer, F., Guti, G., Keckeis, H., & Staras, M. (2004). Ecological status and problems of the Danube River and its fish fauna: A review. In: Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries: sustaining livelihoods and biodiversity in the New Millennium, 11–14 February 2003, Phnom Penh, Kingdom of Cambodia, vol I, no. 16, pp 273–299.
- Schiemer, F., & Spindler, T. (1989). Endangered fish species of the Danube river in Austria. *Regulated Rivers: Research & Management*, 4(4), 397–407. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450040407>
- 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. <https://doi.org/10.1139/f05-060>
- Silva, P. A. da, Reynalte-Tataje, D. A., & Zaniboni-Filho, E. (2012). Identification of fish nursery areas in a free tributary of an impoundment region, upper Uruguay River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(2), 425–438. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012005000012>
- Statzner, B., Capra, H., Higler, L., & Roux, A. (1997). Focusing environmental management budgets on non-linear system responses: Potential for significant improvements to freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 37(2), 463–472.
- Stekhoven, D. J., & Buhlmann, P. (2012). MissForest—Non-parametric missing value imputation for mixed-type data. *Bioinformatics*, 28(1), 112–118. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btr597>

- Stoffers, T., Buijse, A. D., Geerling, G. W., Jans, L. H., Schoor, M. M., Poos, J. J., ... & Nagelkerke, L. A. J. (2022). Freshwater fish biodiversity restoration in floodplain rivers requires connectivity and habitat heterogeneity at multiple spatial scales. *Science of The Total Environment*, 838, 156509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156509>
- Stoffers, T., Collas, F. P. L., Buijse, A. D., Geerling, G. W., Jans, L. H., van Kessel, N., ... & Nagelkerke, L. A. J. (2021). 30 years of large river restoration: How long do restored floodplain channels remain suitable for targeted rheophilic fishes in the lower river Rhine? *Science of The Total Environment*, 755, 142931. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142931>
- Tales, E., Boët, P., Thomas, R. B. D., & Rumeau, A. (1996). Les peuplements de poissons de l'année de quelques types d'annexes fluviales dans la plaine de la Bassée (Seine). *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, (343), 189–202.
- Taylor, M. K., & Cooke, S. J. (2012). Meta-analyses of the effects of river flow on fish movement and activity. *Environmental Reviews*, 20(4), 211–219. <https://doi.org/10.1139/a2012-009>
- Tissot, L., & Souchon, Y. (2011) Synthèse des tolérances thermiques des principales espèces de poissons des rivières et fleuves de plaine de l'ouest européen. *Hydroécologie Appliquée*, EDP Sciences, 17, p.17 - p. 76.
- Tockner, K., Pusch, M., Borchardt, D., & Lorang, M. S. (2010). Multiple stressors in coupled river-floodplain ecosystems. *Freshwater Biology*, 55, 135–151. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02371.x>
- Townsend, C. R. (1989). The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 36–50.
- Townsend, C. R., & Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology*, 31(3), 265–275.
- Trenkel, V. M., Pinnegar, J. K., Rochet, M.-J., & Rackham, B. D. (2004). Different surveys provide similar pictures of trends in a marine fish community but not of individual fish populations. *ICES Journal of Marine Science*, 61(3), 351–362. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.01.004>
- Werner, R. G. (2002). Habitat requirements. Chap. 7 (pp. 161–182) in L.A. Fulman & R.G. Werner (Eds.) *Fishery science: The unique contributions of early life stages*.
- Winemiller, K. O., & Rose, K. A. (1992). Patterns of Life-History Diversification in North American Fishes: Implications for Population Regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(10), 2196–2218. <https://doi.org/10.1139/f92-242>

# RHÔN ECO

Suivi scientifique  
de la restauration  
du Rhône

Dispositifs scientifiques cadres



Partenaires scientifiques



Partenaires techniques et financiers

