



HAL
open science

Rapport scientifique du programme RhônEco (1998 – 2023)

Jean-Michel Olivier, Nicolas Lamouroux, Emmanuel Castella, Maxence Forcellini, Camille Lebrun, Jérémie Riquier, Anaëlle Bouloy, Georges Carrel, Maxime Logez, Hélène Mayor, et al.

► **To cite this version:**

Jean-Michel Olivier, Nicolas Lamouroux, Emmanuel Castella, Maxence Forcellini, Camille Lebrun, et al.. Rapport scientifique du programme RhônEco (1998 – 2023). [Rapport de recherche] Université Lyon 1; CNRS; INRAE; Université de Genève. 2024, 325 p. hal-04679390

HAL Id: hal-04679390

<https://hal.science/hal-04679390v1>

Submitted on 27 Aug 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
de la restauration
du Rhône

The background is a photograph of a river scene. The water is calm and reflects the surrounding greenery. On the left bank, there are tall reeds. The right bank is lined with dense trees, including what appear to be willows. The sky is a pale, clear blue. The entire image is overlaid with a semi-transparent white graphic element that resembles a stylized wave or a ribbon, which frames the central text.

Rapport scientifique du programme RhônEco (1998 – 2023)

Rapport scientifique du programme RhônEco (1998 – 2023)

Version du 26 juillet 2024



Université Claude Bernard



Coordination scientifique : Jean-Michel Olivier (UMR CNRS 5023, LEHNA), Nicolas Lamouroux (INRAe, RiverLy), Emmanuel Castella (Département F.A.Forel des Sciences de l'Environnement et de l'Eau & Institut des Sciences de l'Environnement, Université de Genève), Maxence Forcellini (INRAe, RiverLy), Camille Lebrun (UMR CNRS 5023, LEHNA), Jérémie Riquier (UMR CNRS 5600, EVS, Université de Saint-Etienne)

Contribution scientifique et technique : Anaëlle Bouloy (INRAe, RiverLy), Georges Carrel (INRAe, RECOVER), Maxime Logez (INRAe, RiverLy), Hélène Mayor (Département F.A.Forel & Institut des Sciences de l'Environnement, Université de Genève), Pierre Marle (Département F.A.Forel & Institut des Sciences de l'Environnement, Université de Genève), Ivan Paz-Vinas (UMR CNRS 5023, LEHNA), Hervé Piégay (UMR CNRS 5600, EVS), Raphael Santos (UMR CNRS 5023, LEHNA), Nicolas Tissot (UMR CNRS 5600, EVS), Abdelkader Azougui (INRAe, RiverLy), Hervé Capra (INRAe, RiverLy), Bertrand Launay (INRAe, RiverLy), Guillaume Le Goff (INRAe, RiverLy), Anael Marchand (INRAe, RiverLy), Jacques Mouthon (INRAe), Hervé Pella (INRAe, RiverLy), Robin Dadure (INRAe RECOVER), Basile Cousin (UMR CNRS 5023, LEHNA), Noéline Garcia (UMR CNRS 5023, LEHNA), Mathieu Tocaben (UMR CNRS 5023, LEHNA)

Avec le soutien efficace du Graie.

Pour citer ce rapport

Olivier J.-M., Lamouroux N., Castella E., Forcellini M., Lebrun C., Riquier J., *et al.* (2024). *Rapport scientifique du programme RhônEco (1998 – 2023)*. 325 p.

RhônEco est un programme animé par le Graie. Pour toute information vous pouvez contacter Bertrand Morandi (bertrand.morandi@graie.org)

Table des matières

1. Introduction.....	7
2. La réhabilitation écologique des plaines alluviales du Rhône.....	10
3. Organisation du programme RhônEco	14
4. Anthropisation fluviale et évolution des peuplements piscicoles du Rhône	17
4.1 Introduction	17
4.2 Les données piscicoles historiques et contemporaines	17
4.2.1 <i>Origine et nature des données historiques sur le bassin versant</i>	<i>19</i>
4.2.2 <i>Les données contemporaines sur le bassin versant du Rhône.....</i>	<i>21</i>
4.2.3 <i>Techniques et méthodes d'échantillonnage</i>	<i>22</i>
4.3 Evolution séculaire des peuplements piscicoles	23
4.3.1 <i>Organisation des données</i>	<i>23</i>
4.3.2 <i>La liste taxonomique.....</i>	<i>24</i>
4.3.3 <i>Analyse des données.....</i>	<i>27</i>
4.3.4 <i>Résultats</i>	<i>28</i>
4.4 Évolution contemporaine des peuplements piscicoles du Rhône.....	31
4.4.1 <i>Méthode</i>	<i>31</i>
4.4.2 <i>Résultats et discussion.....</i>	<i>32</i>
4.5 Dynamique temporelle de l'abondance de quinze espèces communes.....	40
4.5.1 <i>Méthodes.....</i>	<i>41</i>
4.5.2 <i>Résultats et discussion.....</i>	<i>45</i>
4.6 Discussion	50
5. Réponses aux augmentations de débits réservés dans les Vieux Rhône	52
5.1 Réponses des communautés de macroinvertébrés benthiques	52
5.1.1 <i>Méthodes.....</i>	<i>52</i>
5.1.2 <i>Synthèse des campagnes d'échantillonnage</i>	<i>55</i>
5.1.3 <i>Analyse descriptive</i>	<i>55</i>
5.1.4 <i>Analyse prédictive.....</i>	<i>64</i>
5.2 Réponses des communautés de piscicoles.....	68

5.2.1	<i>Analyse globale (9 secteurs)</i>	68
5.2.2	<i>Haut-Rhône : Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon</i>	72
5.2.3	<i>Vieux Rhône de Pierre-Bénite</i>	87
5.2.4	<i>Vieux Rhône de Péage-de-Roussillon</i>	92
5.2.5	<i>Vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon</i>	98
5.2.6	<i>Conclusion</i>	112
6.	Réponses à la réhabilitation écologique des lônes	115
6.1	Analyse des évolutions morpho-sédimentaires	115
6.1.1	<i>Les bras vifs du Rhône se comblent-ils et à quel rythme ?</i>	117
6.1.2	<i>Comment se compose le substrat de surface en fond de lit des bras et quelle est la mobilité des particules grossières ?</i>	125
6.1.3	<i>Peut-on prédire l'évolution hydromorphologique des bras vifs ? Dés résultats encourageants qui restent à conforter.</i>	134
6.1.4	<i>Conclusion</i>	137
6.2	Analyses des communautés de macroinvertébrés benthiques.....	138
6.2.1	<i>Méthodes</i>	139
6.2.2	<i>Le secteur de Belley (2003 – 2021).</i>	142
6.2.3	<i>Le secteur de Brégnier-Cordon (2003 – 2021).</i>	160
6.2.4	<i>Le secteur du Péage-de-Roussillon (2007 – 2022).</i>	172
6.2.5	<i>Les secteurs de Donzère-Mondragon et Montélimar (2009 – 2022).</i>	183
6.2.6	<i>Perspectives</i>	198
6.3	Assemblages de poissons	204
6.3.1	<i>Lônes du Haut-Rhône</i>	206
6.3.2	<i>Secteur de Péage de Roussillon</i>	222
6.3.3	<i>Secteur de Donzère-Mondragon</i>	226
6.3.4	<i>Conclusion</i>	234
7.	Note sur la complémentarité des habitats de la plaine alluviale pour les poissons	236
7.1	Des habitats complémentaires pour les assemblages de poissons : dynamique spatio-temporelle de l'utilisation des habitats par les poissons d'une plaine alluviale restaurée sur deux décennies (Bouloy et al. 2024)	236
7.1.1	<i>Introduction</i>	236
7.1.2	<i>Utilisation spatio-temporelle des habitats de la plaine alluviale</i>	237

7.1.3	<i>Focus sur les effets de la restauration</i>	239
7.1.4	<i>Focus sur les effets des hauts débits sur l'utilisation des habitats</i>	239
7.2	Des habitats complémentaires pour la dynamique des populations ?	241
7.2.1	<i>Introduction</i>	241
7.2.2	<i>Méthodes</i>	241
7.2.3	<i>Hypothèses</i>	244
7.2.4	<i>Discussion</i>	249
8.	Conclusion générale	251
9.	Références bibliographiques	256
10.	Annexes	273

Le tissu du vivant dont nous sommes des fils se déchire tout autour de nous, fragilisant nos futurs possibles. Nous le savons, et pourtant le sentiment d'impuissance domine. Pourquoi ? C'est qu'on défend mal ce qu'on comprend mal. Et si nous nous étions trompés sur la nature de la "nature" ? On imagine volontiers le monde vivant aujourd'hui comme une cathédrale en feu. Mais le tissu du vivant, cette aventure de l'évolution qui trame ensemble toutes les espèces de la biosphère, n'est pas un patrimoine figé et fragile. Il est une force dynamique de régénération et de création continue. Le vivant, ce n'est pas une cathédrale en flammes, c'est un feu qui s'éteint.

Comprendre le vivant de cette façon rend visibles les paradoxes qui nous lient à lui. Il n'a pas besoin de nous, mais il est à défendre. Il est affaibli par nos atteintes mais plus puissant que nous. Ce n'est pas nous qui l'avons fait, c'est lui qui nous a faits. Le défendre, ce n'est pas le rebâtir comme une cathédrale en ruine, c'est l'aviver. Il peut toujours repartir si nous lui restituons les conditions pour qu'il exprime sa résilience et sa prodigalité natives. Le problème devient désormais : comment « raviver les braises » ? Cette voie nous redonne une puissance d'agir.

Baptiste MORIZOT « Raviver les braises du vivant. Un front commun » (2020)

1. Introduction

Le Rhône, fleuve puissant (débit spécifique compris entre 29,5 et 32,4 L/s/km² entre Pougny et Lyon et entre 17,7 et 20,4 L/s/km² en aval de Lyon) est, avec le Rhin et le Danube, un des trois grands fleuves alpins médio-européens. Ces trois fleuves prennent leur source dans les Alpes, sont majoritairement alimentés par la fonte des neiges et des glaces et possèdent sur une grande partie de leur cours des tronçons à chenaux multiples, en raison d'une pente importante et de forts apports sédimentaires grossiers. Ils constituent des exemples démonstratifs de grands cours d'eau de piedmont ayant subi au fil du temps des modifications profondes en lien avec les activités humaines. A partir du XV^{ème} siècle, différents types de travaux de protection contre les inondations et d'endiguements destinés à contraindre les écoulements dans un chenal de largeur restreinte, notamment pour faciliter la navigation, ont modifié les processus d'érosion-transport-dépôt de sédiments dans les plaines alluviales, modifiant ainsi la dynamique fluviale, la diversité, la distribution spatiale des habitats et la connectivité hydrologique au sein de l'hydrosystème. Plus récemment, la construction des aménagements hydroélectriques a très fortement contribué à l'altération du fonctionnement hydro-morpho-sédimentaire et de la diversité des habitats dans les plaines alluviales. C'est à partir de ce constat qu'ont été élaborés des programmes de réhabilitation écologiques destinés à retrouver en partie les mosaïques d'habitats caractéristiques des plaines alluviales et la biodiversité associée (Schiemer *et al.*, 1999 ; Simons *et al.*, 2001 ; Bölscher *et al.*, 2013 ; Lamouroux *et al.*, 2015 ; Hein *et al.*, 2016 ; Eschbach *et al.*, 2018, Stoffers *et al.*, 2021).

Le programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône a été mis en œuvre à la fin des années 1990. Cette décision a été initiée par une prise de conscience de certains riverains, d'associations de protection de la nature et des services de l'Etat, de l'importance des impacts induits par la construction des ouvrages hydroélectriques sur le Rhône et notamment la mise en débit réservé des vieux-Rhône. Le programme a ensuite été intégré dans les objectifs du Plan Rhône. La construction du programme de restauration nécessite de prendre en compte les usages liés au fleuve : production énergétique, navigation, développement urbain, développement industriel et économique, production d'eau potable. Dans ce cadre, définir des objectifs de restauration écologique qui s'inscrivent dans une vision à long terme et qui visent à concilier les usages du fleuve et le maintien d'une diversité d'habitats au sein des plaines alluviales et la biodiversité associée constitue un véritable challenge.

D'abord porté par les collectivités locales du secteur de Pierre-Bénite, en aval immédiat de Lyon, puis par celles du Haut-Rhône avec comme *leitmotiv* le slogan « *retrouver un fleuve vif et courant* », le programme de restauration a été mis en œuvre sur le Rhône depuis 2000, date des premières réhabilitations de lônes à Pierre-Bénite et de l'augmentation du débit réservé dans ce vieux-Rhône. Avant l'élaboration du « Programme Décennal de Restauration Hydraulique et Ecologique du Rhône », des travaux avaient été initiés dans différents secteurs du Rhône comme à Brégnier-Cordon (Henry *et al.*, 2015), à Péage-de-Roussillon (Réserve Naturelle des Îles de la Platière) ou à Donzère-Mondragon. Le programme décennal de restauration comportait à l'origine trois volets : la réhabilitation des axes de migration pour les grands migrateurs (aloses, anguilles, lamproies), l'augmentation des débits réservés dans 8 tronçons prioritaires (Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon, Miribel-Jonage, Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon, Montélimar, Donzère-

Mondragon) et la réhabilitation écologique de certaines annexes fluviales (lônes), milieux pour lesquels un fort potentiel écologique avait été identifié. La mise en œuvre de la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques a conduit à l'augmentation du débit réservé sur une partie des autres aménagements hydroélectriques du Rhône le 1^{er} janvier 2014. Parmi ceux-ci, les enjeux écologiques potentiels liés à l'augmentation du débit minimum dans le vieux-Rhône de Baix - Le Logis Neuf ont été identifiés comme importants (**Figure 1-1**).

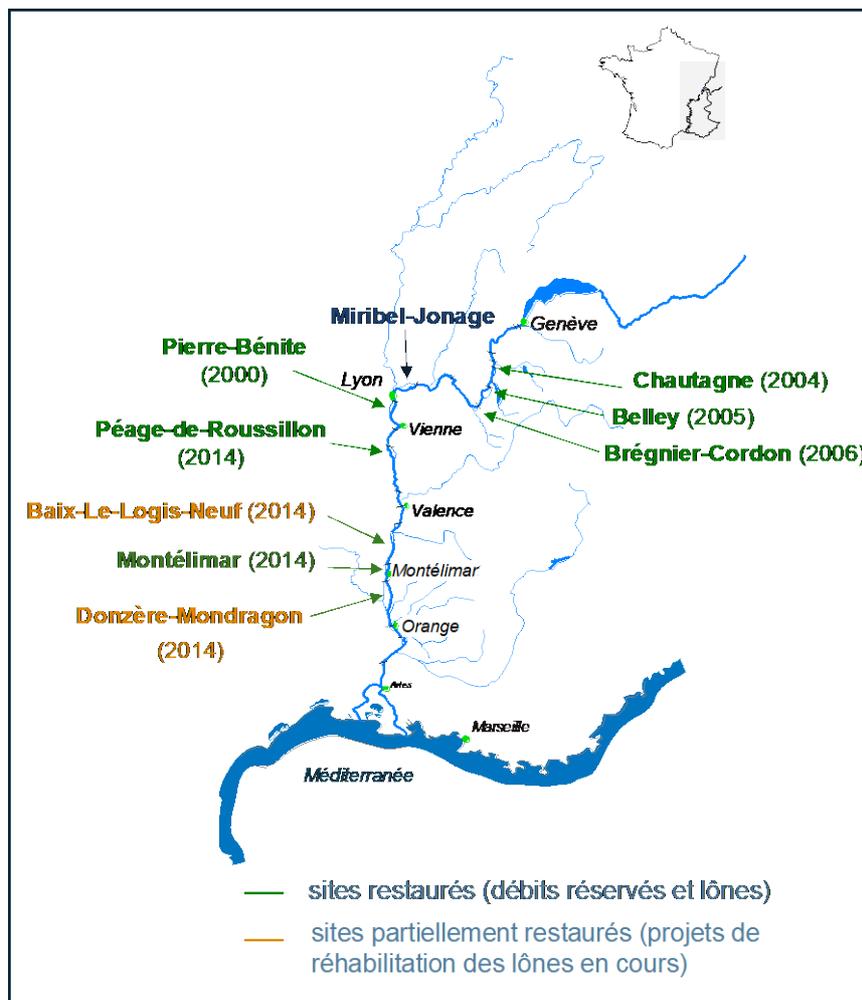


Figure 1-1 - Carte du Rhône montrant les 9 sites suivis dans le cadre du programme RhônEco. Les sites restaurés sont indiqués en vert, les sites partiellement restaurés (augmentation du débit réservé en janvier 2014) en orange.

Les travaux de recherche développés par l'Observatoire des sédiments du Rhône (OSR) ont dressé un bilan du transport des sédiments grossiers à l'échelle du fleuve. Les résultats mettent en évidence de forts déficits de transports la charge de fond et l'existence de tronçons très incisés, parfois associé à l'établissement d'un pavage (Parrot, 2015 ; Vasquez et al., 2019). Différentes causes ont été identifiées : la construction des endiguements « Girardon » à partir de la deuxième moitié du XIX^{ème} siècle, les extractions de granulats dans le lit mineur et la construction des barrages hydroélectriques. Une réflexion s'est donc engagée autour de la possibilité de remobiliser les sédiments piégés par les endiguements « Girardon » et de réinjecter des matériaux grossiers

directement dans le lit du fleuve afin de limiter le déficit sédimentaire des vieux-Rhône et d'améliorer les conditions d'habitat. A la même époque, les réflexions autour de la manière de définir et d'atteindre des objectifs écologiques en cohérence avec « le bon potentiel écologique » (au sens de la DCE) ont conclu que la réhabilitation des caractéristiques morfo-sédimentaires dans les vieux-Rhône classés en « masses d'eau fortement modifiées » constituait le moyen d'améliorer efficacement la qualité écologique de ces milieux. De nouvelles actions de restauration écologique ont donc été étudiées et programmées afin de démanteler une partie des endiguements du 19^{ème} siècle. L'objectif est de promouvoir l'érosion latérale du lit et si possible, dans certaines limites, le transport et la recharge sédimentaires dans les tronçons court-circuités par les barrages. Une opération pilote a d'abord été réalisée dans le Vieux-Rhône de Donzère, elle a été suivie par des opérations de grande envergure dans les vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon et de Baix-Le Logis-Neuf et devrait se poursuivre prochainement dans le Vieux-Rhône de Pierre-Bénite. Ces actions sont parfois complétées par des opérations locales de recharge sédimentaire.

Toutes ces opérations ont pour ambition d'améliorer la diversité et la qualité de l'habitat physique dans la plaine alluviale aménagée. L'augmentation des débits réservés dans les sections court-circuitées et la réhabilitation de certaines annexes fluviales, en modifiant les surfaces en eau, les profondeurs et les modalités de connexion au chenal courant, sont les deux leviers utilisés pour atteindre ces objectifs.

Dès les premières réflexions sur la restauration du Rhône, les financeurs du programme ont décidé de mettre en place un suivi scientifique dédié à l'évaluation de l'efficacité des opérations de restauration écologique. Depuis le début des années 1980, la communauté scientifique régionale, fédérant des chercheurs de différentes disciplines, s'est mobilisée autour des problématiques concernant l'écologie du Rhône au sens large et ce aussi bien dans un cadre de recherche fondamentale que de coopération avec les acteurs du fleuve (Services de l'Etat, Agence de l'Eau, CNR, EDF). C'est dans ce contexte que les scientifiques ont développé des travaux autour de la problématique de la restauration écologique du fleuve (programme RhônEco) (<https://www.rhoneco.fr/>). 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 Hommes-Milieus Vallée du Rhône (OHM VR) (<https://ohm-vallee-du-rhone.fr/>). Ce travail de recherche méthodologique a abouti à la proposition d'un certain nombre de métriques et d'indicateurs permettant de 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. Le programme RhônEco ne prend pas en charge le suivi de la réhabilitation des axes de migration pour les grands migrants.

Les résultats des premières analyses de l'évolution des milieux restaurés et des communautés aquatiques, de l'évaluation de l'impact sociétal de la restauration écologique du Rhône ont été publiés dans 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 ont permis l'édition par le Graie d'un document de synthèse à destination des acteurs du Rhône et des financeurs du programme (téléchargeable sur le Portail documentaire RhônEco : <https://hal.science/RHONECO/hal->

[04558128v1](#)). Ces travaux s'appuient sur l'utilisation de modèles prédictifs développés dans le cadre de RhônEco et démontrent la capacité actuelle de prédire, au moins en partie, les changements physiques (évolution morpho-sédimentaire des bras restaurés) et biologiques (abondances des espèces, biodiversité) induits par les actions de restauration écologique.

Le programme RhônEco permet d'alimenter deux types d'action :

- un observatoire destiné à montrer l'évolution des sites restaurés afin d'évaluer si les objectifs de la restauration sont atteints (mesurer des changements),
- l'amélioration de la définition des objectifs de restauration écologique en intégrant dans la démarche les résultats, les outils (modèles) et conclusions obtenus sur les sites déjà restaurés.

Ce document présente de manière synthétique les derniers résultats du programme RhônEco obtenus au cours de la période 2019-2023. Il dresse un bilan des retours d'expériences sur les sites restaurés et sur les développements méthodologiques réalisés au sein du Programme RhônEco avec notamment une consolidation des observations post-restauration sur les sites de Péage-de-Roussillon, Baix - Le logis Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon et des conclusions étayées sur les autres sites en raison de la durée d'observation après réhabilitation.

2. La réhabilitation écologique des plaines alluviales du Rhône

L'hydrosystème rhodanien, en raison de son caractère alpin, de son histoire et du fait qu'il traverse plusieurs régions aux climats contrastés avec un gradient thermique marqué pour se jeter dans la méditerranée, possédait, avant les grandes phases d'aménagements et d'anthropisation du 19^{ème} et du 20^{ème} siècles, une biodiversité très riche en lien avec la diversité des types d'habitats de ses plaines alluviales (Olivier *et al.*, 2022). L'aménagement du fleuve, l'urbanisation et l'industrialisation du corridor rhodanien ont fortement altéré le fonctionnement (i.e. les processus physiques, biologiques et écologiques), la morphologie et la santé de l'écosystème ainsi que sa biodiversité.

Dans ce contexte, l'ambition du programme de restauration écologique du Rhône est de tenter de réhabiliter une diversité d'habitats caractéristiques d'un grand fleuve médio-européen. Les actions de restauration écologique mises en œuvre sur le Rhône sont en grande partie celles qui sont développées sur d'autres cours d'eau dans le monde (Rogosch *et al.*, 2024). Les leviers qui peuvent être mobilisés pour atteindre ces objectifs sont :

- le débit du cours d'eau en aval des barrages dont l'augmentation induit des changements des paramètres hydrauliques des habitats (largeur, profondeur, vitesses d'écoulement, contrainte au fond) et les distributions de fréquences des types d'habitats définis par des combinaisons de valeurs de ces variables ;

- des travaux de génie civil destinés à recréer, remodeler, draguer, reconnecter des anciens bras ayant évolué vers une déconnexion du chenal principal et/ou un atterrissement depuis la mise en service des aménagements hydroélectriques.

Les axes de restauration concernent donc des modifications des caractéristiques physiques des habitats, dans le chenal courant (vieux-Rhône) ou dans les annexes fluviales.

Les actions de restauration écologique mises en œuvre sur le Rhône sont en grande partie celles qui sont développées sur d'autres cours d'eau dans le monde (Rogosch *et al.*, 2024).

Dans les vieux-Rhône concernés par le programme RhônEco, les débits réservés ont été modifiés entre 2000 et 2014 (**Tableau 2-1**). Ces tronçons représentent un linéaire cumulé de ~110 km sur les 522 km du cours français du Rhône. Les vitesses de courant moyennes peuvent être multipliées par 5 dans certains Vieux-Rhône suite à l'augmentation de débit réservé (ex : à Pierre-Bénite).

Tableau 2-1 - Valeurs de débits réservés dans les vieux-Rhône suivis.

Secteurs	Débit moyen annuel m ³ .s ⁻¹	Date de restauration	Débit réservé m ³ .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	1490	01/2014	60	75,4

La réhabilitation des lônes concerne une quarantaine de sites dont 32 font l'objet d'un suivi dans le cadre de RhônEco (**Tableau 2-2**). Des lônes témoins non-restaurées sont également intégrées au suivi. Les modalités de réhabilitation varient en fonction du contexte géographique et historique du secteur :

- reconnexion amont et aval avec ou sans creusement (bras secondaires),
- reconnexion aval généralement avec creusement et/ou dragage,
- dragage et approfondissement d'une lône existante,
- création de mares plus ou moins temporaires.

A Péage-de-Roussillon et à Donzère-Mondragon, en raison de la densité des endiguements « Girardon », la réhabilitation des lônes intègre parfois des opérations de démantèlement des digues et épis anciens afin de reconnecter les lônes au Vieux-Rhône, c'est le cas par exemple pour

la lône de la Boussarde à Péage-de-Roussillon, des lônes Grange écrasée, Dames, Banc rouge et Désirade à Donzère.

Ces actions de réhabilitation physique du Rhône, très ciblées sur des paramètres hydrauliques et morphologiques, modifient les flux d'eau et de sédiments et les échanges entre les différents types de bras. Elles modifient également les flux et les échanges de nutriments en solution dans l'eau avec des conséquences potentielles en cascade sur les processus de production et de dégradation de la matière organique, la nature et la disponibilité de ressources trophiques, et *in fine* sur la structuration des réseaux trophiques. L'évolution de structures des communautés et des populations aquatiques à la suite des actions de réhabilitation exprime donc la réponse de ces organismes à la fois aux modifications physiques des habitats mais également aux modifications de fonctionnement écologique engendrées, notamment la production et l'utilisation des ressources trophiques (Whitney *et al.*, 2020). L'interprétation des évolutions post-réhabilitation peut donc se heurter à la complexité de la réponse des organismes en raison des interactions multiples entre facteurs abiotiques (par exemple ceux modifiés par la réhabilitation physique du fleuve) et facteurs biotiques (par exemple les modifications des interactions entre les espèces consécutives aux modifications de fonctionnement écologique en lien avec les changements physiques). Ainsi, la démarche d'évaluation des effets de la réhabilitation écologique d'un système fluvial comme le Rhône, doit également s'intéresser aux modifications des processus écologiques consécutifs aux actions de réhabilitation.

Tableau 2-2 – Liste des lônes réhabilitées et suivis dans le cadre de RhônEco.

Secteur	Lône (CODE)	Type de restauration				Type de connexion	
		Recrues- sement	Ouvert. amont	Ouvert. aval	Travaux particuliers	Avant	Après
Chautagne	Malourdie (MALO)	X		X		Aucune	Aval
	Brotalet (BROT)	X				Aval	Aval
Belley	Luisettes (LUIS)	X				Aval	Aval
	Moiroud (MOIR)	X				Aval	Aval
	Béard (BEAR)	X		X		Aucune	Aval
	Fournier (FOUR)	X				Aval	Aval
	Yenne_en l'île (ENIL)	X	X	X		Aucune	Amont- aval
	Lucey (LUCE)				Abaissement du passage à gué	Amont- aval	Amont- aval
Brégnier- Cordon	Chantemerle (CHAN)	X				Amont- aval	Amont- aval
	Granges (GRAN)	X		X		Aucune	Aval
	Vachon (VACH)	X	X			Aval	Amont- aval

	Cerisiers (CERI)	X			Dragage localisé	Amont-aval	Amont-aval
	Molottes (MOLO)	X		X		Aucune	Aval
	Mattant (MATH)	X	X	X		Aucune	Amont-aval
	Ponton (PONT)	X		X		Aucune	Aval
Pierre-Bénite	Table Ronde (TABL)	X		X		Aucune	Aval
	Ciselande (CISE)	X	X	X		Aucune	Amont-aval
	Jaricot (JARI)	X		X		Aucune	Aval
Péage-de-Roussillon	Platière (PLAT)				Abaissement de la digue rive gauche du vieux-Rhône, démantèlement du casier amont	Aval	Aval
	Noyé Nord (NONO)	X	X	X		Aucune	Amont-aval
	Noyé Sud (NOSU)	X	X	X		Aucune	Amont-aval
	Ilon (ILON)	X			Creusement de marres en amont de la lône	Aval	Aval
	Boussarde (BOUS)	X	X		Démantèlement de casiers Girardon	Aval	Amont-aval
	Sainte (SAIN)	X		X		Aucune	Aval
Baix-le Logis-Neuf	Géronton (GERO)	X	X	X		Aucune	Amont-aval
Montélimar	Roussette (ROUS)	X				Aval	Aval
Donzère-Mondragon	Grange écrasée (GREC)	X	X	X	Reconfiguration de la connexion aval	Aval	Amont-aval
	Lône Malaubert & Surelle (MALA)				Démantèlement casiers Girardon amont, abaissement du niveau de connexion	Aval	Aval
	Dames (DAME)	X	X	X		Aucune	Amont-aval
	Dion (DION)				Démantèlement casiers Girardon coté vieux-Rhône	Amont-aval	Amont-aval
	Banc Rouge (BARO)	X	X	X		Aucune	Amont-aval
	Désirade (DESI)	A venir	A venir	A venir		Aucune	

3. Organisation du programme RhônEco

Dès la construction du programme RhônEco, l'objectif était de développer des modèles prédictifs afin d'estimer au mieux les effets des procédures de restauration sur les composantes physiques du milieu et les incidences sur la structure des communautés aquatiques. Plusieurs exigences devaient être respectées pour atteindre cet objectif :

- être en mesure de modéliser les changements des variables physiques clefs (i.e. ayant un effet avéré sur l'évolution des facteurs physiques importants pour la caractérisation des habitats et l'évolution des biocénoses) en lien avec les procédures de restauration,
- définir des métriques pertinentes pour évaluer la réponse des organismes aux changements physiques consécutifs à la mise en place des procédures de restauration,
- organiser des suivis compatibles avec les exigences méthodologiques et les moyens techniques et financiers, standardiser les méthodes d'échantillonnage,
- disposer de données pré-restauration suffisamment pertinentes (i.e. sur plusieurs années avant restauration) et sur suffisamment de sites restaurés,
- disposer de données post-restauration sur le moyen-long terme afin de les comparer aux prédictions issues des modèles et d'évaluer le succès de la restauration écologique.

Le programme RhônEco bénéficie d'un financement long et utilise des données collectées parfois sur une durée de vingt ans avant la restauration des sites. Ce cas de figure est exceptionnel à l'échelle internationale dans une période où la restauration écologique des cours d'eau a pris une place de premier plan, notamment en lien avec les exigences réglementaires.

D'un point de vue technique, le suivi des Vieux-Rhône restaurés concerne essentiellement la collecte de données sur les peuplements de poissons et de macroinvertébrés benthiques.

Les peuplements de poissons sont échantillonnés par pêche électrique, la méthode utilisée consiste en la collecte de nombreux petits échantillons répartis dans des stations de pêche situées dans les Vieux-Rhône. Les données sont collectées annuellement et l'effort de pêche est dimensionné en fonction de la longueur des Vieux-Rhône.

Les macroinvertébrés benthiques ainsi que les paramètres hydrauliques sont échantillonnés sur les mêmes stations selon un tirage aléatoire sur 20 transects. Les invertébrés sont récoltés avec un cylindre de Hess muni d'un filet de vide de maille de 200 μm jusqu'en 2013 puis 400 μm à partir de 2014. Les premiers centimètres de substrat et la faune associée sont collectés sur une surface de 0.05 m^2 . Les échantillons sont ensuite triés et les organismes identifiés et dénombrés au laboratoire. La fréquence d'échantillonnage varie de 1 à 3 ans.

Dans la plupart des cas, la réhabilitation des annexes fluviales ouvre des milieux relativement « neufs » en raison de l'intensité des travaux de génie civil déployés. Ces milieux connectés ou non à leur extrémité amont en dehors des périodes de crues, sont ensuite soumis aux aléas du régime hydrologique et sont parcourus de manière plus ou moins intense par des flux d'eau et de sédiments. Leur profil en long, l'intensité de la sédimentation et/ou des processus d'érosion et la

structure granulométrique des fonds s'ajustent au fil du temps. Parallèlement, leurs caractéristiques biologiques (nature et intensité des processus écologiques) et leurs biocénoses évoluent en conséquence.

Le suivi hydromorphologique des bras repose essentiellement sur des mesures de terrain réalisées en moyenne toutes les deux années sur chaque site monitoré. Il s'appuie sur des mesures de hauteurs d'eau et d'épaisseurs des sédiments fins (fraction < 2 mm) et des analyses granulométriques de sédiments prélevés lors des campagnes. Ces mesures permettent d'évaluer la trajectoire évolutive des bras en termes de fonctionnement hydro-sédimentaire et de caractériser des processus clés qui contrôlent leur évolution avant et après travaux (érosion, dépôt). En parallèle, une attention particulière est portée à la caractérisation de la connectivité de surface des bras avec le chenal principal (hydraulique, hydrologie), qui constitue un facteur de contrôle de premier ordre de l'évolution de ces milieux. Au cours des cinq dernières années, une attention particulière a été portée à l'évolution morpho-sédimentaire des bras secondaires courants. La finalité du suivi est, d'une part, de créer un retour d'expérience quant à l'incidence des actions de restauration sur les conditions d'habitat dans les bras et l'évolution de ces dernières après intervention, puis (ii) d'évaluer la pérennité potentielle des unités restaurées en tant qu'habitats aquatiques. La démarche d'ensemble doit permettre d'établir des modèles prédictifs de la réponse hydromorphologique des bras, qui constituent des outils opérationnels importants, notamment pour guider la conception technique des futurs bras à restaurer du fleuve.

Le suivi des communautés de macroinvertébrés benthiques dans les lônes est organisé autour de la définition de 1 à 3 stations d'échantillonnage par lône (amont, intermédiaire, aval). A l'intérieur de chaque station, un tronçon de 30 mètres (selon l'axe amont-aval de la lône) a été choisi pour l'échantillonnage de la macrofaune aquatique. A l'intérieur de chaque tronçon de 30 m, 4 points de prélèvement sont tirés au hasard. En chacun des 4 points une description de la structure de l'habitat (profondeur, courant, sédiment, végétation aquatique, ombrage) est effectuée selon un protocole standard à l'intérieur d'un quadrat de 50 x 50cm. Dans ces mêmes points, la macrofaune aquatique est échantillonnée à l'intérieur du quadrat de la façon la plus exhaustive possible à l'épuisette (ouverture 15 x 12cm). Le vide de maille est 0.5mm. La limite de profondeur est d'environ 190cm (manche de l'épuisette). Les organismes aquatiques sont ensuite triés, identifiés et dénombrés au laboratoire. La fréquence d'échantillonnage est en général d'une année sur deux.

Les poissons sont échantillonnés selon un protocole identique à celui mis en œuvre dans les Vieux-Rhône. Les lônes sont échantillonnées une fois par an ou tous les deux ans.

Les macrophytes ont été échantillonnés jusqu'en 2013, le suivi n'a pas été reconduit ensuite.

Le **Tableau 1-3** résume les sites et les thématiques suivis dans le cadre de RhônEco.

Tableau 3-1 (page suivante) - Récapitulatif des sites (Vieux-Rhône et lônes suivis entre 2019 et 2023) et des thématiques prises en compte dans le suivi actuel du programme de restauration du Rhône. Le suivi de la végétation aquatique des lônes a été arrêté en 2012. Le suivi du Canal de Miribel (poissons et macroinvertébrés) a été suspendu après 2018. Les sites marqués d'une * ne sont pas réhabilités, le suivi avait été anticipé avant que le programme de restauration de Donzère ne soit arrêté.

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

4. Anthropisation fluviale et évolution des peuplements piscicoles du Rhône

4.1 Introduction

Les orientations scientifiques, les engagements financiers et les travaux réalisés dans le cadre de la réhabilitation des fonctionnalités écologiques de l'hydrosystème rhodanien sont largement redevables de l'interdisciplinarité qui a prévalu depuis les années 1970, particulièrement en géomorphologie fluviale et en écologie des eaux continentales (Roux, 1976 ; Roux, 1982 ; Roux *et al.*, 1982).

Ces travaux, initialement réalisés sur des tronçons du Haut-Rhône français encore épargnés par les grands aménagements hydroélectriques de basse chute (Pautou *et al.*, 1972 ; Ain *et al.*, 1973), ont permis entre autres de définir une typologie des « ensembles fonctionnels » caractéristiques de la plaine alluviale (Amoros, Richardot-Coulet & Pautou, 1982). Ils ont ajouté les dimensions transversales de l'hydrosystème fluvial à la traditionnelle zonation longitudinale (Bravard, Amoros & Pautou, 1986). Le rôle de la connectivité hydraulique entre ces ensembles fonctionnels a été mise en exergue pour de nombreux groupes faunistiques (Copp, 1989 ; Castella *et al.*, 1991 ; Marmonier, Dole-Olivier & Creuze Des Chatelliers, 1992).

Ces recherches en écologie fondamentale n'ont pu faire abstraction des impacts cumulés des endiguements submersibles des années 1880 (Bravard, Amoros & Pautou, 1986 ; Roux *et al.*, 1989), des chasses périodiques des barrages franco-suisses et de Génissiat (Balland, 1975 ; Roux, 1984), des rejets thermiques de la centrale du Bugey (Ctgreg, 1976a ; Ctgreg, 1976b), de la qualité des eaux (Andre, Lascombe & Christian, 1988). Du fait de la poursuite de l'aménagement énergétique du fleuve, elles ont rapidement relevé de l'écologie appliquée. A compter des années 1980, les données acquises sur l'axe rhodanien, de même que la finalité de leur collecte, sont de plus en plus sous la contrainte de l'industrialisation croissante du fleuve.

Face à une anthropisation très ancienne de la vallée alluviale, qui s'est accrue au cours du 19^{ème} siècle, puis fortement accélérée après le second conflit mondial, il était légitime de s'intéresser aux assemblages piscicoles « originels » et à leurs modifications historiques face à l'évolution croissante des altérations fluviales.

Ce travail fait appel à des données piscicoles connues et accessibles sur l'axe fluvial rhodanien et son bassin versant. Bien que des efforts conséquents aient été consentis pour collecter de manière exhaustive ces informations, il n'en reste pas moins que de nombreuses données sont encore dans des archives, le plus souvent non numériques.

4.2 Les données piscicoles historiques et contemporaines

La reconstitution des communautés piscicoles originelles est confrontée à la rareté des sources documentaires écrites et à leur interprétation au regard du contexte de l'époque (Wolter, Bischoff & Wysujack, 2005 ; Haidvogel *et al.*, 2014 ; Haidvogel *et al.*, 2015a ; Lenders, 2017 ; Belliard *et al.*, 2018). Par ailleurs, l'anthropisation des bassins versants et les usages dommageables des ressources terrestres et aquatiques sont bien antérieurs aux réalisations industrielles

contemporaines (Gibling, 2018 ; Macklin & Lewin, 2019 ; Stephens *et al.*, 2019 ; Wolf *et al.*, 2021). Cet impact croissant de nos activités a modifié la répartition des espèces sur le réseau hydrographique et complexifie cette reconstitution du fait du décalage existant entre le signalement temporel d'une espèce, la localisation locale et/ou régionale, et le niveau d'altération probable mais difficilement appréciable de son habitat.

Bien que quelques espèces, comme la carpe et les carassins, aient été introduites puis répandues à l'échelle continentale par la pisciculture, il est possible d'établir des listes d'espèces de référence à partir des données écrites antérieures à 1850. Le problème est d'un autre ordre lorsqu'il s'agit de renseigner des abondances et la répartition biogéographique des espèces sur les grands bassins versants (Dussling *et al.*, 2004). Des statistiques de pêche peuvent être sources d'informations quantitatives, mais seules les espèces ayant une haute valeur commerciale seront les mieux renseignées.

L'obtention conjointe de listes d'espèces valides et d'indications semi-quantitatives approximatives datent de la fin du 19^{ème} et du début du 20^{ème} siècle (Belliard, 1994 ; Wolter, Bischoff & Wysujack, 2005) alors que les grands travaux hydrauliques de génie civil pour la navigation et la protection des riverains, ainsi que la construction des premiers ouvrages hydroélectriques, sont largement engagés voire déjà réalisés (Petts, Möller & Roux, 1989 ; Haidvogel *et al.*, 2015b ; Parrot, 2015 ; Hohensinner *et al.*, 2021).

Il s'avère que nous avons des informations historiques sur la partie française du bassin du Rhône grâce à plusieurs cartes piscicoles départementales réalisées entre 1910 et 1956 (Carrel, 2002b). A partir de ces documents, des notices cartographiques, des autres travaux publiés par les auteurs de ces cartes, il a été possible de reconstituer les peuplements piscicoles de l'axe fluvial rhodanien, de la Saône et de la basse vallée de l'Ain avant la seconde guerre mondiale. A cette date, d'importants travaux de génie civil ont déjà été réalisés sur les cours d'eau alpins pour lutter contre les crues (Bravard & Peiry, 1993) et améliorer les conditions de navigation sur l'axe Rhône-Saône. Des ouvrages hydroélectriques sont déjà en service (Bravard, 1989 ; Fruget, 1992 ; Bravard & Peiry, 1993) tel que celui de Cusset à l'entrée de Lyon, ou celui du Seujet à l'exutoire du lac Léman. Le Rhône et ses affluents ne sont pas indemnes de pollutions d'origines urbaines et industrielles. Malgré ces fortes contraintes anthropiques, l'intérêt majeur de ces cartes réside dans **la description des assemblages piscicoles avant la construction des grands ouvrages** sur les affluents du Rhône et le fleuve lui-même.

Comparativement aux données cartographiques précédentes, les données piscicoles contemporaines sont beaucoup plus précises en termes de localisation, de dates, de méthodes de pêche, de représentativité des espèces au sein des peuplements et de leurs abondances respectives. Les échantillonnages exhaustifs débutent à partir de 1975 en lien avec le développement des centrales thermiques sur l'axe rhodanien (Ctgreg, 1976a ; Ctgreg, 1976b ; Ctgreg, 1977 ; Ctgreg, 1980). La permanence de la surveillance environnementale réglementaire au droit des centres nucléaires de production électrique (CNPE) a permis la constitution des plus longues chroniques. D'autres séries temporelles importantes ont également débuté lors des études d'impact des aménagements hydroélectriques du Haut-Rhône, des chroniques qui se sont poursuivies à la faveur du plan de restauration du fleuve. Les schémas de vocation piscicole du Bas-Rhône (1988-1989) et de la Saône (1991-1992) constituent les études préliminaires de l'axe

fluvial nord-sud avant la mise en place des stations des réseaux de suivis piscicoles (Zylberblat, 1992 ; Zylberblat, Servat & Changeux, 1994) et complètent la représentativité spatiale des données piscicoles. Des études ponctuelles dans des annexes fluviales et divers travaux de recherche étayent ces grands jeux de données (Eydoux, 1997 ; Parnet, 1998 ; Vaucher, 2015 ; Vaucher, 2016 ; Vaucher, 2017 ; Vaucher, 2019). Enfin, la réalisation de passes à poissons équipées de système de vidéo-comptage et les suivis réalisés par les fédérations départementales de pêche, l'Office Français de la Biodiversité et l'Association Migrateurs Rhône Méditerranée, voire des opérations de pêches électriques dans ces passes comme à Jons, ajoutent des éléments utiles à cette compilation des données contemporaines.

4.2.1 Origine et nature des données historiques sur le bassin versant

Sur la partie française du bassin du Rhône, plusieurs cartes piscicoles ont été réalisées par le Professeur **Louis LEGER (1866-1948)** de l'Université de Grenoble et ses collaborateurs entre 1910 et 1956 (**Figure 4-1**). Le principal objectif poursuivi par les auteurs était « *de renseigner les pêcheurs sur la répartition des poissons et d'apporter à l'administration et aux sociétés de pêche une documentation indispensable sur la valeur économique des cours d'eau* ».

Le niveau de précision de l'information physique et piscicole de cet ensemble de cartes (**Figure 4-2**) est relativement variable, bien que le fil directeur de la transcription cartographique ait été initialement bien défini (Anonymous, 1924) par les travaux de l'université de Grenoble (Leger, 1910b ; Leger, 1910a). L'information peut être également complétée par des publications diverses datant de la même époque (Piraud, 1909 ; Anonymous, 1938 ; Leger, 1945-1948). Il existe également une carte générale de l'axe rhodanien et de ses principaux affluents à l'échelle 1 : 500 000 (Kreitmann, 1932).

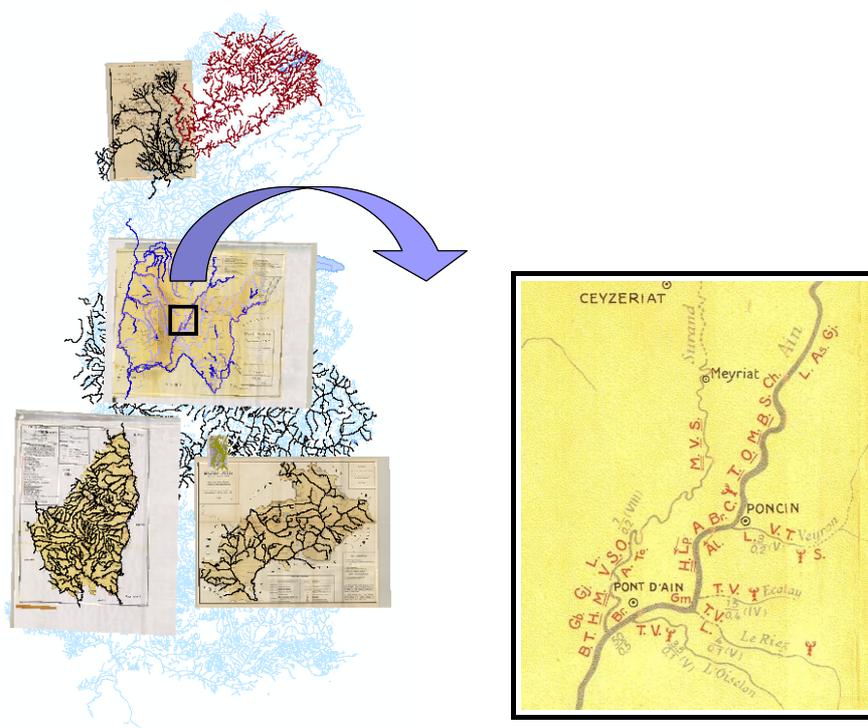


Figure 4-1 - Localisation de quelques cartes départementales et un extrait de celle du département de l'Ain permettant de montrer la nature des données cartographiées (Leger, 1927).

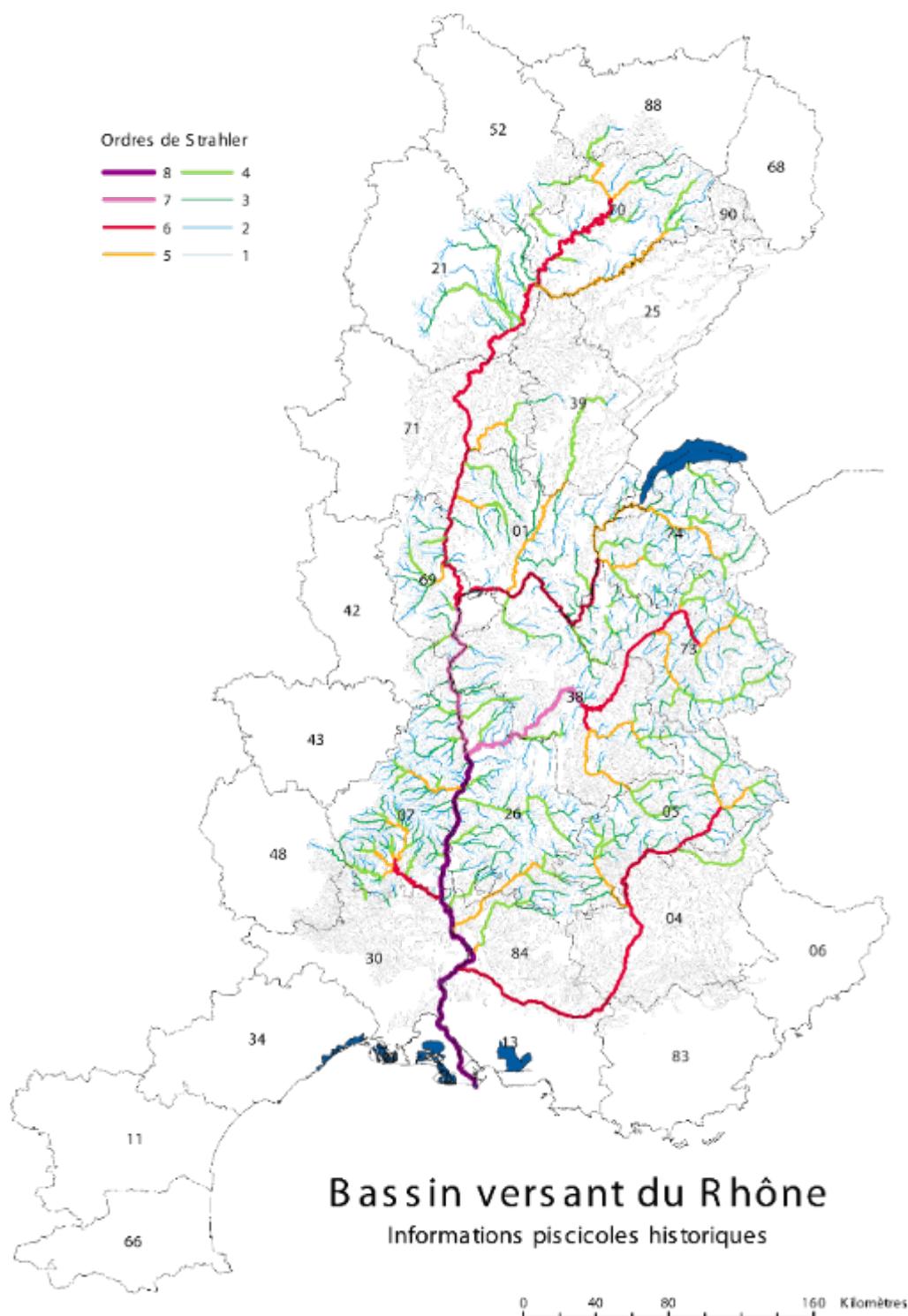


Figure 4-2 - Cours d'eau du bassin versant du Rhône disposant d'une information piscicole historique et visualisation des ordres de Strahler.

Ces documents ont déjà fait l'objet d'analyses critiques (Carrel, 2002a ; Carrel, 2002b).

Les cartes permettent de connaître les **espèces**, leur **répartition** sur le réseau hydrographique et pour certaines d'entre elles les **limites** de distribution amont ou aval. La « **fréquence relative** » ou plutôt un niveau qualitatif d'abondance de chaque espèce pour un cours d'eau ou une section de

cours d'eau est indiquée par un ou deux traits placés en dessous du code de l'espèce. Selon Louis Leger (1910a) « l'absence de trait indique seulement la présence du poisson ; un trait indique que l'espèce y est assez commune ; deux traits indiquent une espèce commune ou dominante ».

Cet ensemble de tronçons de cours d'eau (ou cours d'eau complets) depuis les têtes de bassin jusqu'aux sections aval des grands systèmes couvre une part non négligeable du réseau hydrographique du bassin du Rhône et intègrent à la fois une grande diversité hydrologique et faunistique (**Figure 4-2**).

Chaque tronçon ou cours d'eau est au minimum caractérisé par une liste d'espèces.

4.2.2 Les données contemporaines sur le bassin versant du Rhône

4.2.2.1 Espace géographique étudié.

A ce jour, ce jeu de données rassemble 6612 opérations de pêche (op) et 724 stations (st). Les opérations de pêche se répartissent entre le Rhône (5981 op., 601 st.), la Saône (554 op., 111 st.) et la Basse Vallée de l'Ain (77 op., 12 st.). Réalisées entre 1975 et 2024, elles renseignent la plupart des biefs hydrauliques¹ du Rhône de la Chautagne à Arles, de la Saône entre Jonvelle (Haute-Saône) et Lyon, et l'Ain du barrage d'Allement à son confluent.

La liste des biefs permettant de sectoriser l'espace géographique pris en compte dans cette compilation est donnée dans les annexes du rapport (**Annexe 4.1**).

4.2.2.2 Provenance des données

Ces opérations de pêche ont été réalisées par divers organismes dont plusieurs ont changé de dénomination, voire de statut, au cours du temps. Une majorité des données de ce travail provient d'études contractuelles effectuées lors d'études d'impact et/ou des suivis de surveillance réglementaire des installations industrielles, et d'études en lien avec la réhabilitation des milieux aquatiques dont RhônEco.

La liste fournie (**Tableau 4-1**) n'est qu'indicative dans la mesure où des opérations peuvent avoir été menées conjointement par des agents des différents organismes.

¹ Au regard des aménagements réalisés sur le Rhône, un bief est défini comme une entité présentant une totale continuité hydraulique de l'amont vers l'aval, et ayant du sens en termes biologiques. Dans la plupart des cas, il est limité à l'amont et à l'aval par les ouvrages de génie civil de deux aménagements hydroélectriques successifs (barrage de retenue et usine). A titre d'exemple, le bief de Caderousse intègre le vieux Rhône court-circuité par l'aménagement de Donzère-Mondragon, le canal de fuite de l'usine-écluse de Bollène, la retenue de Caderousse et le canal d'amenée de l'usine-écluse de Caderousse. Le canal d'amenée de l'usine-écluse de Bollène est considéré comme la partie aval du bief amont de Donzère-Mondragon.

Tableau 4-1 - Organismes ayant contribué à la collecte des données. Les informations complémentaires indiquent les dénominations successives des établissements et la durée de leur existence. La période se rapporte aux années renseignées en termes d'échantillonnage dans la compilation. N op correspond au nombre d'opérations de pêche réalisées par l'organisme sur la période indiquée précédemment.

Nom	Informations complémentaires	Période	N op.
ARALEPBP	Association universitaire (1974-2000)	1978-2000	646
Aralep	Bureau d'étude (2001 -)	2001 -	459
Aquascop	Bureau d'étude (Agence de Montpellier)	2022 -	38
CTGREF	1973-1982	1975-1981	146
INRAE Aix-en-Provence	Cemagref (1982-2011), Irstea (2012-2019)	1982 -	1473
INRAE Lyon	Cemagref (1982-2011), Irstea (2012-2019)	1982 -	1470
CNRS LEHNA (Lyon)		1987 -	1114
CNRS URA 1451 (Arles)	En activité de 1989 à 1996	1989-1995	204
CNR		1988	18
CNR (Agence de Montélimar)		1996-1997	25
FDAPPMA 69		2008 -	98
OFB	CSP (1948-2006), Onema (2006-2019)	1988 -	921

4.2.3 Techniques et méthodes d'échantillonnage

L'essentiel de la donnée piscicole a été obtenu par des pêches électriques, pour la plupart réalisées selon des méthodes partielles du fait de la taille des milieux prospectés. Ces approches non exhaustives permettent d'estimer la richesse, la proportion des espèces et leur distribution en classes de tailles.

Plusieurs méthodes de pêche partielle ont pu être utilisées sur la période considérée (**Tableau 4-2**) : l'échantillonnage Continu par Distance (ECD), l'échantillonnage par Ambiance (AMB) et la pêche par Echantillonnage Ponctuel d'Abondance (EPA). Selon la méthode adoptée, une opération de pêche est renseignée par une distance parcourue ou/et un temps de prospection (ECD), une surface (AMB) ou un nombre de points (EPA). Ce jeu de données est essentiellement alimenté par des pêches ECD et EPA.

La méthode ECD a été adoptée dès le début du suivi réglementaire des sites nucléaires (CNPE) de Bugey, du Tricastin, puis de Cruas-Meysses (Allardi, Duguet & Leynaud, 1975). Elle est également largement utilisée en Europe pour la prospection des grands cours d'eau (Flotemersch *et al.*, 2011).

La méthode EPA a été mise au point par l'université de Lyon (Nelva, Persat & Chessel, 1979 ; Persat & Copp, 1989). Son usage, à l'origine exclusivement du fait des universitaires lyonnais, s'est généralisé. La méthode a été choisie et adaptée par l'OFB dans le cadre des réseaux de surveillance pour la prospection des grands cours d'eau (Belliard, Ditché & Roset, 2008 ; Tomanova *et al.*, 2013).

Quelques données ont été obtenues par pêche électrique complète (INV) avec un ou plusieurs passages (inventaire) sur des stations de la Saône amont.

Parmi les pêches collectées, il faut signaler l'usage de méthodes passives : filets maillants (FIL), nasses (NAS) et verveux (VER), notamment dans le cadre des schémas de vocation piscicole du Rhône et de la Saône.

Une **opération de pêche** se rapporte à une date et une station. Dans le cas de pêches par points (échantillonnage ponctuel d'abondance), une opération regroupe un nombre variable de points, fonction de l'étendue de la station et/ou d'un protocole défini. Ainsi, dans le cadre des réseaux de surveillance, 100 EPA *a minima* sont réalisés par opération.

Tableau 4-2 - Liste des méthodes d'échantillonnage. Pêches par Ambiance (AMB), Echantillonnage Continu par Distance (ECD), Echantillonnage Ponctuel d'Abondance ou pêche par points (EPA et PPP), Inventaire (INV), Echantillonnage Ponctuel avec Filet (EPF), méthodes passives : filets maillants (FIL), nasses (NAS) et verveux (VER). Une distinction est faite entre EPA et PPP car l'application de la technique est distincte. L'échantillonnage ponctuel par filet (épuisette et carretet) est une méthode qui a été utilisée spécifiquement dans le cadre d'une étude sur les jeunes stades de poissons (Carrel, 1986).

Sources	Méthodes actives						Méthodes passives			Nb op.
	AMB	ECD	EPA	PPP	INV	EPF	FIL	NAS	VER	
Aquascop		32	6							38
ARALEPBP/Aralep			1030							1030
CTGREF		139					7			146
INRAE Aix-en-Provence		1334	93			25	21			1473
INRAE Lyon	29	1349	92							1470
CNR		18	25							43
OFB	78	304		328	9		189	1	12	921
FDAPPMA 69			98							98
CNRS URA 1451 (Arles)		23	181							204
CNRS LEHNA (Lyon)			1189							1189
Total	107	3199	2714	328	9	25	217	1	12	6612

4.3 Evolution séculaire des peuplements piscicoles

4.3.1 Organisation des données

L'usage croisé des archives écrites et des relevés contemporains supposait une simplification des données récentes en créant des notes d'abondance comprises entre 0 (absence de l'espèce) et 3 (espèce très commune) sur la base d'une expertise, en effectuant des regroupements par tronçons géographiques en accord avec le descriptif cartographique et en identifiant plusieurs périodes depuis 1975 au vu des changements rapides de la composition des assemblages piscicoles.

Le tableau d'analyse est basé sur les occurrences (0/1) des taxons dans chaque opération de pêche et une sommation de ces occurrences par période et par secteur. Cette somme permet le calcul des fréquences d'occurrences des taxons par entité secteur/période et d'obtenir les notes à partir de seuils arbitraires.

4.3.2 La liste taxonomique

La liste des espèces prises en compte dans ce rapport (**Tableau 4-3**) regroupe les espèces actuellement présentes dans le bassin du Rhône. Les codes des espèces présents dans ce tableau sont ceux qui seront utilisés systématiquement dans le rapport.

Il a fallu regrouper des espèces que ce soit pour les données anciennes ou récentes, en raison d'incertitudes de détermination ou de non-concordance entre les cartes historiques quant au niveau d'identification accordé aux espèces morphologiquement proches.

Par conséquent, des regroupements taxonomiques ont été faits pour les lamproies fluviatile et marine (LPX), les brèmes commune et bordelière (BRX), les mulets (MUX) et les carassins (CAX) (**Annexe 4.2**).

Au final, ce sont 53 taxons pour les secteurs étudiés dont 38 avaient été signalés sur les cartes historiques. Parmi les 15 taxons supplémentaires des dernières décennies, dix nouvelles espèces allochtones ont été capturées sur ce réseau hydrographique. Cinq espèces sont suffisamment rares dans les relevés contemporains pour ne pas avoir été signalées dans la cartographie piscicole historique. Une espèce est actuellement manquante : l'esturgeon, bien que l'espèce ait encore été capturée de manière exceptionnelle sur le Bas-Rhône au cours des années 1970.

Tableau 4-3 (page suivante) – Liste des espèces présentes dans le bassin du Rhône.

ORDRE	FAMILLE	Nom valide	Nom commun	Code
Acipenseriformes	Acipenseridae	Acipenser sturio Linnaeus, 1758	Esturgeon	EST
Anguilliformes	Anguillidae	Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758)	Anguille	ANG
Atheriniformes	Atherinidae	Atherina boyeri Risso, 1810	Athérine	ATH
Clupeiformes	Alosidae	Alosa agone (Scopoli, 1786)	Alose du Rhône	ALR
Clupeiformes	Alosidae	Alosa alosa (Linnaeus, 1758)	Grande Alose	ALA
Cypriniformes	Acheilognathidae	Rhodeus amarus (Bloch, 1782)	Bouvière	BOU
Cypriniformes	Cobitidae	Cobitis bilineata Canestrini, 1865	Loche transalpine	LOB
Cypriniformes	Cobitidae	Cobitis taenia Linnaeus, 1758	Loche de rivière	LOR
Cypriniformes	Cobitidae	Misgurnus fossilis (Linnaeus, 1758)	Loche d'étang	LOE
Cypriniformes	Cyprinidae	Barbus barbus (Linnaeus, 1758)	Barbeau fluviatile	BAF
Cypriniformes	Cyprinidae	Barbus meridionalis Risso, 1827	Barbeau méridional	BAM
Cypriniformes	Cyprinidae	Carassius auratus (Linnaeus, 1758)	Carassin doré	CAA
Cypriniformes	Cyprinidae	Carassius carassius (Linnaeus, 1758)	Carassin commun	CAS
Cypriniformes	Cyprinidae	Carassius gibelio (Bloch, 1782)	Carassin argenté	CAG
Cypriniformes	Cyprinidae	Cyprinus carpio Linnaeus, 1758	Carpe commune	CCO
Cypriniformes	Gobionidae	Gobio gobio (Linnaeus, 1758)	Goujon	GOU
Cypriniformes	Gobionidae	Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1846)	Pseudorasbora	PSR
Cypriniformes	Leuciscidae	Abramis brama (Linnaeus, 1758)	Brème commune	BRE
Cypriniformes	Leuciscidae	Alburnoides bipunctatus (Bloch, 1782)	Spirin	SPI
Cypriniformes	Leuciscidae	Alburnus alburnus (Linnaeus, 1758)	Ablette	ABL
Cypriniformes	Leuciscidae	Blicca bjoerkna (Linnaeus, 1758)	Brème bordelière	BRB
Cypriniformes	Leuciscidae	Chondrostoma nasus (Linnaeus, 1758)	Hotu	HOT
Cypriniformes	Leuciscidae	Leucaspis delineatus (Heckel, 1843)	Able de Heckel	ABH
Cypriniformes	Leuciscidae	Leuciscus aspius (Linnaeus, 1758)	Aspe	ASP
Cypriniformes	Leuciscidae	Leuciscus idus (Linnaeus, 1758)	Ide mélanote	IDE
Cypriniformes	Leuciscidae	Leuciscus leuciscus (Linnaeus, 1758)	Vandoise	VAN
Cypriniformes	Leuciscidae	Parachondrostoma toxostoma (Vallot, 1837)	Toxostome	TOX
Cypriniformes	Leuciscidae	Phoxinus septimaniae Kottelat, 2007	Vairon	VAI
Cypriniformes	Leuciscidae	Rutilus rutilus (Linnaeus, 1758)	Gardon	GAR
Cypriniformes	Leuciscidae	Scardinius erythrophthalmus (Linnaeus, 1758)	Rotengle	ROT
Cypriniformes	Leuciscidae	Squalius cephalus (Linnaeus, 1758)	Chevaine	CHE
Cypriniformes	Leuciscidae	Telestes souffia (Risso, 1827)	Blageon	BLN
Cypriniformes	Nemacheilidae	Barbatula barbatula (Linnaeus, 1758)	Loche franche	LOF
Cypriniformes	Tincidae	Tinca tinca (Linnaeus, 1758)	Tanche	TAN
Cypriniformes	Xenocyprididae	Hypophthalmichthys molitrix (Valenciennes, 1844)	Carpe argentée	CAR
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Gambusia holbrooki Girard [ex Agassiz], 1859	Gambusie	GAM
Esociformes	Esocidae	Esox lucius Linnaeus, 1758	Brochet	BRO
Gadiformes	Lotidae	Lota lota (Linnaeus, 1758)	Lote de rivière	LOT
Gasterosteiformes	Gasterosteidae	Gasterosteus aculeatus Linnaeus, 1758	Epinoche	EPI
Gasterosteiformes	Gasterosteidae	Pungitius pungitius (Linnaeus, 1758)	Epinochette	EPT
Gobiiformes	Gobiidae	Neogobius melanostomus (Pallas, 1814)	Gobie à tache noire	GIN
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon auratus (Risso, 1810)	Mulet doré	MUD
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon labrosus (Risso, 1827)	Mulet lippu	MGL
Mugiliformes	Mugilidae	Chelon ramada (Risso, 1827)	Mulet porc	MUP
Mugiliformes	Mugilidae	Mugil cephalus Linnaeus, 1758	Mulet cabot	MUC
Perciformes	Blenniidae	Salariopsis fluviatilis (Asso, 1801)	Blennie fluviatile	BLE
Perciformes	Centrarchidae	Lepomis gibbosus (Linnaeus, 1758)	Perche soleil	PES
Perciformes	Centrarchidae	Micropterus salmoides (Lacepede, 1802)	Achigan à gde bouche	BBG
Perciformes	Moronidae	Dicentrarchus labrax (Linnaeus, 1758)	Bar	BAR
Perciformes	Percidae	Gymnocephalus cernua (Linnaeus, 1758)	Grémille	GRE
Perciformes	Percidae	Perca fluviatilis Linnaeus, 1758	Perche commune	PER
Perciformes	Percidae	Sander lucioperca (Linnaeus, 1758)	Sandre	SAN
Perciformes	Percidae	Zingel asper (Linnaeus, 1758)	Apron	APR
Petromyzontiformes	Petromyzontidae	Lampetra fluviatilis (Linnaeus, 1758)	Lamproie fluviatile	LPR
Petromyzontiformes	Petromyzontidae	Lampetra planeri (Bloch, 1784)	Lamproie de Planer	LPP
Petromyzontiformes	Petromyzontidae	Petromyzon marinus Linnaeus, 1758	Lamproie marine	LPM
Salmoniformes	Salmonidae	Coregonus lavaretus (Linnaeus, 1758)	Lavaret	COR
Salmoniformes	Salmonidae	Coregonus bezola Fatio, 1888	Bézoule	COR
Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus mykiss (Walbaum, 1792)	Truite arc-en-ciel	TAC
Salmoniformes	Salmonidae	Salmo trutta Linnaeus, 1758	Truite commune	TRF
Salmoniformes	Salmonidae	Salmo trutta Linnaeus, 1758	Truite commune	TRF
Salmoniformes	Salmonidae	Salvelinus fontinalis (Mitchill, 1814)	Omble de fontaine	SDF
Salmoniformes	Salmonidae	Salvelinus umbla (Linnaeus, 1758)	Omble chevalier	OBL
Salmoniformes	Salmonidae	Thymallus thymallus (Linnaeus, 1758)	Ombre commun	OBR
Scorpaeniformes	Cottidae	Cottus gobio Linnaeus, 1758	Chabot	CHA
Siluriformes	Ictaluridae	Ameiurus melas (Rafinesque, 1820)	Poisson Chat	PCH
Siluriformes	Siluridae	Silurus glanis Linnaeus, 1758	Silure glane	SIL

4.3.2.1 La sectorisation

Sur la base des informations historiques et des données contemporaines disponibles, il a été possible de définir 8 secteurs (**Tableau 4-4**).

Tableau 4-4 - Sectorisation géographique pour l'analyse historique

Segment	Haut-Rhône		Bas-Rhône			Saône		Ain
Tronçons dits « Léger »	du Fier aux rapides de Sault-Brénaz	de Sault-Brénaz à la Saône	de la Saône à l'Isère	de l'Isère à l'Ardèche	de l'Ardèche à Arles	Saône (d'Auxonne à Ormes)	Saône (d'Ormes à Lyon)	d'Allement au confluent de l'Ain
Points kilométriques	Du pk-147 au pk-69	Du pk-69 au pk 0	Du pk 0 au pk 102	Du pk 102 au pk 192	Du pk 192 au pk 280	Du pk 232 au pk 119	Du pk 119 au pk 0	
Identification des biefs	Biefs 4 à 8	Biefs 9 à 10	Biefs 11 à 14	Biefs 15 à 18	Biefs 19 à 23	Biefs 30 à 28	Biefs 27 à 25	Basse vallée
Numérotation des tronçons	1	2	3	4	5	6	7	8
Code des tronçons	UR1	UR2	BR1	BR2	BR3	SR1	SR2	BVA

4.3.2.2 Le découpage temporel

La période initiale (période 1) est définie par les dates de parution des cartes (1910-1956) et s'étale approximativement sur la première moitié du XX^{ème} siècle. L'époque contemporaine a été découpée en quatre périodes.

Période 2 – 1974-1987

Elle débute avec les suivis hydroécologiques des CNPE et se termine après la mise en service du dernier aménagement hydro-électrique du Haut-Rhône (Sault-Brénaz, 1986) et du réacteur à neutrons rapides Superphénix (1986). Par ailleurs, elle précède une première hausse sensible de la température des eaux enregistrée à partir de 1988 (Duvert *et al.*, 2012).

Période 3 – 1988-2002

Cette période est marquée par de grandes crues sur le Bas-Rhône (1993, 1994) qui modifieront les caractéristiques des peuplements piscicoles du Bas-Rhône (Cattaneo, Breil & Carrel, 1999). Elle se termine par des crues majeures sur le Rhône aval en 2002, précède la canicule de 2003 et la crue catastrophique de décembre 2003.

Les périodes 4 (2003-2013) et 5 (2014-2023)

Alors que la température augmente du fait des évolutions climatiques, des travaux importants de réhabilitation des annexes fluviales ont été réalisés sur le fleuve au cours de ces deux décennies. La distinction entre ces deux périodes est liée à l'augmentation des débits réservés sur l'ensemble des sections fluviales court-circuitées au 1^{er} janvier 2014.

Remarque : Pour l'étude de la faune piscicole, l'année calendaire est remplacée par l'année biologique. Les peuplements sont dominés par des représentants de l'ancienne famille des Cyprinidae soit 26 espèces à l'heure actuelle sur l'axe fluvial. Ces espèces se reproduisent essentiellement au printemps et en été. Lors d'une campagne de pêche printanière, les jeunes de

l'année ne sont pas encore présents ou non échantillonnables par les techniques mises en œuvre. A la fin de l'été, les juvéniles sont largement représentés et aisément capturables. Pour prendre en compte cet effet saisonnier marqué, l'année biologique distincte de l'année calendaire, est définie en considérant un décalage temporel de l'ordre de 6 mois. L'année biologique commence au début de l'été de l'année n et se termine à la fin du printemps de l'année n+1.

4.3.2.3 Le choix des seuils pour l'obtention des notes d'abondance

Il n'a jamais été possible de retrouver un document ou un manuscrit de Louis Léger définissant les notes d'abondance. Vraisemblablement obtenues par des enquêtes des gardes-pêches auprès des pêcheurs professionnels et amateurs, cette notation simplifiée a été proposée pour faciliter l'expertise des gens de terrain. La note est certainement calquée sur une représentativité des espèces capturées par des engins de pêche, donnant des valeurs sensiblement différentes de celles fournies par des pêches électriques de rive (Wolter & Bischoff, 2001).

Confronté à des problèmes du même ordre, nous avons opté pour l'occurrence des espèces (présence-absence) par opération de pêche plutôt que leurs effectifs.

Puis en croisant la distribution des notes historiques indiquant le niveau d'abondance des 38 taxons (de 1 à 3) à celle des fréquences d'occurrence (Occ%) actuelles sur les 8 secteurs géographiques pris en compte, le choix retenu pour les seuils a été le suivant :

- Note 3, Occ% supérieure ou égale à 50%
- Note 2, Occ% inférieure à 50% et supérieure ou égale à 5%
- Note 1, Occ% inférieure à 5%.

4.3.3 Analyse des données

Le tableau final compte 53 taxons (colonnes) et 40 lignes (8 secteurs x 5 périodes). Le tableau analysé ne comporte plus que 37 lignes après suppression des trois secteurs de la période 2 : les deux de la Saône du fait d'un nombre insuffisant de relevés, et celui de la Basse Vallée de l'Ain en l'absence d'opération de pêche (**Tableau 4-5**).

Tableau 4-5 - Sectorisation, codification et nombre d'opérations de pêche par bloc secteur/période.

		Périodes	1 < 1950	2 1974-1987	3 1988-2002	4 2003-2013	5 2014-2023
Haut-Rhône 1	du Fier à Sault-Brénaz	UR1	NA	367	348	271	193
Haut-Rhône 2	de Sault-Brénaz à Lyon	UR2	NA	323	462	363	323
Bas-Rhône 1	de la Saône à l'Isère	LR1	NA	96	437	313	289
Bas-Rhône 2	de l'Isère à L'Ardèche	LR2	NA	108	519	253	281
Bas-Rhône 3	de l'Ardèche à Arles	LR3	NA	47	485	254	200
Saône 1	Saône (biefs 28, 29 et 30)	SR1	NA	3	144	30	35
Saône 2	Saône (biefs 25, 26 et 27)	SR2	NA	3	126	84	59
BV de l'Ain	du bge d'Allement au Rhône	BVA	NA	NA	32	30	15

Le tableau final 53 taxons x 37 secteurs/périodes a été traité par une Analyse en Composantes Principales Normée. Le poids de chaque taxon est pondéré par la somme totale de ses notes d'abondance divisé par la somme maximale observée.

4.3.4 Résultats

A partir d'un tableau très simplifié au regard de la compilation des données récentes, l'analyse va cependant mettre en exergue de grands changements.

L'information est résumée par les deux premiers axes de cette ACPn pondérée représentant respectivement 34 et 19.5% de l'inertie (**Figures 4-3 et 4-4**).

La première période est distincte des quatre périodes suivantes. Totalement à gauche du plan factoriel, est tirée par la présence des salmonidés (truite et ombre), par l'apron du Rhône, espèce typique des espaces fluviaux tressés, et par les grands migrateurs amphihalins (alose, lamproies, esturgeon). La basse vallée de l'Ain (8) et les deux secteurs du Haut-Rhône (1 et 2) sont les extrêmes (valeurs négatives) du polygone historique sur le premier axe factoriel.

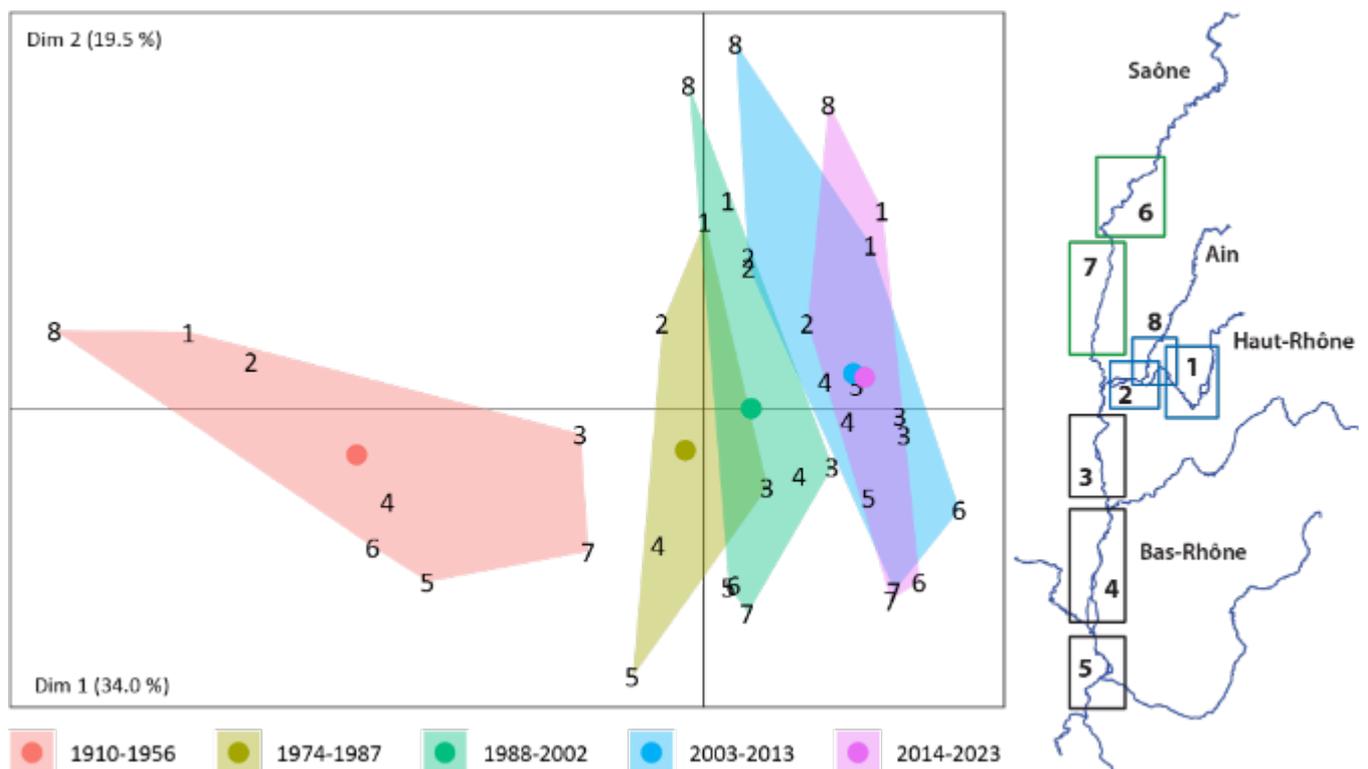


Figure 4-3 - Plan F1F2 de l'ACPn pondérée du tableau historique. Les cinq périodes successives sont visualisées par des polygones colorés et les chiffres donnent la position des secteurs dans cette succession temporelle.

Le Rhône non aménagé est un fleuve puissant, à forte pente, conservant son caractère lotique jusqu'à la Méditerranée. Les espèces caractéristiques de cette période (1910-1956) sont essentiellement les espèces rhéophiles et lithophiles inféodées à la zone à ombre. Dans la zonation

traditionnelle des peuplements piscicoles d'Europe occidentale (Huet, 1949), seul le deuxième secteur de la Saône (7) est représentatif de la zonation aval des grands cours d'eau (zone à brème). La zone à brème peut être considérée comme inexistante sur l'axe rhodanien original, alors qu'elle est bien affirmée sur la Saône.

Le positionnement du tiers amont du Bas-Rhône (3), sous influence directe de ce grand affluent lentique (7), présente un léger décalage dans le gradient amont-aval rhodanien. Quant au secteur de l'Ain (8), il est le plus caractéristique de l'amont de l'hydrosystème fluvial.

En raison de la forte régression de la truite et de l'ombre commun, des grands migrateurs à l'exception de l'anguille, de la disparition de l'esturgeon et de l'apron sur l'axe fluvial, les polygones des quatre périodes contemporaines s'orientent verticalement, parallèlement à l'axe 2, et progressent vers les valeurs positives du premier axe.

Le gradient amont-aval est fortement structuré sur le deuxième axe. Ce dernier met en exergue les différences faunistiques entre les secteurs du Haut-Rhône et de l'Ain projetés dans la partie supérieure du plan factoriel, et ceux du Bas-Rhône et de la Saône dans la partie inférieure du plan.

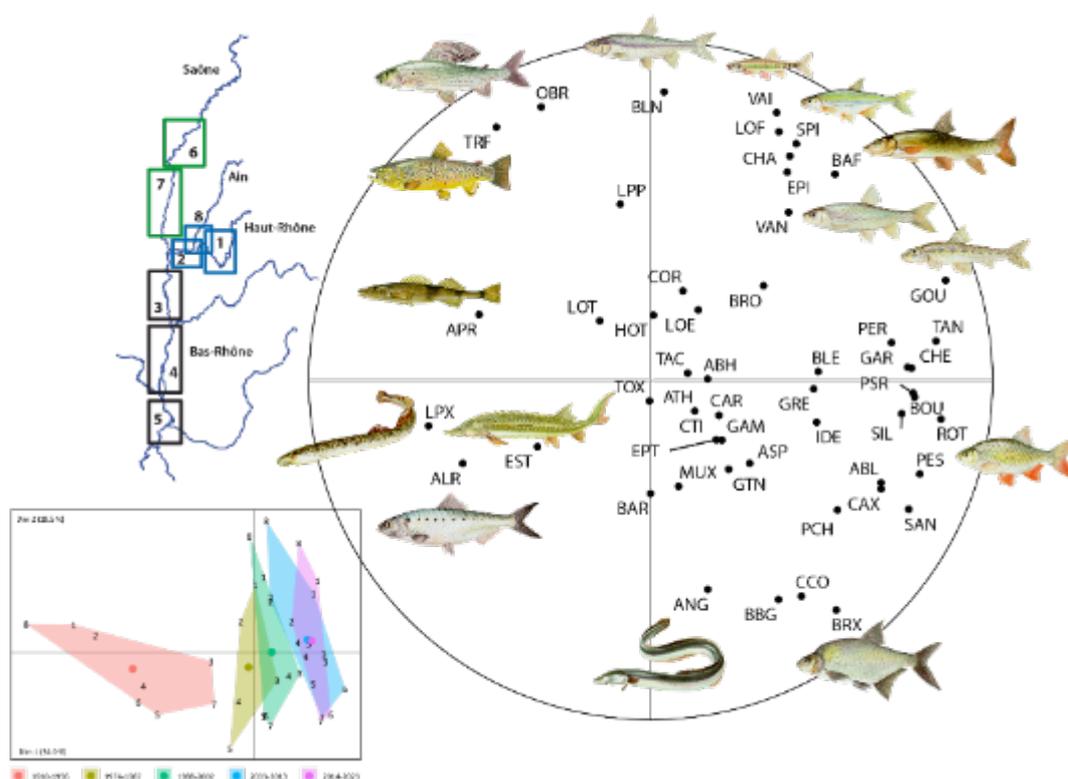


Figure 4-4 - Représentation des espèces autochtones caractéristiques de l'axe fluvial et descriptives à la fois de la structuration amont-aval des peuplements et de la juxtaposition des milieux lotiques et lentiques. Le poids des espèces à droite du plan factoriel augmente au cours du temps. Des espèces caractéristiques de la première période (1910-1956) ont progressivement régressé, voire disparu, au cours des périodes suivantes.

Avec la disparition ou la régression drastique du cortège faunistique cité précédemment, la répartition des secteurs s'étire verticalement sur le deuxième axe, selon l'occurrence respective des espèces rhéophiles et limnophiles. La distribution des espèces est alors fonction de leur tolérance vis-à-vis de la disparition du caractère alluvial et tressé du Rhône, de la perte des annexes du chenal (lônes), de la déconnection des milieux sur les axes longitudinaux et transversaux. Par ailleurs, la colossale augmentation des volumes des espaces lenticules a largement favorisé les espèces limnophiles (**Figure 4-5**), ce qui accentue la disparité entre le Haut-Rhône et le Bas-Rhône.

La continuité du décalage de gauche à droite sur le premier axe des périodes récentes (**Figure 4-3**, **Figure 4-5**) est liée à l'arrivée progressive, et continue, de nouvelles espèces qui colonisent rapidement le Rhône et ses affluents (**Figure 4-6**). La plupart d'entre elles arrivent depuis le nord du bassin, soit par les canaux de navigation, soit par les transports de poissons pour la pisciculture.

Si des espèces non natives sur le bassin du Rhône (carpe commune, hotu, ide mélanote, perche soleil, sandre, achigan à grande bouche) sont déjà présentes avant les années 1950, les dernières arrivées ont rapidement colonisé le fleuve et leurs aires de répartition sont de plus en plus vastes. C'est notamment le cas de la bouvière, du goujon asiatique, et du silure.

D'autre part, les captures très récentes de l'aspe sur le Bas-Rhône, un leuciscidé piscivore, mais surtout du gobie à tache noire dans les stations les plus amont de la Saône, laissent présager de modifications futures et incontrôlables de la faune piscicole rhodanienne (Staentzel *et al.*, 2023).

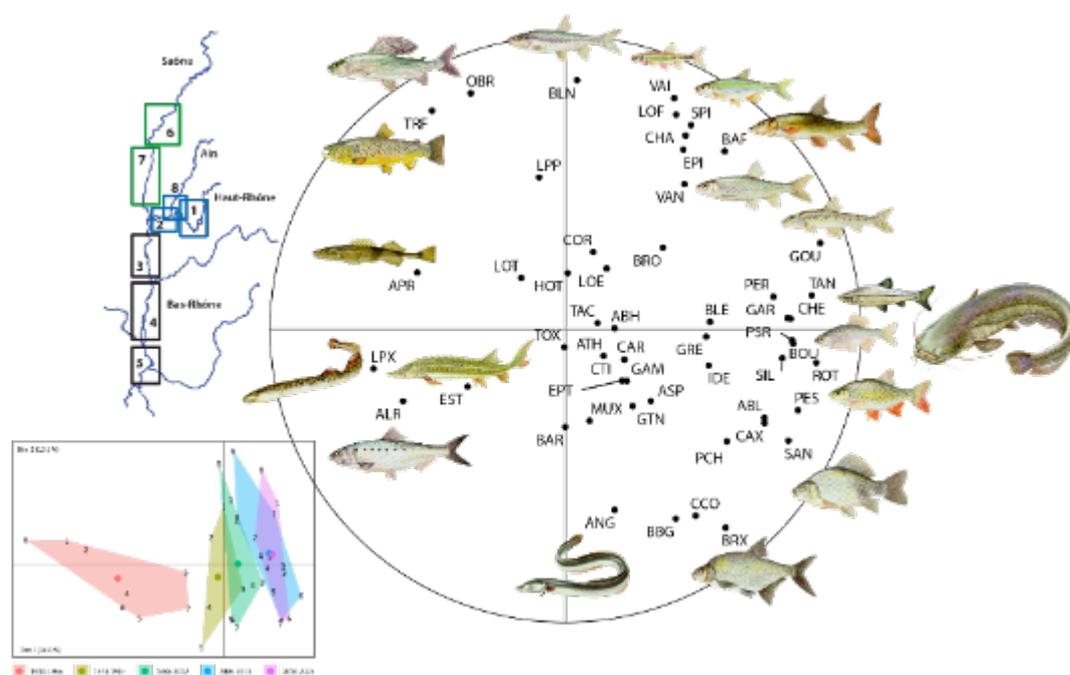


Figure 4-5 - Représentation de l'ensemble des espèces après ajout des espèces allochtones qui façonnent désormais l'évolution temporelle des peuplements de l'axe fluvial.

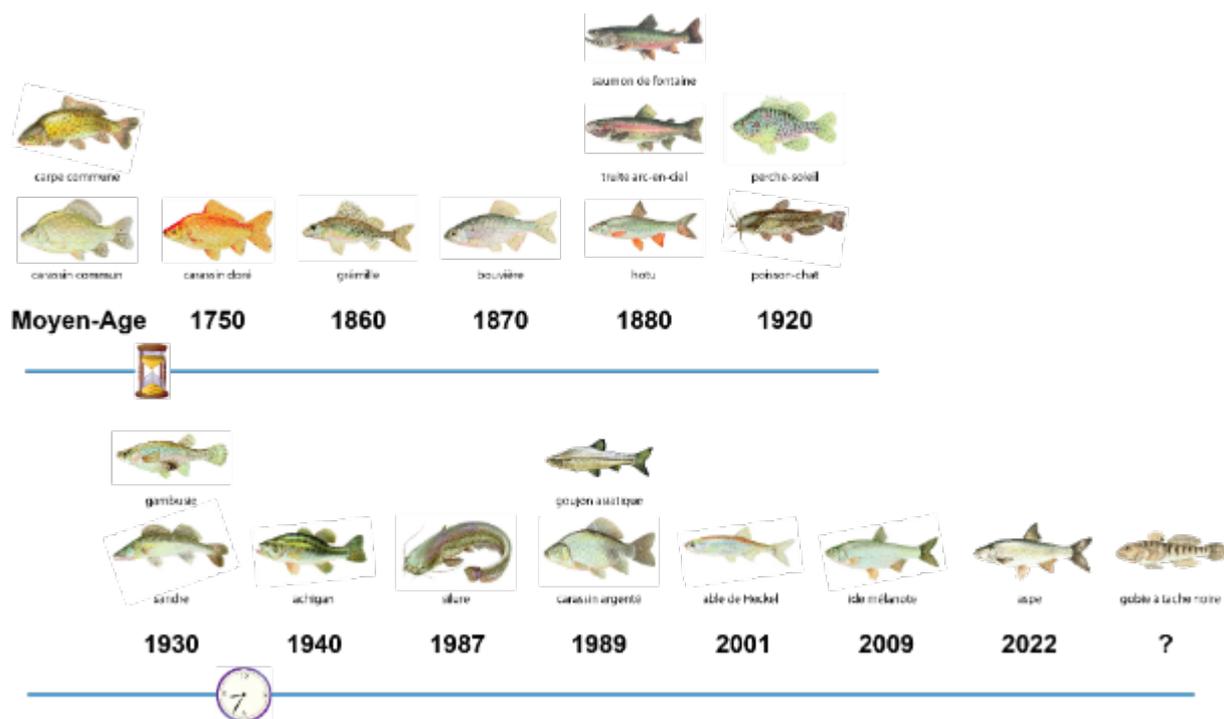


Figure 4-6 - Succession temporelle des introductions d'espèces allochtones sur le Rhône. Le gobie à tache noire est actuellement présent sur la section amont de la Saône et sa progression vers l'aval est certaine.

4.4 Évolution contemporaine des peuplements piscicoles du Rhône

L'analyse précédente a montré les contrastes faunistiques existant sur le fleuve entre le Haut-Rhône et en aval de la confluence de la Saône. Des différences existent également sur le Bas-Rhône à la faveur des apports de plusieurs affluents ayant des caractéristiques hydrologiques et thermiques distinctes dont l'Isère, ainsi que du gradient climatique nord-sud et de la distance à la Méditerranée.

Afin de préciser les observations de ces quatre dernières décennies, les séries rhodaniennes les plus longues ont été étudiées en regroupant plusieurs biefs par secteur, et par année biologique.

L'évolution interannuelle des peuplements est analysée dans trois secteurs fluviaux localisés dans les tronçons du Haut-Rhône, du tiers amont et du tiers médian du Bas-Rhône. Les secteurs peuvent se rapporter à des portions fluviales moins longues que les tronçons cités précédemment.

Il s'agit respectivement du Haut-Rhône (HR) depuis la Chautagne jusqu'à Lyon (biefs 6, 7, 8, 9 et 10), et de deux entités sur le Bas-Rhône : le tiers amont (BR1, biefs 12 et 13) au niveau de l'aménagement hydroélectrique de Péage-de-Roussillon, et le tiers médian (BR2, biefs 17, 18 et 19) entre Baix et Caderousse ([Annexe 4.4](#), [Annexe 4.5](#), [Annexe 4.7](#), [Annexe 4.8](#), [Annexe 4.9](#)).

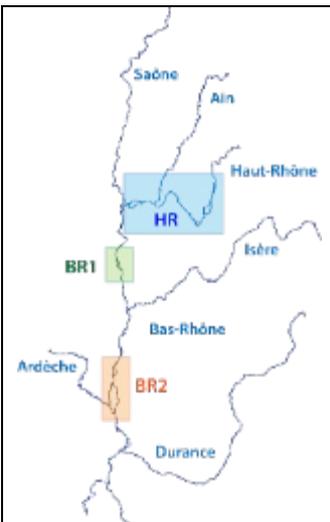
4.4.1 Méthode

Comme les opérations de pêche n'ont pas été obtenues par les mêmes méthodes d'échantillonnage, l'analyse est basée sur les abondances relatives des taxons. Les trois tableaux

sont traités individuellement par une ACP normée avec une pondération de chaque taxon, fonction de son occurrence sectorielle.

Afin de tenir compte de la représentativité des taxons, une pondération est appliquée. Une moyenne de l'occurrence relative du taxon est calculée à partir de toutes les opérations de pêche réalisées dans un bief pour la période considérée. Puis une moyenne par secteur est calculée à partir des moyennes obtenues pour chaque bief du secteur. La pondération du taxon, comprise entre 0 et 1, est le rapport de sa moyenne par secteur sur la moyenne maximale observée sur le secteur.

Tableau 4-6 - Tableau récapitulatif des analyses temporelles par secteur

	Tronçon	Secteur	Biefs	pK	Taxons	Années biologiques	Chronique
	Haut-Rhône	Haut-Rhône (HR)	6 à 10	pk - 146 au pk 5	42	44	1980-2023
Bas-Rhône	Tiers amont (BR1)	12 et 13	pk 34 à 86	38	40	1984-2023	
	Tiers médian (BR2)	17 à 19	pk 135 au pk 215	43	41	1983-2023	

4.4.2 Résultats et discussion

4.4.2.1 Le Haut-Rhône

Indépendamment des modifications survenues dans les assemblages piscicoles rhodaniens suite à l'apparition des nouvelles espèces, la chronique piscicole du Haut-Rhône est certainement la plus spectaculaire en termes de changements enregistrés sur quatre décennies. Lorsque les relevés piscicoles débutent sur le Haut-Rhône, les cinq réacteurs du CNPE du Bugey sont en service, tandis que l'aménagement hydroélectrique du fleuve se poursuit sur le Haut-Rhône (mise en service de la chute de Chautagne en 1980). Par ailleurs, les chasses sédimentaires des retenues de Verbois, Chancy-Pougny et de Génissiat sont des opérations récurrentes depuis 1945, avec des épisodes particulièrement sévères à répétition comme en juin 1978 (Andre, Lascombe & Christian, 1988). Le cumul de ces altérations d'origine anthropique a des impacts considérables sur la faune aquatique.

Le premier axe factoriel (**Figure 4-7, Figure 4-8**) décrit cette bascule progressive du peuplement originel. Ce dernier est initialement dominé par des espèces d'eau froide et courante (la truite commune, l'ombre commun) et par des leuciscidés rhéophiles et lithophiles (la vandoise, le hotu, le blageon, le toxostome), accompagnés d'espèces inféodées à des milieux lenticques (perche

commune et lote de rivière). Il évolue vers un peuplement dominé par des espèces natives beaucoup plus tolérantes vis-à-vis des dégradations de l'habitat et de l'augmentation de la température des eaux (barbeau, chevine, goujon). Le nouvel assemblage faunistique compte également des espèces allochtones, entre autres le silure et le goujon asiatique, qui prennent un caractère invasif (Figure 4-9).

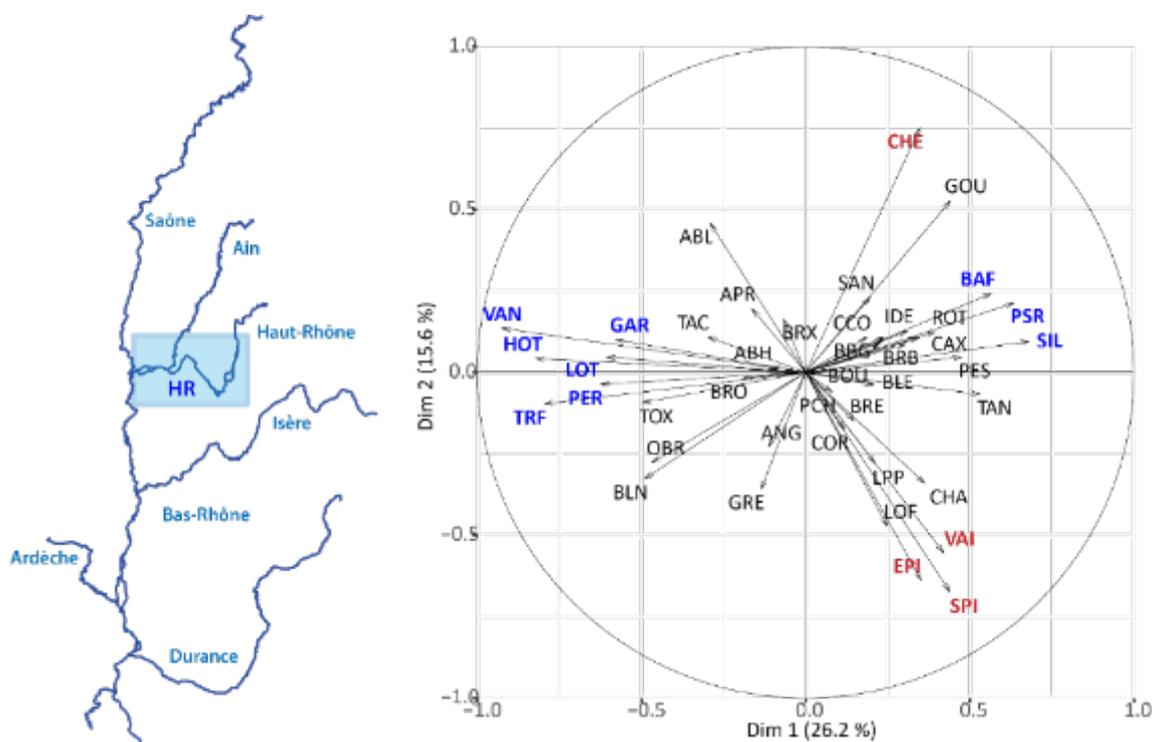


Figure 4-7 - Analyse de la chronique 1980-2023 du Haut-Rhône. Cercle de corrélation F1 x F2 des espèces. Les espèces colorées sont celles dont la contribution relative à la constitution de l'axe factoriel dépasse 30% (bleu : axe 1, rouge : axe 2).

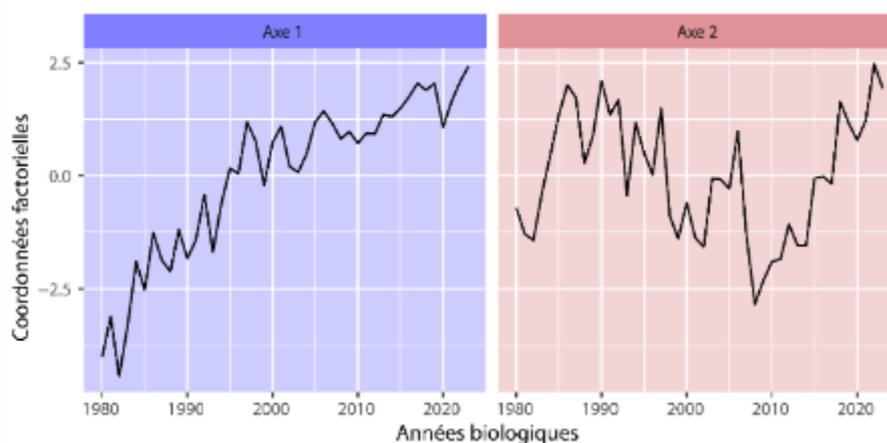


Figure 4-8 - Analyse de la chronique 1980-2023 du Haut-Rhône. Représentation des deux premières coordonnées factorielles des années biologiques.

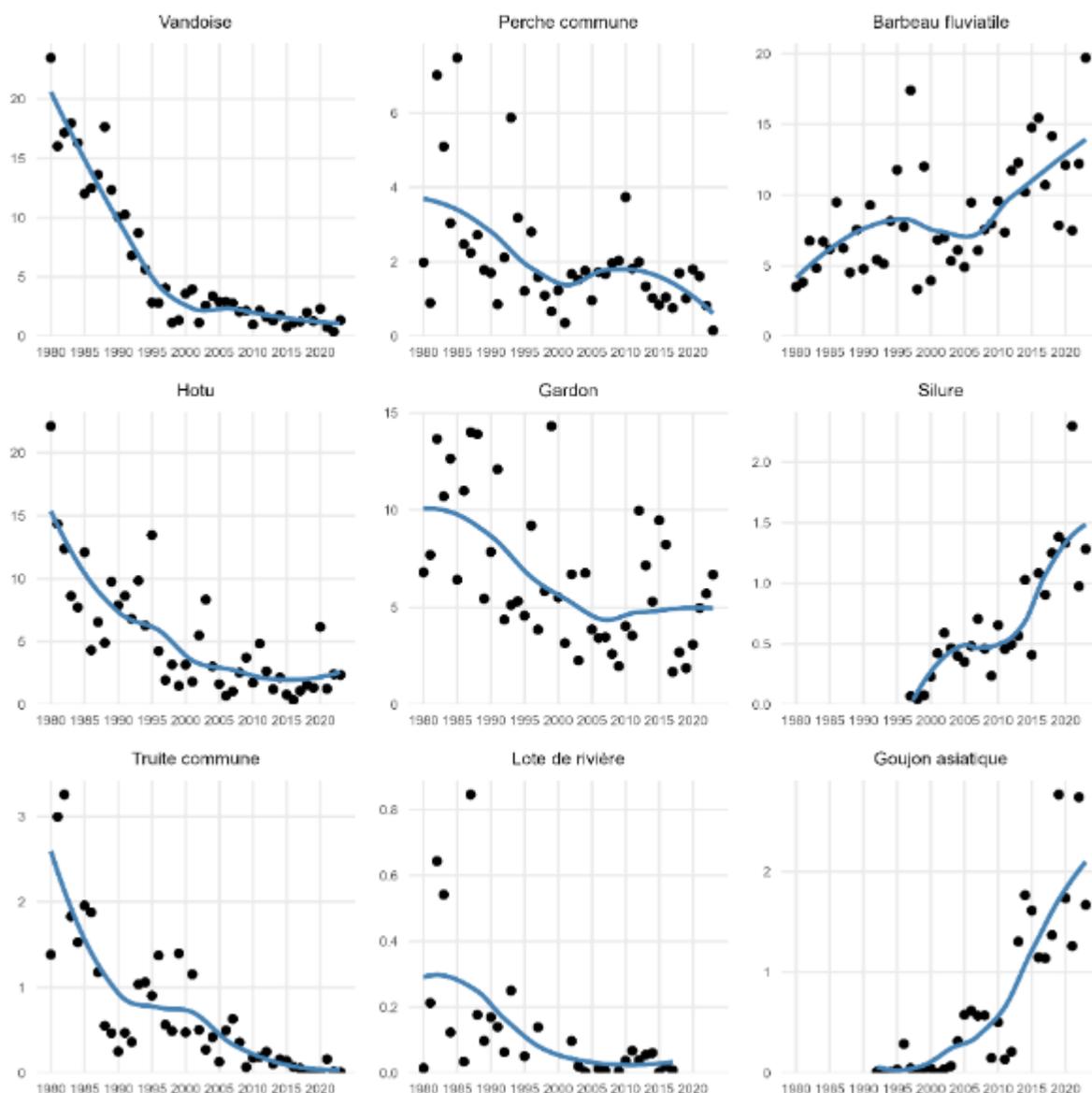


Figure 4-9 - Le Haut-Rhône. Evolution de l'abondance relative des espèces les plus contributives de l'axe 1 de l'ACPn.

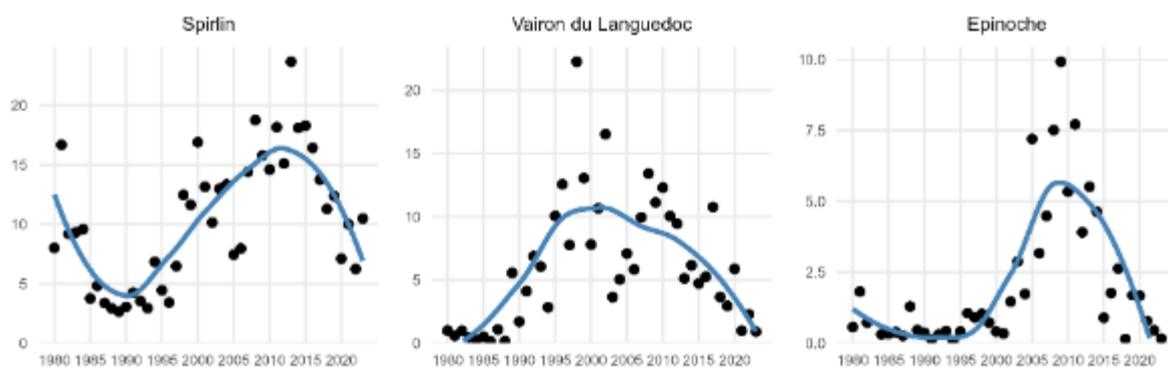


Figure 4-10 - Le Haut-Rhône. Evolution de l'abondance relative de petites espèces contributives sur l'axe 2 de l'ACPn.

Le deuxième axe factoriel est associé aux abondances relatives d'un cortège de petites espèces, entre autres, le spirilin, l'épinoche et le vairon (**Figure 4-10**) dont les abondances respectives ont progressivement augmenté sur de longues durées, atteignant des valeurs remarquables, avant de s'effondrer à nouveau. A ce jour, à l'exception du spirilin, les proportions de ces espèces sont redevenues très faibles.

4.4.2.2 *Le Bas-Rhône*

L'équipement énergétique du Bas-Rhône est pratiquement terminé lorsque débutent les chroniques piscicoles. Par conséquent, les impacts d'origine anthropique générés par la création des canaux de dérivation, des retenues et des sections court-circuitées sont déjà effectifs, parfois depuis plus de deux décennies. Au-delà des changements faunistiques provoqués par les endiguements Girardon de la deuxième moitié du 19^{ème} siècle, partiellement appréhendés dans l'analyse historique, d'autres modifications vraisemblablement similaires à celles observées sur le Rhône amont se sont déjà produites avant même que ne démarrent les suivis contemporains. Sur ce tronçon fluvial, l'évolution contemporaine devrait, a priori, mettre en jeu d'autres facteurs environnementaux.

Dès les premières investigations, les espèces lotiques les plus caractéristiques du Haut-Rhône (ombre, vandoise, truite) ne sont plus capturées, ou rarement. Les espèces limnophiles sont devenues représentatives des peuplements du Bas-Rhône. Dans le prolongement nord-sud de la Saône, il est le premier tronçon directement alimenté par de nouvelles espèces en provenance du bassin rhénan. Les espèces allochtones y sont plus nombreuses que sur le Haut-Rhône. Alors que l'anguille est quasi-absente en amont de Lyon (abondance relative moyenne de 0.1%), la proportion passe de 1% sur le tiers amont du Bas-Rhône à 6.6% sur le tiers médian. Elle est de l'ordre de 15% sur le tiers aval.

4.4.2.2.1 *Le tiers amont du Bas-Rhône*

Alors que l'analyse piscicole du Haut-Rhône porte sur un long linéaire (plus de 150 kilomètres) constitué de cinq biefs successifs, ce secteur n'en rassemble que deux. Mais les données piscicoles acquises localement sont représentatives de toutes les entités caractéristiques de la chaîne hydroélectrique de l'axe bas-rhodanien (retenue, canal usinier, Vieux-Rhône et ses annexes, etc). Dans ce cas, il s'agit plus précisément de l'aménagement hydroélectrique de Péage-de-Roussillon mis en service en 1977. Une part importante de ce jeu de données est associée au suivi hydroécologique du CNPE de St-Alban – St-Maurice l'Exil implanté sur la retenue de Péage-de-Roussillon.

Ce secteur fluvial est de faible pente, et l'influence des apports faunistiques de la Saône est manifeste. La succession des retenues en amont (Pierre-Bénite, Vaugris et Péage) prolonge les effets associés au ralentissement des masses d'eau. Ce secteur est également soumis aux impacts urbains et industriels de l'agglomération lyonnaise et du couloir de la chimie, et aux rejets thermiques du CNPE.

Bien que ces impacts cumulés soient existants dès le début de la chronique, les peuplements vont également présenter des modifications notables au cours des quatre décennies (**Figure 4-11**, **Figure 4-12**).

Ce profil est généré à la fois (1) par la diminution des abondances relatives d'une espèce commune dans les espaces lotiques : le chevaine, d'espèces inféodées à des habitats lenticques et végétalisés telles que la tanche, la perche soleil (**Figure 4-13**), et la perche commune ; et (2) par l'augmentation des proportions des espèces allochtones entre autres la bouvière et le goujon asiatique, de celles d'une espèce originellement peu représentée : la blennie fluviatile, et d'espèces plus rhéophiles, notamment le barbeau, le goujon, l'ablette (**Figure 4-13**).

Comme sur le Haut-Rhône, les proportions des petites espèces ont augmenté au cours de la chronique, malgré une réduction sensible après un pic entre les années 2011 et 2016.

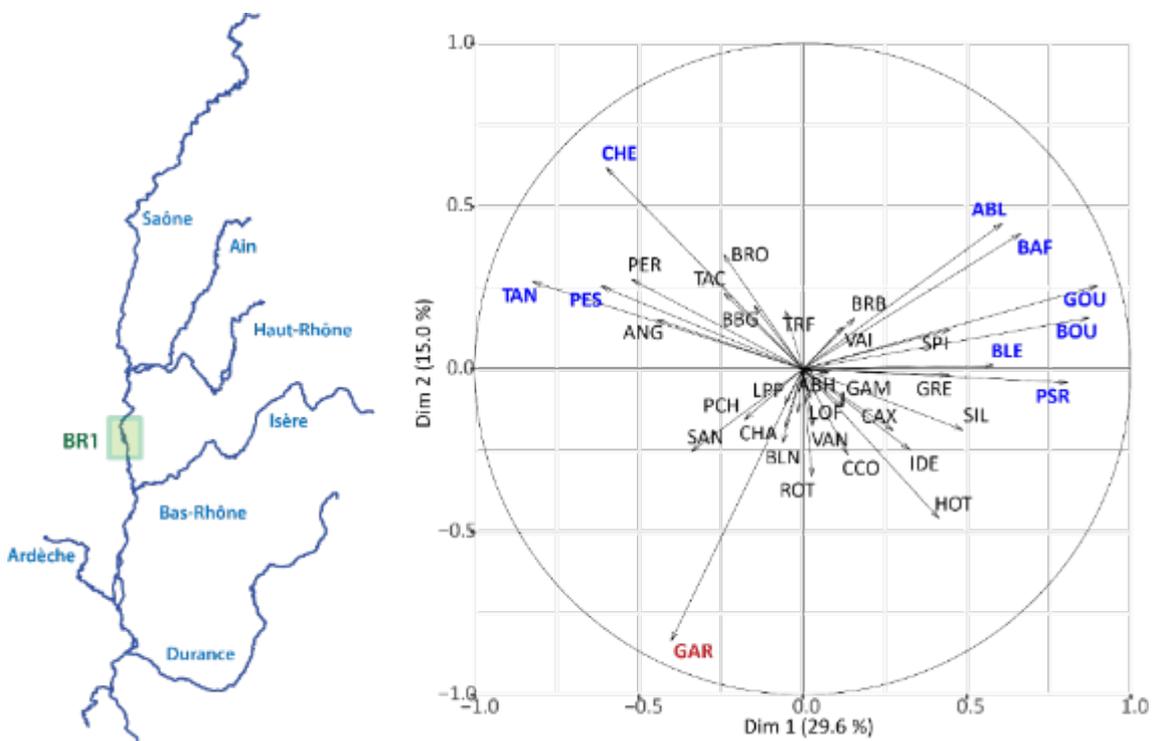


Figure 4-11- Analyse de la chronique 1984-2023 du tiers amont du Bas-Rhône. Cercle de corrélation F1 x F2 des espèces. Les espèces colorées sont celles dont la contribution relative à la constitution de l'axe factoriel dépasse 30% (bleu : axe 1, rouge : axe 2).

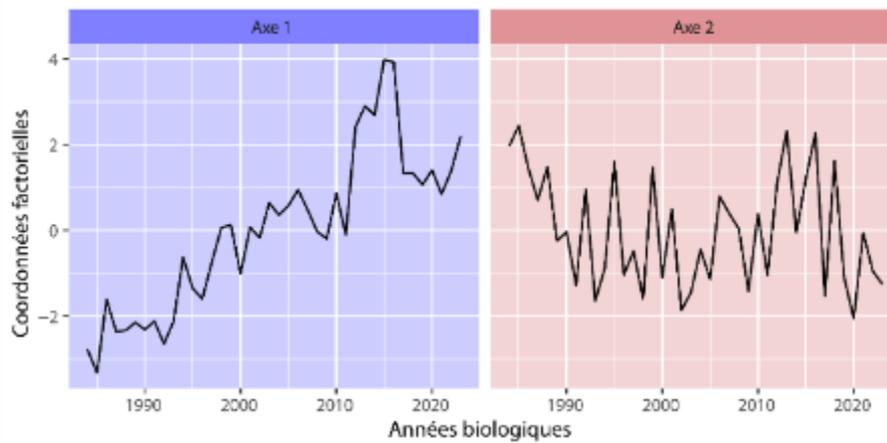


Figure 4-12 - Analyse de la chronique 1984-2023 du tiers amont du Bas-Rhône. Représentation des deux premières coordonnées factorielles des années biologiques.

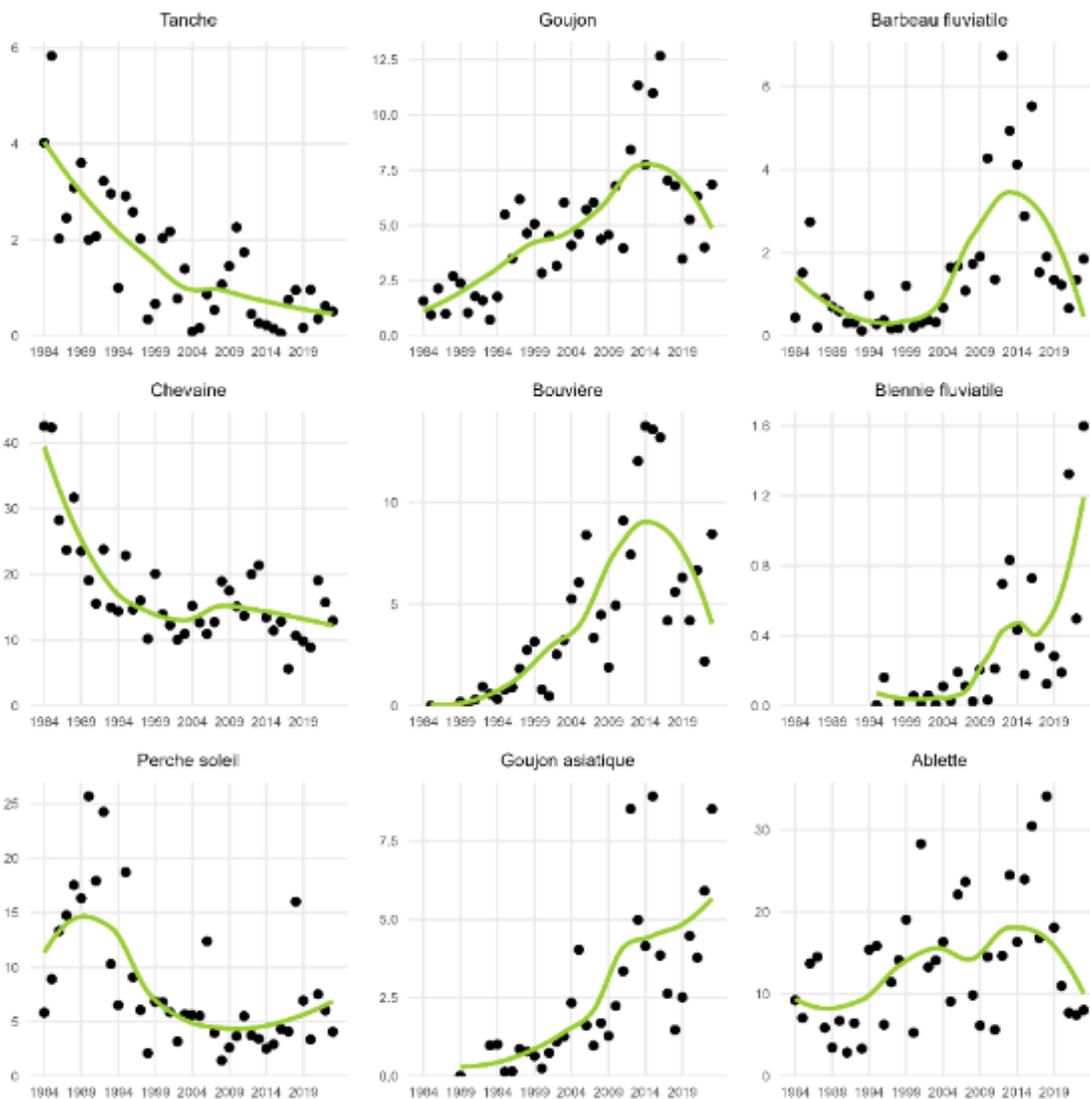


Figure 4-13 - Le tiers amont du Bas-Rhône. Evolution de l'abondance relative des espèces les plus contributives de l'axe 1 de l'ACPn.

4.4.2.2 Le tiers médian du Bas-Rhône

Les trois biefs successifs retenus pour caractériser le tiers médian du Bas-Rhône médian s'enchaînent dans un tronçon fluvial à forte pente compris entre la Drôme et l'Ardèche. En amont, le Rhône a reçu l'Isère, un affluent alpin dont les apports nivo-glaciaires en fin de printemps et début d'été contribuent à la baisse de la température des eaux. A la faveur de crues, l'Isère est une source considérable de sédiments fins en provenance des marnes noires du bassin versant. Ces épisodes sont susceptibles d'impacter significativement les populations aquatiques, comme cela a été le cas au printemps 2008. La partie aval du secteur est déjà sous influence climatique méditerranéenne et soumise aux aléas hydrologiques des affluents cévenols, notamment de l'Ardèche. C'est un secteur de transition sur l'axe rhodanien.

Deux CNPE sont en fonctionnement (Cruas-Meyssse et Tricastin). Le canal usinier de l'aménagement de Donzère-Mondragon et la retenue aval de Caderousse sont sous influence directe des apports thermiques du CNPE du Tricastin. Comme pour le secteur précédent, de nombreux relevés proviennent du suivi de ces deux sites industriels. L'ensemble des opérations de pêche renseignent toutes les entités hydrauliques créées par l'emboîtement de trois aménagements hydroélectriques.

Les affluents confluent à l'amont (Isère, Drôme, Eyrieux) ou dans le secteur étudié (la Payre, l'Ardèche) sont à la fois sources de perturbation mais également de maintien de la biodiversité piscicole dans ce secteur. Les occurrences du toxostome, du blageon, ou du vairon en témoignent. La relative proximité de la Méditerranée permet de rares observations de l'aloise feinte et du mulot porc. Comme dans les deux secteurs précédents, les peuplements ont changé notablement (**Figure 4-14, Figure 4-15**). Une part importante est le fait (1) de la progression des nouvelles espèces (goujon asiatique et bouvière) et de petites espèces dont le goujon et le spiralin (**Figure 4-16**), (2) d'une baisse sensible des proportions de la perche soleil comme sur le secteur BR1, mais surtout de l'anguille et du gardon (**Figure 4-16**).

Bien que le chevaine, la tanche et l'ablette se singularisent sur le deuxième axe factoriel à la faveur de particularités en 2009 et 2010, les proportions des deux premières sont également en baisse sur la chronique, et celle de l'ablette est en augmentation.

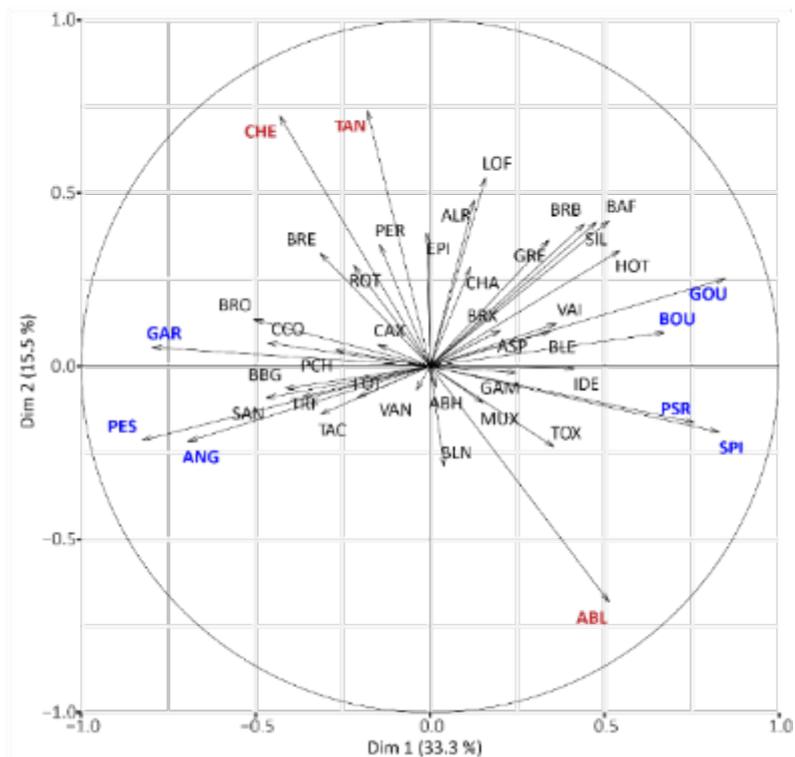


Figure 4-14 - Analyse de la chronique 1983-2023 du tiers médian du Bas-Rhône. Cercle de corrélation F1 x F2 des espèces. Les espèces colorées sont celles dont la contribution relative à la constitution de l'axe factoriel dépasse 30% (bleu : axe 1, rouge : axe 2).

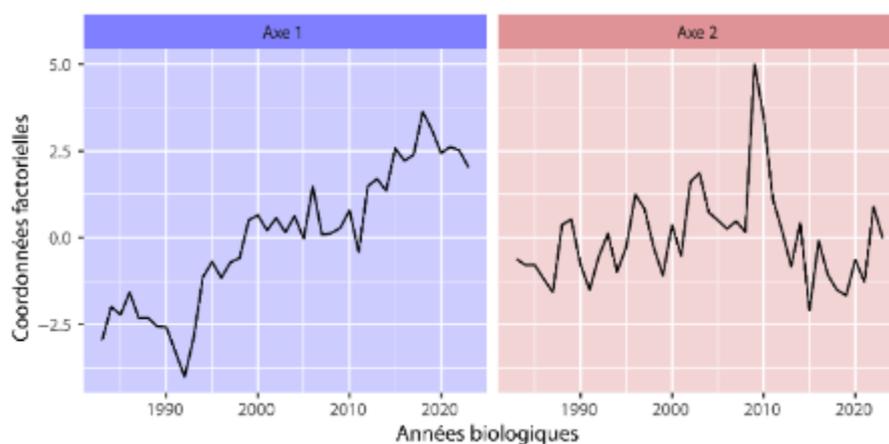


Figure 4-15 - Analyse de la chronique 1983-2023 du tiers médian du Bas-Rhône. Représentation des deux premières coordonnées factorielles des années biologiques.

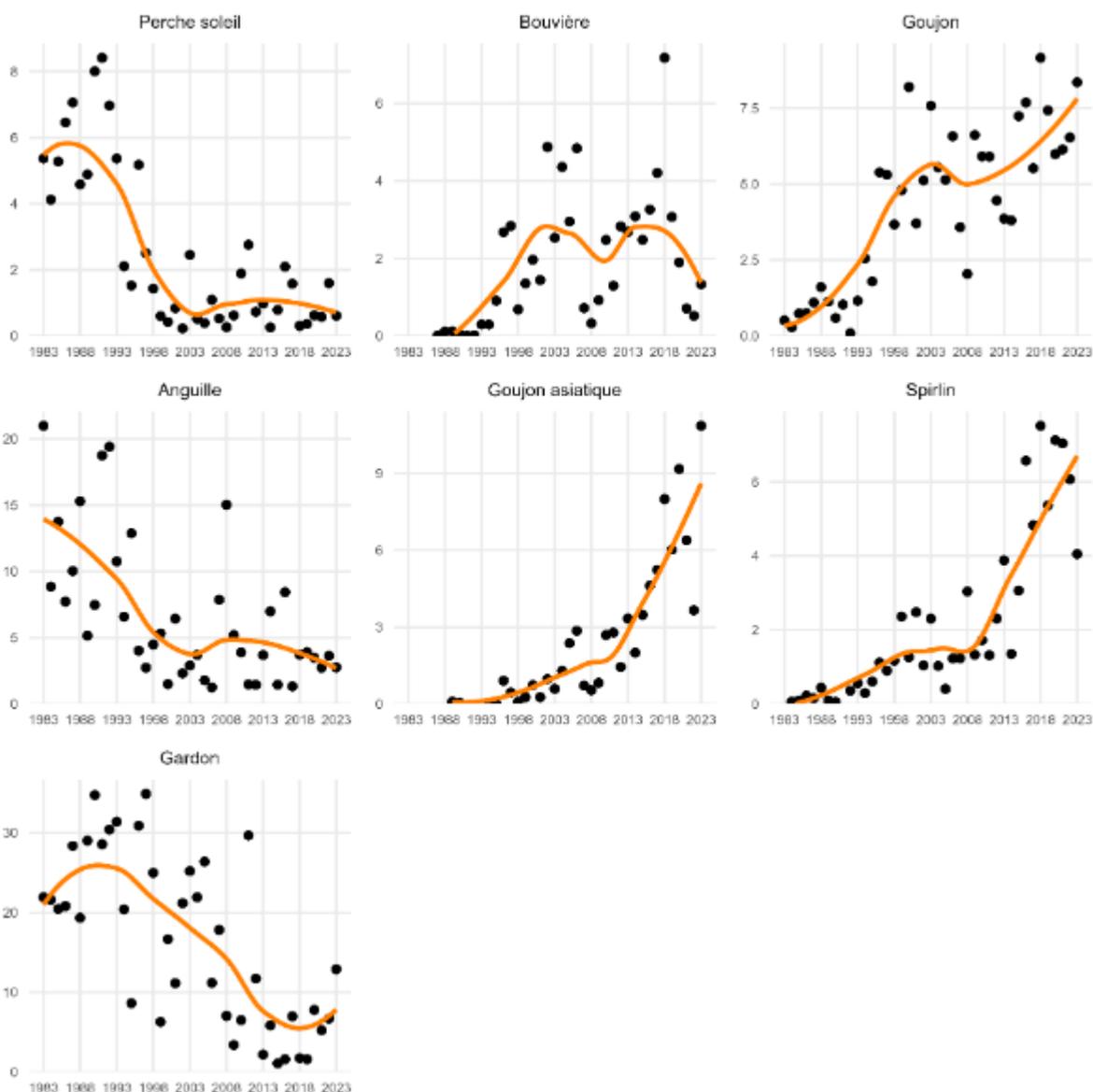


Figure 4-16 - Le tiers médian du Bas-Rhône. Evolution de l'abondance relative des espèces les plus contributives de l'axe 1 de l'ACPn.

4.5 Dynamique temporelle de l'abondance de quinze espèces communes

Les programmes de bio-surveillance conduits sur le Rhône depuis les années 80 ont permis de constituer des bases de données conséquentes et des informations précieuses sur la dynamique de la biodiversité au fil des décennies. Si les communautés peuvent être caractérisées par des abondances relatives des espèces au sein de l'assemblage piscicole, il est néanmoins indispensable d'évaluer la dynamique temporelle de l'abondance à l'échelle spécifique. Cela permet de détecter des tendances démographiques à long terme quant aux espèces potentiellement en déclin, voire en progression, telles que les populations d'espèces invasives.

Ainsi, la mesure du taux de croissance (r ou λ) est une information utile en biologie de la conservation afin d'ajuster les politiques de gestion de la biodiversité. Parmi les espèces piscicoles en déclin détectées en France et en Europe, certaines comptent parmi les espèces communes (Persat, 1996 ; Burkhardt-Holm & Zehnder, 2018 ; Mueller *et al.*, 2018 ; Santos *et al.*, 2021). Ces espèces ne sont pas en voie d'extinction et ne bénéficient généralement pas d'un statut sur la liste rouge de l'IUCN, mais une diminution drastique de la biomasse ou de l'abondance de ces espèces modifie significativement les écosystèmes en termes de composition, de fonctionnalité ou de services écosystémiques (Gaston & Fuller, 2008 ; Gaston, 2010, 2011).

Les analyses de la dynamique spatio-temporelle de l'abondance des espèces communes du Rhône viennent compléter l'analyse précédente des communautés, marquées par un déclin ou une hausse significative de leur abondance, et identifier si les changements observés sont propres à l'ensemble du bassin du Rhône ou spécifiques de certains secteurs.

4.5.1 Méthodes

4.5.1.1 Le choix des espèces et des données

Ces approches de dynamique des populations nécessitent au préalable de longues séries chronologiques, acquises selon des méthodes standardisées. Cela explique un focus sur des données de pêches électriques obtenues entre 2003 et 2022 car elles cumulent des séries temporelles relativement homogènes sur 88 stations du linéaire rhodanien. Ces données proviennent du programme RhônEco, de la surveillance réglementaire des CNPE et du réseau de suivi piscicole de l'OFB.

Plusieurs protocoles de pêche ont été utilisés durant ces suivis et incluent 62 stations échantillonnées par Echantillonnage Ponctuel d'Abondance (EPA), 19 stations échantillonnées par pêche d'un linéaire de rive en continu (LRC) et 7 stations échantillonnées par « Ambiance ». Les séries chronologiques ont été standardisées afin de n'inclure qu'une méthode de pêche par série chronologique et une seule pêche « automnale » est conservée par année, aboutissant *in fine* à un jeu de données de 1251 pêches électriques réalisées entre fin août et novembre. La durée moyenne des séries chronologiques est de 14,2 années. Les données issues d'un échantillonnage par pêche électrique en fin de période estivale sont caractérisées par une forte proportion de juvéniles de l'année. Par conséquent, les variations d'abondances brutes par espèces sont essentiellement portées par le succès de la reproduction annuelle.

Ce travail est centré sur 15 espèces communes parmi les plus abondantes dans le Rhône (**Tableau 4-7**). Elles représentent à elles seules 93,7% des poissons pêchés du jeu de données.

Tableau 4-7 - Liste des 15 espèces communes dont les tendances démographiques ont été analysées.

Famille	Nom latin	Nom commun	Code espèce
Acheilognathidae			
	<i>Rhodeus amarus</i>	Bouvière	BOU
Centrarchidae			
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche soleil	PES
Cyprinidae			
	<i>Barbus barbus</i>	Barbeau fluviatile	BAF
Gobionidae			
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Goujon asiatique	PSR
Leuciscidae			
	<i>Squalius cephalus</i>	Chevaine	CHE
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	ABL
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Hotu	HOT
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	BRB
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Spirilin	SPI
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	VAN
	<i>Phoxinus septimaniae</i>	Vairon du Languedoc	VAI
Percidae			
	<i>Perca fluviatilis</i>	Perche commune	PER
Siluridae			
	<i>Silurus glanis</i>	Silure	SIL
Tincidae			
	<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN

4.5.1.2 Modèle de dynamique des populations : mesure des taux de croissance (λ ou r) en abondance

L'évaluation des taux de croissance interannuels en abondance pour les différentes espèces a été réalisée à l'aide de modèles Bayésiens à espace d'état. Le modèle prend en compte le fait que la taille d'une population suit un processus Markovien dans la mesure où la taille de la population à t+1 dépend de celle-ci à l'instant t, permettant ainsi de gérer l'autocorrélation temporelle. De plus, étant donné que la taille des populations ne peut être parfaitement estimée du fait qu'il existe une erreur d'observation associée (lié au processus d'échantillonnage mais aussi à d'éventuels problèmes de détection), ces modèles permettent de gérer ces erreurs d'observations en modélisant une variance d'observation qui « bruite » les séries de comptage (Kéry & Schaub, 2012 ; Newman *et al.*, 2014).

Ce modèle à espace d'état est donc moins sensible aux fortes variations d'abondance mesurées car on modélise un processus dynamique comparé aux régressions linéaires, même incluant des effets mixtes. Ce sont des modèles hiérarchiques qui décomposent les séries temporelles de log-abondance en un processus d'état (croissance réelle) et un processus d'observation (variance d'échantillonnage) ; le processus d'observation étant conditionné par le processus d'état (De Valpine & Hastings, 2002).

Le modèle d'état fait l'hypothèse d'une croissance exponentielle stochastique des populations des sites i de l'année $t+1$ ($N_{i,t+1}$) donné par :

$$\text{Log}(N_{i,t+1}) = \log(N_{i,t}) + r_{i,t} + S_{(t,i)} - S_{(t+1,i)}$$

Pour lequel $r_{i,t}$ correspond au taux de croissance annuel de la population du site i dont le taux de croissance moyen est $\overline{r_{\text{.site}[i]}}$ et la variance $\sigma_{r[i]}^2$ ($r_{[i,t]} \sim N(\overline{r_{\text{.site}[i]}}, \sigma_{r[i]}^2)$). Un terme S correspond à l'utilisation d'un offset représentant la durée des pêches ou le nombre de points pêchés sur chaque site au temps t et $t+1$ permettant de prendre en compte la différence d'effort d'échantillonnage entre les années dont la méthode et la saison d'échantillonnage sont toujours la même pour un site donné.

Concernant le processus d'observation, nous avons utilisé une distribution Normale et une structure posant l'hypothèse que les valeurs observées étaient non-biaisées en moyenne mais divergeaient autour de la vraie valeur suivant une variation aléatoire des erreurs d'observation par site :

$$C[i,t] \sim \text{Normal}(\log(N_{i,t}), \sigma_{\text{obs } i}^2)$$

$C[i,t]$ correspond ainsi aux données observées et $\sigma_{\text{obs } i}^2$ à la variance par site (erreur d'observation).

Pour chacune des 15 espèces, ce modèle hiérarchique a pu être adapté afin d'évaluer le taux de croissance moyen et la variance à l'échelle de l'ensemble du Rhône entre 2003 et 2022 ($r_{\text{.Rhône}}$) avec :

$$r_{\text{.site}[i]} \sim N(r_{\text{.Rhône}}, \sigma_{r_{\text{.Rhône}}}^2)$$

Les taux de croissance moyens en abondance dans les différents secteurs du Rhône ont aussi été estimés pour les 15 espèces de 2003 à 2022 afin de comparer les trajectoires démographiques de ces espèces le long du Rhône

$$r_{\text{.site}[i]} \sim N(r_{\text{.Secteur}}, \sigma_{r_{\text{.Secteur}}}^2)$$

Ainsi, le modèle de dynamique des populations utilisé permet d'évaluer pour chacun des sites le taux de croissance en abondance moyen ($r_{\text{.site}}$), tout en ajustant la variation des observations par site et pour chacune des espèces (**Figure 4-17 B,D**). Ces estimations $r_{\text{.site}}$ pour l'ensemble des sites sont ensuite utilisées afin d'estimer le taux de croissance moyen à une échelle spatiale plus large, à l'échelle du Rhône ou des différents secteurs du Rhône (**Figure 4-17 A, C et E**).

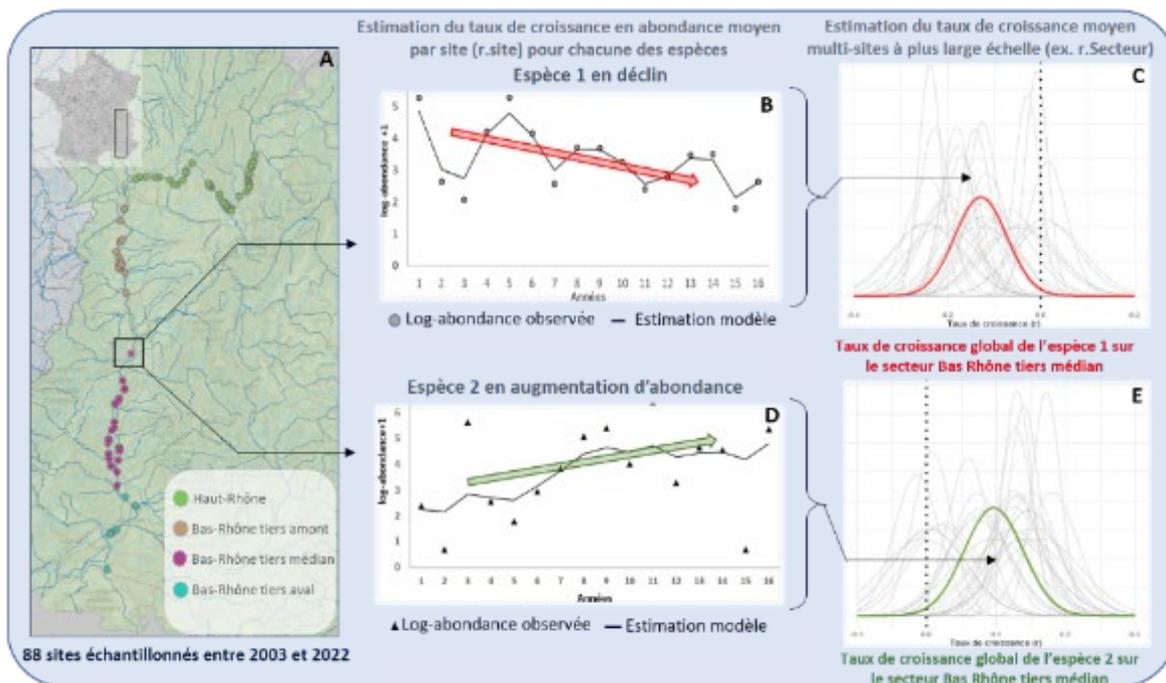


Figure 4-17 - Illustration de l'utilisation des modèles à espace-d'état pour évaluer les taux de croissance en abondance moyens des populations (log-abondance+1). Sur cet exemple, les données d'une espèce en déclin (B) et d'une espèce en augmentation d'abondance (D) d'un même site (A) permettent de calculer le taux de croissance moyen au cours du temps sur le site (r.site) avant d'estimer le taux de croissance moyen à plus large échelle spatiale (C et E) comprenant de multiples sites aux tendances démographiques variables (courbes grises). Lorsque la distribution postérieure des taux de croissance moyen en abondance est inférieure à zéro (à gauche de la ligne en pointillés noirs), l'espèce est en déclin (C). A l'inverse, lorsque les taux sont positifs (à droite de la ligne en pointillés noirs), l'espèce est en augmentation d'abondance (E).

Nous avons ensuite estimé les taux de croissance interannuels moyens entre 2003 et 2022 à l'échelle du Rhône afin de déterminer pour chaque année t , s'il existe une synchronie des taux de croissance interannuels en abondance pour certaines espèces (bonnes/mauvaises années), ainsi qu'évaluer la variabilité interannuelle de l'évolution démographique des populations des 15 espèces durant cette période en estimant :

$$r[t,i] \sim N(r.t[t], \sigma_{r.t}^2)$$

Enfin, les valeurs médianes des taux de croissance interannuels $r.t[t]$ de chacune des 15 espèces ont été extraites afin de réaliser une analyse en composantes principales (centrée-réduite) dans le but d'identifier potentiellement les années favorables pour les populations piscicoles du Rhône, les années défavorables ainsi que les corrélations entre la réponse des différentes espèces.

Des priors faiblement informatifs ont été utilisés pour l'estimation de l'ensemble des paramètres par 3 chaînes de Markov-Monte-Carlo. Les modèles ont été codés afin d'obtenir pour chacune des trois chaînes MCMC, un total de 700 000 itérations dont les 400 000 premières ont été écartées. La distribution postérieure de l'ensemble des paramètres d'intérêt a été estimée à partir de 7500 itérations prélevées toutes les 40 valeurs dans la MCMC. Les représentations graphiques du résultat des distributions postérieures rassemblent l'ensemble des données des 3 chaînes (3x7500 itérations), permettant d'illustrer les résultats et d'alerter sur de potentielles absences de

convergence du modèle pour estimer le paramètre. En complément de l'estimation visuelle de la convergence des chaînes, celle-ci a aussi été évaluée grâce au paramètre de Brooks-Gelman-Rubin pour lesquels une valeur $R_{hat} < 1.01$ a été obtenue pour l'ensemble des paramètres (Brooks & Gelman, 1998). La qualité de la distribution postérieure des différents paramètres a été évaluée graphiquement pour l'ensemble des paramètres et comparée à la partie terminale des chaînes. Enfin une taille efficace d'au moins 1 000 échantillons (effective sample) a été atteinte pour les différents paramètres permettant d'obtenir une erreur standard des chaînes de Monte-Carlo (MCSE) inférieure à 3 %. Ces modèles ont été ajustés dans le cadre bayésien sous JAGS (Plummer, 2003) grâce au package `runjags` (Denwood, 2016) sous R 4.3.3 (R Core Team, 2016).

Les ACP ont été réalisées grâce au package `FactoMineR` (Lê *et al.*, 2008) et `ade4` (Dray & Dufour, 2007) et les représentations graphiques ont été produites grâce au package `ggplot2` (Wickham, 2016) sous R 4.3.3 (R Core Team, 2016).

4.5.2 Résultats et discussion

4.5.2.1 Les taux de croissance à l'échelle du Rhône

Les résultats présentent la distribution postérieure de chaque paramètre estimé ($r_{Rh\hat{o}ne}$ de chaque espèce) pour lesquels différents niveaux de significativité ont été considérés. Lorsque 80% de la distribution postérieure (IC_{80}) exclue le zéro, il a été identifié comme une forte tendance de mise en évidence à la hausse (augmentation d'abondance), ou de déclin de l'espèce. Ceci est relativement commun en évaluation des risques et en biologie de la conservation car cela permet de minimiser les risques d'erreurs de type II, c.a.d. conclure en l'absence de tendance alors qu'elle existe (Maxwell and Jennings, 2005 ; Sutter II *et al.*, 2006). En effet, manquer de détecter la tendance démographique d'une espèce peut induire des politiques de gestion de la biodiversité inappropriées si des espèces vulnérables en déclin ne sont pas identifiées comme telles ou si l'augmentation de l'abondance d'espèces invasives n'est pas prise en considération. Dans notre cas, la robustesse de la tendance démographique est mise en évidence à travers l'utilisation des trois intervalles de crédibilité (IC_{80} , IC_{90} et IC_{95}) et l'approche est renforcée par l'utilisation de différents paramètres qui permettent de converger vers une conclusion similaire. On peut en effet utiliser en complément des taux de croissance moyens, les résultats d'évolution temporelle de l'abondance relative des espèces au sein de la communauté piscicole, évalué dans la partie précédente.

A l'échelle du Rhône, sur l'ensemble du jeu de données, les résultats mettent en évidence que parmi les espèces communes étudiées, les populations de quatre espèces ont significativement augmenté en abondance : le barbeau, le silure, le spiralin et le goujon asiatique, tandis que les populations de bouvières, de vandoises, de gardons, de hotus et de perches ont connu des déclin significatifs en abondance entre 2003 et 2022 sur le linéaire du Rhône (**Figure 4-18**).

Le gardon, la perche et la vandoise sont parmi les espèces communes qui présentent des déclin significatifs dans le Rhône, mais aussi à l'échelle nationale (Santos *et al.*, 2021). A l'inverse, une espèce comme l'ablette est en déclin démographique à l'échelle nationale alors que les populations sont stables à l'échelle du Rhône (**Figure 4-18**). Quant au barbeau fluvial, il présente des populations stables à l'échelle nationale alors qu'elles augmentent de manière significative

dans le Rhône. Ces deux espèces rhéophiles (ablette et barbeau) ont été identifiées comme des cibles pour les opérations de restauration hydromorphologiques du Rhône. Il est ainsi probable qu'elles aient pu bénéficier des opérations de restauration menées spécifiquement dans le Rhône, expliquant ainsi les différences de tendances entre le Rhône et l'échelle nationale (Santos *et al.*, 2021). En ce qui concerne la bouvière, cette espèce est en augmentation significative en abondance et en biomasse au sein du bassin hydrographique Rhône-Méditerranée-Corse (Santos *et al.*, 2022). Il est donc probable que la tendance démographique négative observée dans le Rhône, se trouve compensée à l'échelle du bassin hydrographique RMC.

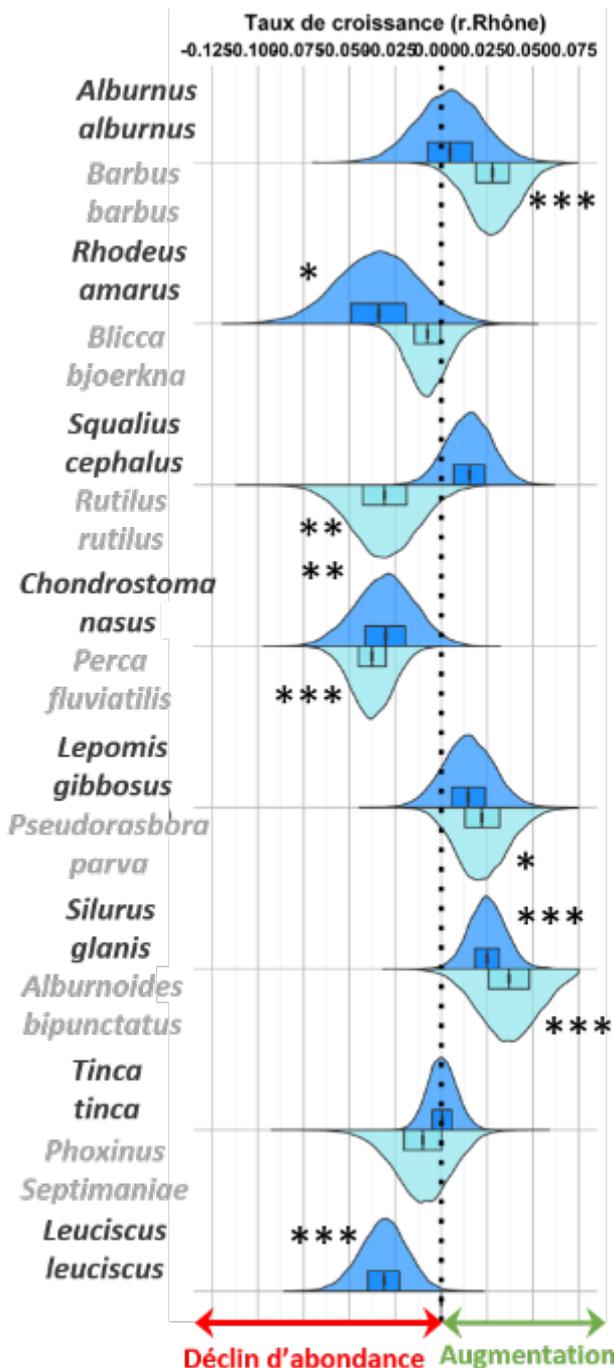


Figure 4-18 - Taux de croissance moyens en abondance des 15 espèces analysées à l'échelle du Rhône entre 2003 et 2022. Les boxplots représentent les quartiles autour de la valeur médiane de la distribution postérieure (50 % de la distribution). *** 95% des valeurs de la distribution postérieure sont inférieures à zéro (déclin de l'espèce) ou lorsque 95% sont supérieures à zéro (augmentation d'abondance de l'espèce dans le Rhône). **90% des valeurs de la distribution postérieure sont inférieures ou supérieures à zéro. *80% des valeurs de la distribution postérieure sont inférieures ou supérieures à zéro.

Parmi les espèces en augmentation significative d'abondance, les taux de croissance en abondance positifs du silure et du goujon asiatique, signalées pour la première fois dans le Rhône entre 1987 et 1989, traduisent leur expansion démographique.

4.5.2.2 Comparaison spatio-temporelle des taux de croissance

L'analyse des taux de croissance en abondance à l'échelle des secteurs (Haut-Rhône, tiers amont et tiers médian du Bas-Rhône) met en évidence la variabilité spatiale et temporelle de la dynamique des populations propres à certaines espèces. On remarque ainsi que le barbeau fluviatile dont les taux de croissance sont positifs et significatifs à l'échelle du Rhône, sont uniquement liés aux taux de croissance en abondance significatifs très élevés observés dans le Haut Rhône (**Figure 4-18, Figure 4-19**). C'est aussi le cas du chevaine dont les populations sont stables dans le Bas-Rhône mais en augmentation d'abondance dans le Haut-Rhône. Cela pourrait être lié aux opérations d'augmentation des débits réservés dans les Vieux-Rhône de Chautagne et de Belley en 2004 et 2005 qui ont recréé des conditions favorables pour la reproduction de ces espèces. A l'inverse, entre 2003 et 2022, on observe un déclin des effectifs de brèmes bordelières dans le Haut-Rhône alors que des hausses d'abondance significatives sont observées dans le tiers amont du Bas-Rhône (**Figure 4-19**).

Les tendances démographiques par secteur mettent en évidence les déclin significatifs de la vandoise, du vairon et du hotu dans le Haut-Rhône contrairement aux autres secteurs. Ces tendances démographiques également observées depuis 1980 en termes d'abondances relatives au sein des peuplements piscicoles se poursuivent significativement depuis le début du siècle. Enfin, la croissance démographique positive du goujon asiatique est significative dans le Bas Rhône alors que son taux de croissance est stable dans le Haut-Rhône. A l'inverse, le silure montre une forte expansion démographique dans le Haut-Rhône alors que les populations sont stables dans le Bas-Rhône médian. De plus, on note un gradient croissant des taux de croissance depuis l'aval vers l'amont sur le linéaire du Rhône qui pourrait refléter la dynamique temporelle de colonisation de l'espèce, l'espèce étant en croissance démographique plus forte sur les secteurs nouvellement colonisés.

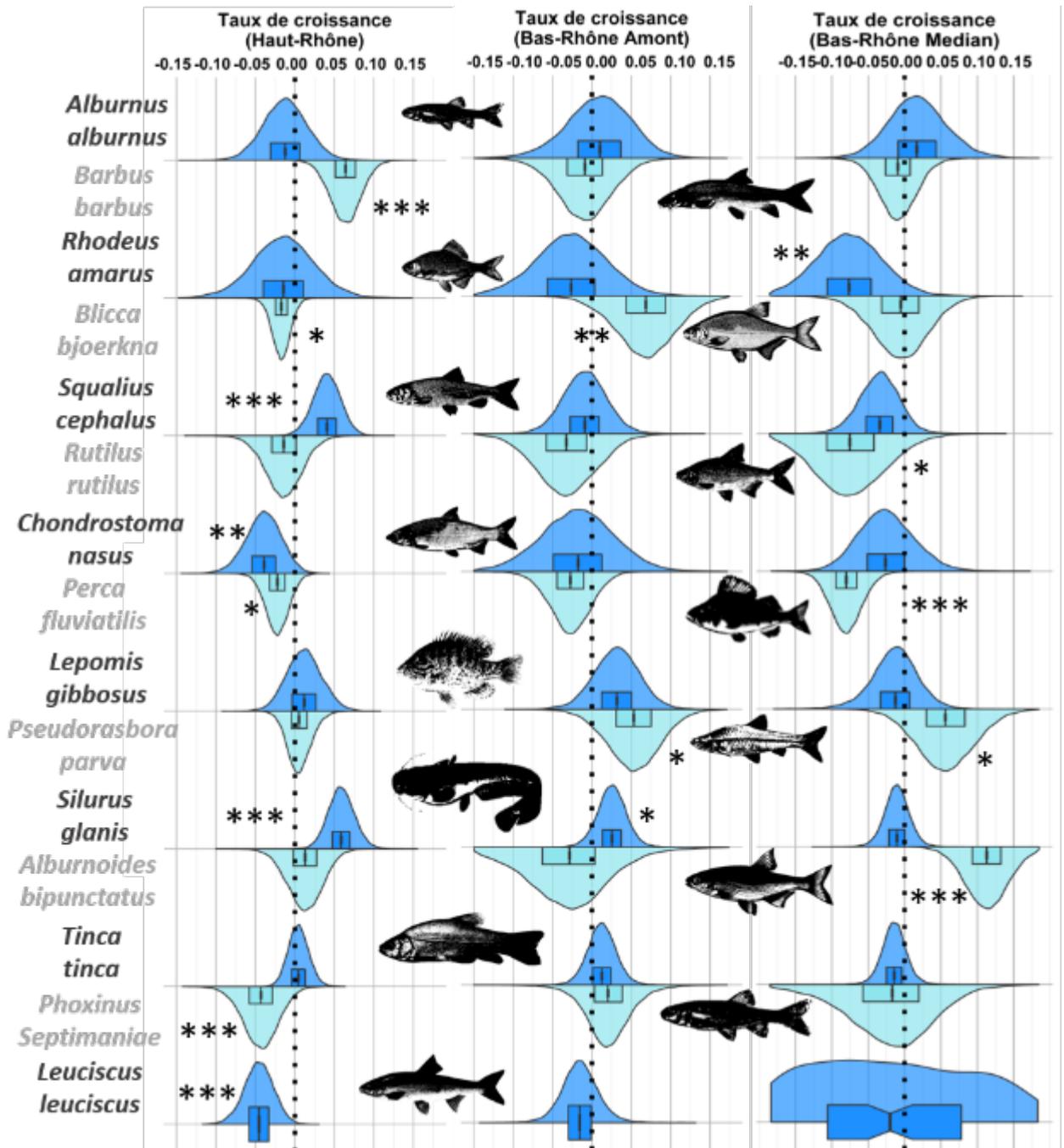


Figure 4-19 - Taux de croissance moyens en abondance des 15 espèces piscicoles analysées à l'échelle des différents secteurs du Rhône entre 2003 et 2022. Les boxplots représentent les quartiles autour de la valeur médiane de la distribution postérieure (50 % de la distribution). *** 95% des valeurs de la distribution postérieure sont inférieures à zéro (déclin de l'espèce) ou lorsque 95% sont supérieures à zéro (augmentation d'abondance de l'espèce dans le Rhône). ** 90% des valeurs de la distribution postérieure sont inférieures à zéro ou lorsque 90% sont supérieures à zéro. * 80% des valeurs de la distribution postérieure sont inférieures à zéro ou lorsque 80% sont supérieures à zéro soulignant une tendance forte. La vandoise (*Leuciscus leuciscus*) est très peu présente dans le Bas Rhône, d'où un intervalle de crédibilité très large.

4.5.2.3 La variabilité interannuelle des taux de croissance de 2003 à 2022

Il est également pertinent d'adapter ces modèles de dynamique de populations afin d'évaluer la variabilité interannuelle des taux de croissance de chacune des espèces. Les analyses ont été réalisées sur l'ensemble des sites du Rhône dans le but de détecter un potentiel synchronisme dans la dynamique des populations à l'échelle du fleuve. Entre 2003 et 2022, les évolutions d'abondance de la majorité des espèces répondent significativement positivement ou négativement au cours du temps (Figure 4-20). Par exemple, si les effectifs des populations de spirilins augmentent significativement au cours du temps à l'échelle du Rhône, cette évolution est discontinue. Pour le hotu, malgré une tendance globale mettant en évidence un déclin, les taux de croissance sont significativement positifs certaines années, par exemple 2009, 2014, 2019 et 2020.

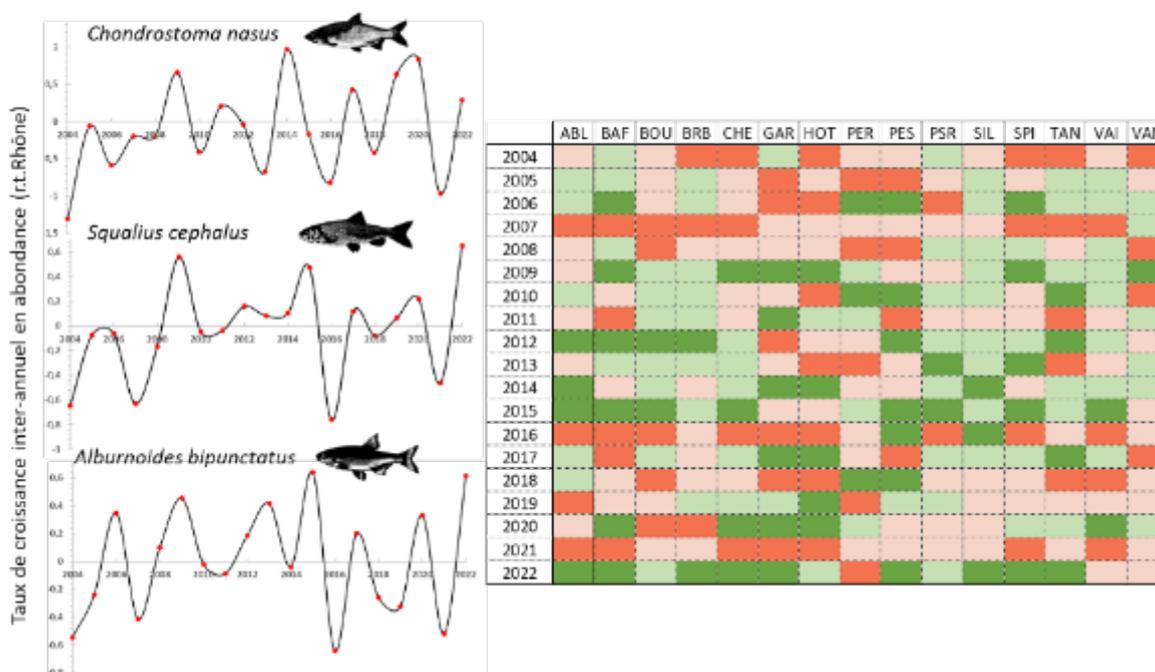


Figure 4-20 - A gauche, les taux de croissance interannuels entre 2003 et 2022 de trois espèces (HOT, *Chondrostoma nasus*, CHE, *Squalius cephalus* et SPI, *Alburnoides bipunctatus*) parmi les quinze espèces étudiées afin d'illustrer la variabilité interannuelle des taux de croissance en abondance. A droite, la variabilité des taux de croissance en abondance des quinze espèces est représentée sous la forme d'un code couleur : orange foncé = négatif et significatif (95% de la distribution postérieure), orange clair = négatif et non significatif, vert clair = positif non significatif et vert foncé = positif et significatif (95% de la distribution postérieure).

Compte-tenu du fait que les captures de juvéniles de l'année représentent une proportion importante des effectifs échantillonnés au cours de la période post-estivale, il est probable qu'une grande partie de la variabilité détectée par les modèles reflète la variabilité inter-annuelle du succès de reproduction des différentes espèces (Figure 4-20). Dans ce contexte, il apparaît difficile de faire la part des effets liés aux facteurs anthropiques et/ou environnementaux.

Une analyse multivariée a été réalisée à partir des valeurs brutes des taux de croissance en abondance (valeur médiane de la distribution postérieure) de chaque espèce (**Figure 4-21**). L'axe 1 (39.4% de l'inertie totale) ordonne les années selon les valeurs des taux de croissance : les valeurs positives sont à droite du plan. Ainsi, les faibles valeurs des années 2004, 2007, 2016 et 2021 traduisent l'échec relatif de la reproduction de la majorité des espèces, alors que 2015 et 2022 sont des années marquées par un réel succès de la reproduction en raison de conditions hydroclimatiques très favorables (**Figure 4-20, Figure 4-21**).

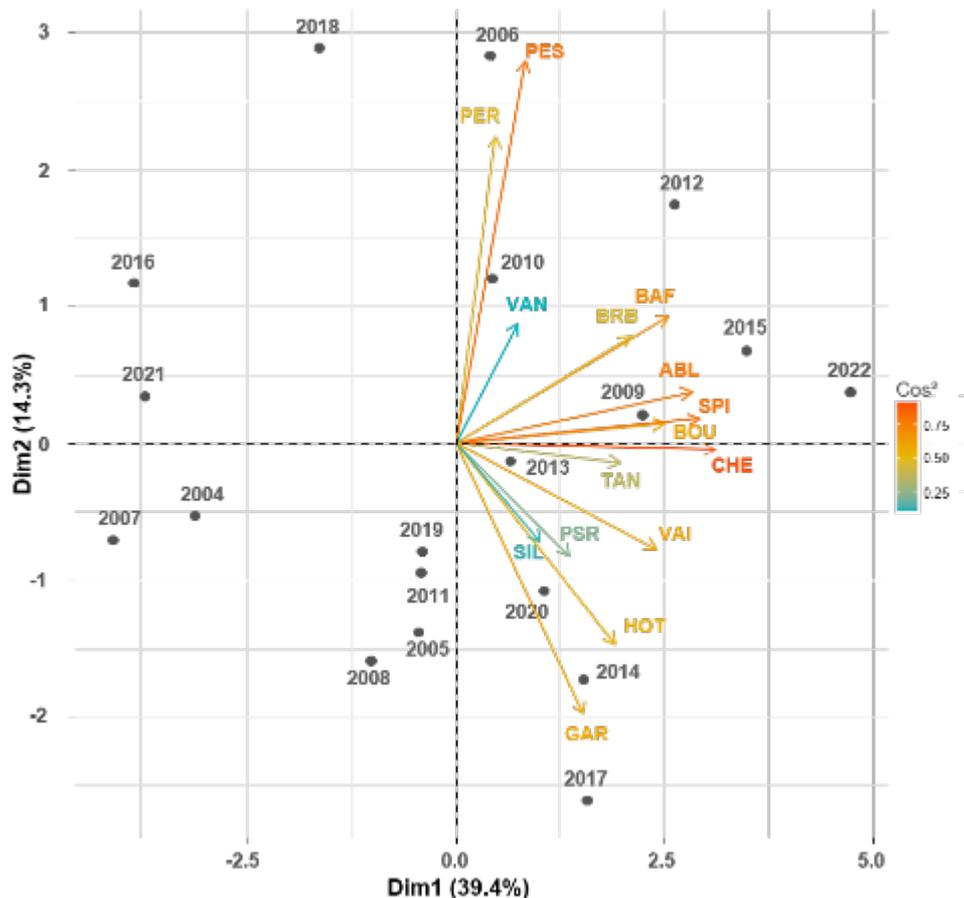


Figure 4-21 - Plan factoriel des axes 1 et 2 de l'analyse en composantes principales réalisée sur les taux de croissance interannuels pour les 15 espèces étudiées. Les deux axes représentent respectivement 39.4 % et 14,3 % de l'inertie totale. Les années sont représentées sur le plan factoriel ainsi que la corrélation entre la réponse des différentes espèces. La qualité de la représentation des variables (espèces) sur le plan factoriel est représentée par la valeur du \cos^2 , plus la valeur est élevée et proche de 1, meilleure est sa représentation.

4.6 Discussion

Il importe de rappeler que la première approche à caractère historique est postérieure aux travaux civils de la fin du 19^{ème} et du début du 20^{ème} siècle. Ils ont été à l'origine de profondes altérations des conditions hydrauliques par la création de digues longitudinales et transversales dans le chenal. Ces digues ont entraîné une perte de connectivité au sein des plaines alluviales et à l'isolement des annexes fluviales.

Si les données de Louis Léger et ses collaborateurs constituent un fonds documentaire important, elles ne fournissent qu'un état des lieux avant la poursuite des aménagements fluviaux destinés à favoriser la navigation et augmenter la production énergétique. Si elles peuvent aider à établir des références historiques, elles ne constituent pas un référentiel (Stoddard *et al.*, 2006 ; Pont *et al.*, 2009).

Uniquement fondée sur des occurrences, l'analyse historique montre des changements majeurs au sein des peuplements piscicoles. Ils sont consécutifs à la disparition (ou quasi-disparition) d'espèces sur les grands axes fluviaux (esturgeon, lamproies, apron du Rhône), à la restriction du chevelu hydrographique accessible pour de grands migrateurs (alose feinte du Rhône, anguille) et à une augmentation « artificielle » permanente du nombre des espèces allochtones. Par ailleurs, les caractéristiques piscicoles originelles du fleuve ont basculé vers un nouvel état. Les contrastes typologiques existant entre le Haut-Rhône, le Bas-Rhône et ses affluents ont augmenté entre la période historique et la période contemporaine. D'un assemblage dominé par des espèces rhéophiles et lithophiles (Salmonidae : ombre, truite ; Leuciscidae : vandoise, blageon, toxostome) pouvant être capturées jusqu'au delta (Gourret, 1897, p. 130), celui-ci est désormais dominé par des espèces également inféodées à des milieux lotiques mais beaucoup plus tolérantes vis-à-vis de la température des eaux telles que le chevaine, le barbeau et le goujon.

Les données récentes autorisent des approches différentes du fait du caractère exhaustif des échantillonnages et l'obtention de données quantitatives. Leur analyse montre que les peuplements contemporains ont également changé sur de courtes périodes. Sur le Haut-Rhône, l'effondrement des populations de vandoises, de hotus et de truites, compte parmi les faits les plus marquants de cette évolution temporelle. Il est également remarquable d'observer une baisse des proportions du gardon sur l'ensemble des secteurs. Sur le Bas-Rhône, les abondances d'espèces parmi les plus communes : le chevaine, l'anguille et la perche commune, montrent une décroissance progressive.

Ces données mettent en exergue la colonisation du réseau hydrographique par un cortège grandissant d'espèces allochtones : des prédateurs (silure, aspe), de petites espèces thermophiles (bouvière, goujon asiatique) et les prémices d'une colonisation future de l'axe rhodanien par le gobie à tache noire.

Les facteurs déterminants des changements enregistrés au sein des peuplements piscicoles relèvent majoritairement des modifications physiques du milieu et des dégradations historiques de la qualité des eaux. Les autres facteurs à l'origine des altérations de la biodiversité piscicole, telles que la surexploitation des ressources, les modifications progressives des usages sur le bassin versant, et désormais les évolutions hydrologiques et thermiques liées au dérèglement climatique, ne doivent pas être ignorés en tant qu'éléments structurants de ces évolutions temporelles (Notebaert & Verstraeten, 2010 ; Dudgeon, 2019).

5. Réponses aux augmentations de débits réservés dans les Vieux Rhône

5.1 Réponses des communautés de macroinvertébrés benthiques

Les macroinvertébrés benthiques, ensemble d'espèces vivant à l'interface eau-sédiment, sont très sensibles à la variabilité spatio-temporelle des habitats (Statzner *et al.*, 1994). Ils constituent également un maillon essentiel des réseaux trophiques reliant la production primaire et la productivité piscicole. De ce fait, l'examen des réponses de ces organismes aux opérations de restauration est un moyen d'en mesurer l'efficacité tant du point de vue de la restauration de la biodiversité que de celle des fonctions écologiques du fleuve Rhône. Les modifications des contraintes hydrauliques, en lien avec la hausse des débits réservés dans les secteurs court-circuités (Vieux-Rhône), nous ont permis d'émettre les hypothèses suivantes :

1- un retour à des communautés renfermant plus d'organismes rhéophiles (littéralement "aimant le courant"), capables de résister aux contraintes hydrauliques plus élevées et généralement plus exigeantes en termes de qualité d'habitat et d'oxygénation des eaux, alors même que les aménagements avaient induit une évolution des communautés vers des organismes lénitophiles ("préférant les zones stagnantes") (e.g. Dessaix *et al.*, 1995 ; Dolédec *et al.*, 1996).

2- un retour d'espèces aux exigences physiques et biologiques particulières (Perrin, 1978) qui peuvent, par la diversité de leurs traits écologiques, potentiellement renforcer la résilience des communautés face aux pressions actuelles et futures.

Le suivi des communautés de macroinvertébrés dans les vieux-Rhône offre l'opportunité d'évaluer ces hypothèses concernant la restauration des débits réservés. Il permet également de mettre à l'épreuve l'approche prédictive développée dans RhônEco, basée sur des modèles d'habitat hydraulique (Lamouroux *et al.*, 2018), et enfin, de construire une chronique sur le long terme pour observer l'impact des multiples pressions (hydrologie, thermie, interactions biologiques, ...) mais également des futures opérations de restauration (recharge sédimentaire, redynamisation latérale, ...) qui s'opèrent sur les vieux-Rhône.

5.1.1 Méthodes

5.1.1.1 Localisation des sites d'échantillonnage

Les noms des sites d'échantillonnage ainsi que leurs coordonnées en degrés décimaux sont détaillés en [annexe 5-1.1](#).

Il est à noter que l'évolution géomorphologique du vieux Rhône de Donzère-Mondragon ne permet plus l'échantillonnage de la station DON_aval_2 (5 prélèvements), initialement située entre les coordonnées 44.304183, 4.652233 et 44.302433, 4.653283, selon le protocole établi pour le suivi des macroinvertébrés dans RhônEco. Ainsi, à partir de 2022, cette station est décalée à environ 2 km à l'aval aux coordonnées suivantes 44.285140, 4.651772 et 44.284548, 4.651705 ([Figure 5-1.1](#)).

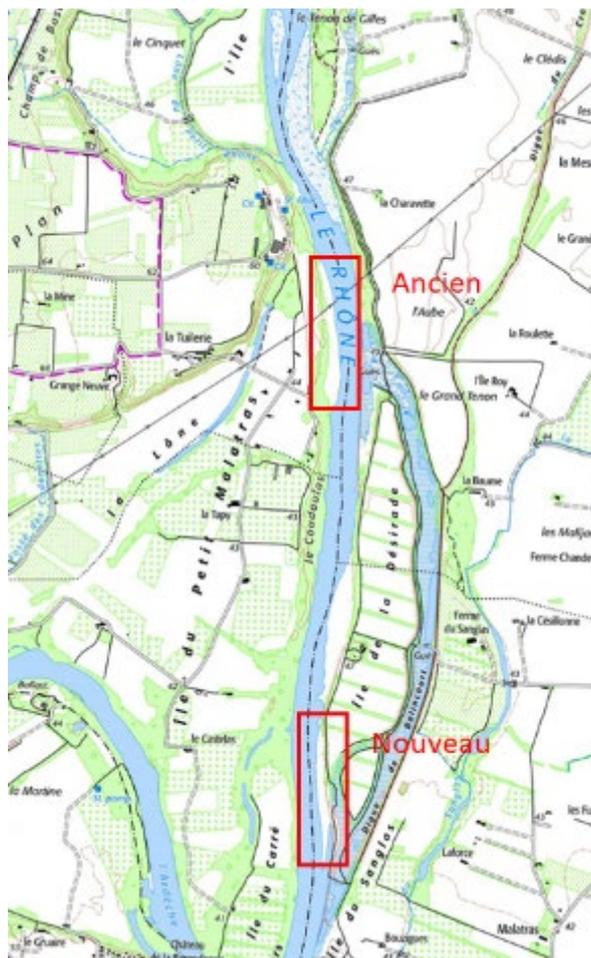


Figure 5-1.1 - localisation de la station DON_aval_2 avant (ancien) et après (nouveau) 2022. (Source Geoportail 2024)

5.1.1.2 Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques

Pour chaque secteur suivi (sauf Pierre-Bénite), les invertébrés ainsi que les paramètres hydrauliques sont échantillonnés dans les mêmes stations selon un tirage aléatoire sur 20 transects. Les invertébrés ont été récoltés avec un cylindre de Hess (Photo 5-1.1) muni d'un filet de maille de 200 µm jusqu'en 2013 puis 400 µm 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 m².



Photos 5-1.1-5-1.2 - Photo 5-1.1, à gauche, cylindre de Hess (Montélimar, 24/04/2014). Photo 5-1.2, à droite, mesure des contraintes au fond par la méthode des hémisphères (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. La méthode des hémisphères HFST (Statzner & Muller, 1989) (Photo 5-1.2) 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 caractérisent le profil de vitesse proche du fond, influencent l'apport en nutriments, et peuvent provoquer le remaniement des sédiments et déloger les invertébrés benthiques de leurs abris. La quantité de données acquises jusqu'en 2012 a été jugée suffisante pour améliorer les modèles de préférences d'habitat des invertébrés. Ainsi, les paramètres hydrauliques, vitesse moyenne, profondeur et composition du substrat sont estimés visuellement 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 tronçons court-circuités. Les résultats de ce travail ont montré qu'une bonne image des peuplements en place était obtenue en ne prenant en considération que les échantillons collectés aux deux saisons printemps et été (Olivier *et al.*, 2004a & b, 2005). En conséquence, l'échantillonnage post-restauration ainsi que l'échantillonnage pré-restauration des vieux-Rhône du Bas-Rhône ont été réalisés uniquement au printemps et en été.

De plus, au cours de la phase pré-restauration, 5 tamis de différents vides de maille (2000, 1000, 630, 400 & 200 μm) ont été utilisés au laboratoire pour séparer les organismes par classes de tailles. Les résultats de cette phase ont montré que les individus dont la taille était supérieure à 400 μm 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 3 m^2), et 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 leurs occurrences (Bournaud & Cogérino, 1986 ; Cogérino, 1989 ; Cogérino *et al.*, 1995) à l'aide d'un filet Surber de surface 0.05 m^2 et de taille de maille 500 μm . 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.

5.1.2 Synthèse des campagnes d'échantillonnage

L'ensemble des campagnes d'échantillonnage prévues a été réalisé (**Annexe 5-1.2**). Le travail de laboratoire de tri, détermination et bancarisation est toujours en cours pour les campagnes des secteurs de Belley et Brégnier-Cordon en 2021 et Péage-de-Roussillon, Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon en 2022.

5.1.3 Analyse descriptive

Les données recueillies depuis le début du programme ont mis évidence des différences notables de structures des communautés entre les secteurs du **Haut-Rhône** (amont de Lyon), du **Rhône Moyen** (entre Lyon et la confluence avec l'Isère) et du **Bas-Rhône** (en aval de la confluence avec l'Isère). Ainsi, comme pour les poissons, à des fins de comparaison, l'analyse des évolutions spatio-temporelles des communautés sera effectuée séparément pour ces trois groupes.

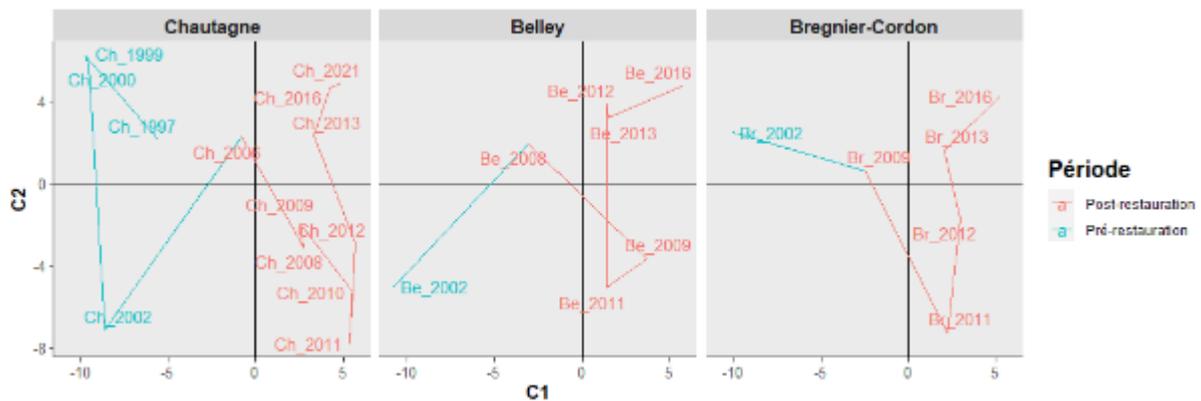
5.1.3.1 Analyse multivariée

L'évolution temporelle de la structure des communautés de macroinvertébrés est exprimée à partir des résultats d'une analyse en composantes principales (ACP) effectuée sur les moyennes des log-abondances par année pour les secteurs suivis de Haut-Rhône, le Rhône Moyen et le Bas-Rhône séparément.

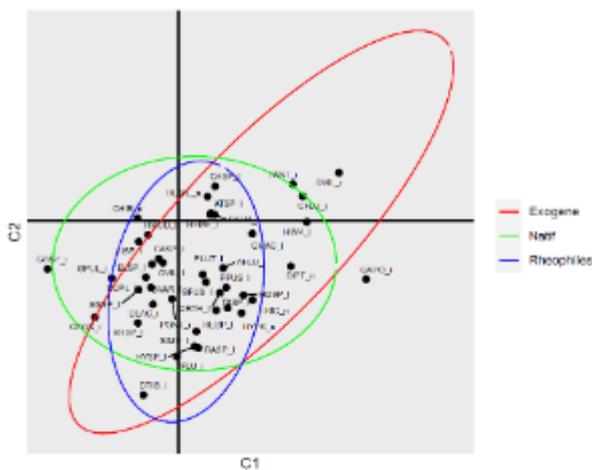
5.1.3.1.1 Haut-Rhône

Dans les secteurs suivis du **Haut-Rhône**, l'analyse de l'évolution de la structure des communautés de macroinvertébrés (**Figure 5-1.2**) révèle un changement significatif post-restauration. Cette transformation semble être durable et uniforme dans les trois secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon. Après une première phase d'évolution entre 2009 et 2012, caractérisée par une communauté avec plus de taxa rhéophiles représentatifs de plusieurs ordres d'invertébrés comme les espèces du genre *Baetis* pour les épéhéméroptères, le trichoptère, *Psychomyia pusilla* ou bien le mollusque *Ancylus fluviatilis*, une deuxième phase semble s'amorcer depuis 2013 avec des communautés de plus en plus caractérisées par des espèces exogènes, comme le mollusque *Corbicula fluminea*, le polychète *Hypania invalida* ou encore le crustacé *Dikerogammarus villosus* probablement responsable à lui seul de la diminution drastique des effectifs de *Gammarus* historiquement très abondants dans le Rhône (Dessaix & Fruget, 2014). Ce phénomène a été observé dans de nombreux fleuves en Europe (Soto *et al.*, 2022).

A



B



C

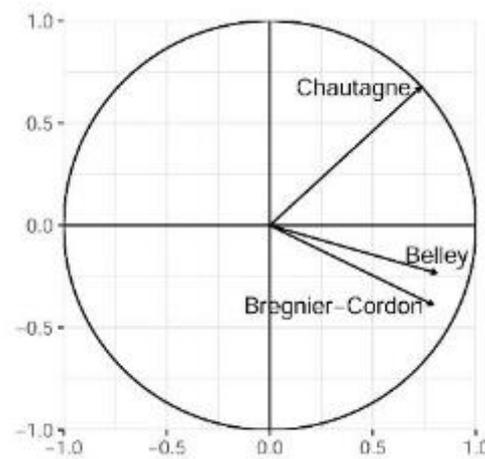


Figure 5-1.2 - A - Évolution temporelle de la structure des communautés de macroinvertébrés des Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégner-Cordon, exprimée à partir d'une analyse STATIS, synthétisant les résultats des analyses en composantes principales (ACP) réalisées sur chaque secteur, sur les moyennes des log-abondance par année de 1997 à 2021. **B-** La carte factorielle des taxa contribuant le plus aux changements est montrée en indiquant le positionnement (ellipses de dispersion) des taxa rhéophiles, natifs et exogènes (détails en annexe 5-1.4). **C-** Cercle des corrélations des coefficients RV (rhô-vectoriel).

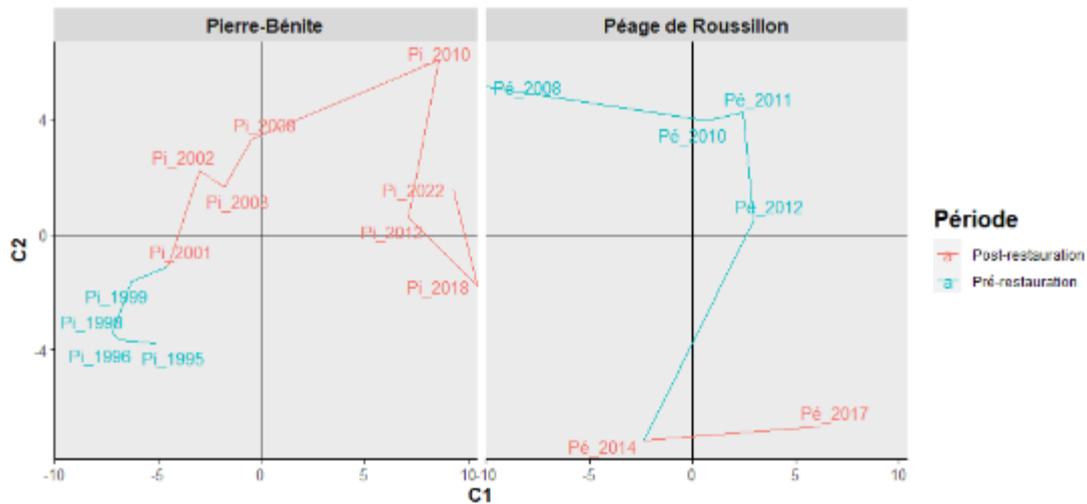
5.1.3.1.2 Rhône-Moyen

Dans les vieux-Rhône du **Rhône-moyen**, l'évolution de la structure de la communauté (**Figure 5-1.3**) diffère clairement entre secteurs. A Pierre-Bénite, la période pré-restauration, comprise entre les années 1995 et 1999, est caractérisée par une communauté plutôt lénitophile avec les diptères Chironomini, le crustacé *Asellus aquaticus*, les mollusques *Valvata piscinalis* et *Bithynia tentaculata*. La période post-restauration est caractérisée par une évolution progressive de la communauté, avec entre 2001 et 2008, plus de taxa rhéophiles comme les éphéméroptères *Baetis fuscatus* et *Heptagenia sulphurea* ou encore les trichoptères du genre *Hydropsyche*, et entre 2010 et 2018, plus de taxa exogènes comme les crustacés *Dikerogammarus villosus* ou *Jaera istri*.

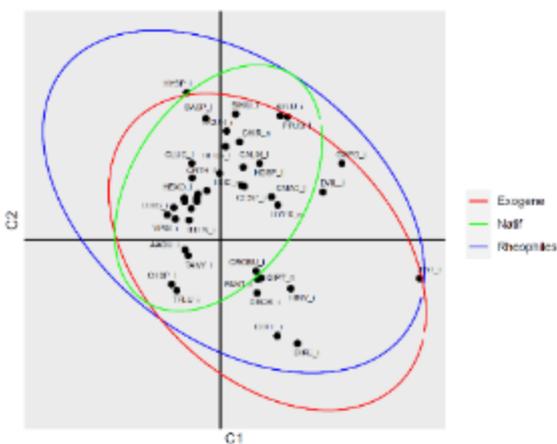
La période définissant l'état initial pré-restauration du vieux-Rhône de Péage-De-Roussillon s'étend de 2008 à 2012. Durant cette phase, les communautés sont déjà caractérisées par une

abondance significative de taxa exogènes. De nouvelles espèces exogènes telles que *Dreissena rostriformis*, qui est thermophile (Sundermann et al., 2022), et *Chelicorophium robustum*, probablement également thermophile car absentes dans les eaux plus fraîches des secteurs suivis du Haut-Rhône, apparaissent après le rehaussement du débit réservé. Leur apparition et leur développement ont très probablement été favorisés par les rejets d'eaux chaudes de la centrale nucléaire de Saint-Alban.

A



B



C

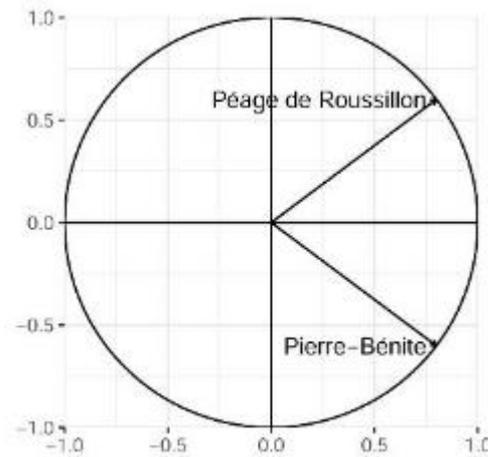
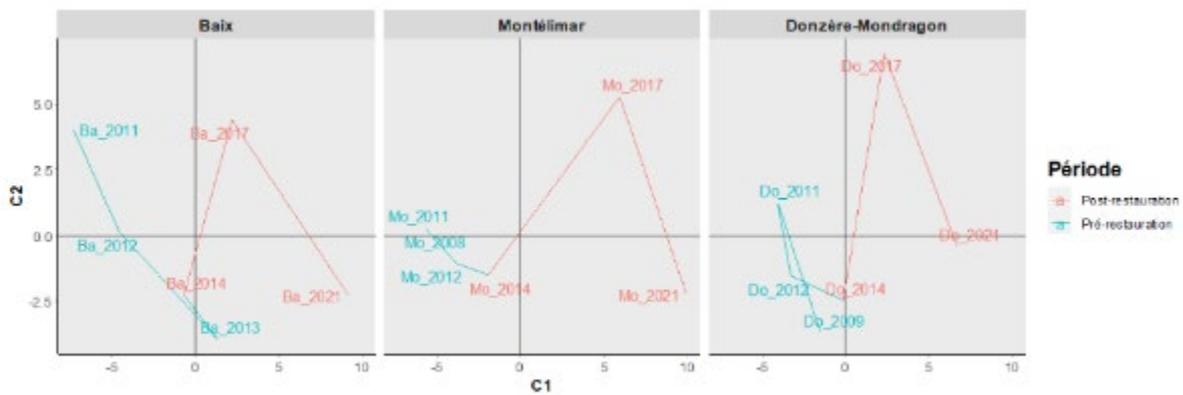


Figure 5-1.3 - A- Évolution temporelle de la structure des communautés de macroinvertébrés des Vieux-Rhône de Pierre-Bénite et Péage-de-Roussillon, exprimée à partir d'une analyse STATIS, synthétisant les résultats des analyses en composantes principales (ACP) réalisées sur chaque secteur, sur les moyennes des log-abondance par année de 1995 à 2022. B- La carte factorielle des taxa contribuant le plus aux changements est montrée en indiquant le positionnement (ellipses de dispersion) des taxa rhéophiles, natifs et exogènes (détails en annexe 5-1.5). C- Cercle des corrélations des coefficients RV (rhô-vectoriel)

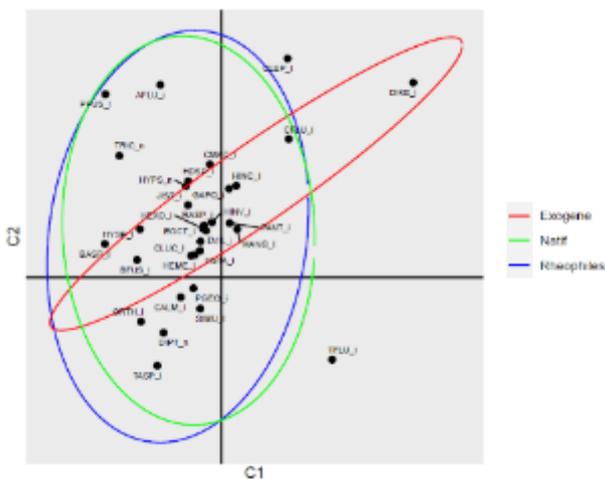
5.1.3.1.3 Bas-Rhône

Dans les secteurs suivis du **Bas-Rhône**, l'analyse de l'évolution de la structure des communautés de macroinvertébrés (**Figure 5-1.4**) révèle un changement significatif post-restauration. Cette transformation semble être durable et uniforme dans les trois secteurs de Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon. Pour ces 3 secteurs, la période pré-restauration est caractérisée par une communauté assez diversifiée en taxa rhéophiles ou intermédiaires. La période post-restauration est quant à elle caractérisée par une diminution notable de l'abondance de ces espèces et par une augmentation de certains taxa exogènes comme *Dikerogammarus villosus*. On notera la forte augmentation des effectifs de l'espèce *Cheumatopsyche lepida* (Photo 5-1.4), un trichoptère rhéophile mais également spécialiste (sténotherme) des eaux chaudes, qui témoigne d'un réchauffement notable du milieu.

A



B



C

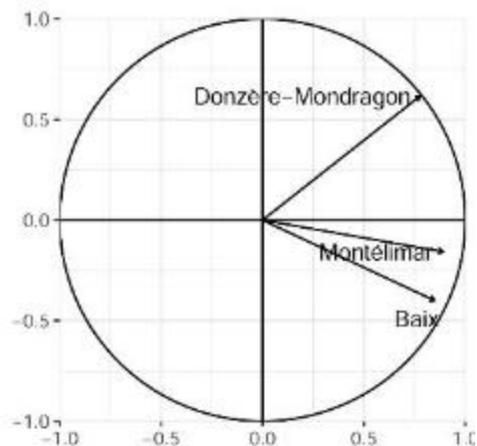


Figure 5-1.4 : A- Évolution temporelle de la structure des communautés de macroinvertébrés des Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon, exprimée à partir d'une analyse STATIS, synthétisant les résultats des analyses en composantes principales (ACP) réalisées sur chaque secteur, sur les moyennes des log-abondance par année de 2008 à 2021. B - La carte factorielle des taxa contribuant le plus aux changements est montrée en indiquant le positionnement (ellipses de dispersion) des taxa rhéophiles, natifs et exogènes (détails en annexe 6). C- Cercle des corrélations des coefficients RV (rhô-vectoriel).

5.1.3.2 Évolution des métriques

Les métriques qui ont été retenues pour suivre l'évolution des communautés dans les secteurs suivis sont la **richesse taxonomique**² et la **densité en taxa EPT, rhéophiles et exogènes**.

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). La densité correspond au nombre d'individus par unité de surface, exprimé ici en nombre d'individus par m². Ces métriques peuvent s'exprimer pour le peuplement total ou pour des sous-ensembles taxonomiques.

Ainsi, la richesse en insectes EPT est le nombre de taxa (calculé au niveau du genre ou de l'espèce) appartenant aux éphéméroptères, plécoptères et trichoptères. C'est un indicateur de diversité biologique classiquement utilisé dans l'évaluation des systèmes d'eau courante (Barbour *et al.*, 1996, Wallace *et al.*, 1996). Elle augmente généralement avec la qualité du milieu (qualité de l'eau, diversité des ressources trophiques, hétérogénéité des microhabitats).

La richesse en taxa rhéophiles est le nombre de taxa ayant des affinités fortes pour les contraintes hydrauliques élevées (c.a.d pour des débits plus élevés). Cette catégorisation, issue des travaux de Forcellini *et al.* (2022), est basée sur une étude de corrélations entre les densités des taxons pris séparément et les contraintes aux fonds (mesurées en valeurs de FST). L'assignation des taxa collectés dans les chenaux court-circuités du Rhône à une catégorie de guildes de préférences hydrauliques est disponible en [annexe 5-1.3](#). L'évolution de la diversité et de la densité de la guildes des taxa 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).

Enfin la richesse en taxa exogènes (ou exotiques) est le nombre de taxa introduits, intentionnellement ou non, en dehors de leur aire de distribution naturelle (UICN France, 2015).

Les représentations graphiques de l'évolution de ces métriques pour chaque sous-ensemble taxonomique sont présentées en [annexe 5-1.7](#) (richesses), [8](#) (densités), [annexe 5-1.11](#) (densités exogènes sur le Haut-Rhône) et [annexe 5-1.12](#) (densités exogènes sur le Bas-Rhône).

5.1.3.2.1 Haut-Rhône

Dans le **vieux-Rhône de Chautagne** toutes les métriques de richesse affichent une tendance à la hausse. 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.

² Les valeurs de richesses taxonomiques sont corrigées manuellement pour chaque campagne par une prise en considération des redondances taxonomiques afin de limiter une potentielle surestimation (par exemple : si présence du genre *Baetis* spp. et de l'espèce *Baetis fuscatulus* dans la même campagne d'échantillonnage, alors la richesse taxonomique est égale à 1).

L'augmentation de la **richesse en éphéméroptères** est essentiellement portée par l'apparition après restauration d'espèce comme *Caenis macrura*, le genre *Ecdyonurus* spp., et notamment l'espèce épipotamique *E. aurantiacus*, mais également par l'apparition dans les prélèvements de faibles effectifs d'espèces limnophiles, comme *Procloeon bifidum*, *P. pennulatum* et *Cloeon dipterum*. Le genre *Caenis* s'est diversifié, avec l'apparition, en plus de *Caenis luctuosa*, de l'espèce *C. macrura* (Photo 5-1.4) et plus occasionnellement *C. pseudorivulorum*. *C. luctuosa* est une espèce généraliste, se rencontrant des milieux stagnants jusqu'à la zone épipotamal et tolérante à des eaux plus riches en matières organiques. En revanche, *C. macrura* est une espèce plus rhéophile et moins résistante aux concentrations de matières organiques élevées (Bauernfeind & Soldan, 2013).

La tendance à l'augmentation de la **richesse en plécoptères** est portée par la collecte beaucoup plus fréquente après restauration de taxa trouvés de manière plus épisodique avant restauration mais également par l'apparition de nouveaux taxa comme les genres *Isoperla* spp. et *Brachyptera* spp..

L'augmentation de la **richesse en trichoptères** est essentiellement portée par l'apparition dans les prélèvements des taxa 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*, et une forte diversification des espèces représentant la famille des Leptoceridae (trois nouvelles espèces d'*Athripsodes* et une nouvelle espèce de *Setodes*).

La **densité en taxa EPT** est globalement stable sur l'ensemble de la chronique. Malgré une forte variabilité interannuelle, les densités en taxa EPT et en taxa rhéophiles ont 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*.

La **richesse en taxa exogènes** a augmenté significativement pour ces trois secteurs avec un pic observé aux alentours de l'année 2010. Dans le vieux-Rhône de Chautagne, la période pré-restauration est caractérisée par une communauté de taxa exogènes composée essentiellement par le mollusque bivalve *Dreissena polymorpha*, le mollusque gastéropode *P. antipodarum* et du turbellarié *Dugesia tigrina*. La période post-restauration est caractérisée par une communauté plus diversifiée en taxa exogènes, avec notamment le développement des populations de mollusques bivalves *C. fluminea* et gastéropodes *P. antipodarum*. À partir de 2015, le crustacé *D. villosus* est devenu majoritaire parmi les taxa exogènes. Après avoir colonisé les secteurs de Miribel-Jonage, Brégnier-Cordon et Belley entre 2009 et 2015, le polychète *H. invalida* (photo 5-1.3), continuant sa progression vers l'amont, a été collecté pour la première fois dans le secteur de Chautagne en 2021. La densité en taxa exogènes demeure relativement faible (< 2000 individus/m²) par rapport à celle observée dans les secteurs du Bas-Rhône, (> 10 000 individus/m²), limitant ainsi l'impact potentiel sur les communautés locales.



Photo 5-1.3 – *Hypania invalida* (Grube, 1860)

La richesse et la densité des taxa rhéophiles sont en augmentation entre 2006 et 2011. Cependant, entre 2012 et 2020, bien que la diversité de ces taxa se maintienne, leurs densités connaissent une nette diminution.

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

Sur le Haut-Rhône, la tendance à l'augmentation de la richesse taxonomique en macroinvertébrés concerne tous les vieux-Rhône suivis, témoignant ainsi d'une amélioration globale des conditions physico-chimiques du milieu. La diversité en taxa exogènes est en forte augmentation (+ 75 %) mais leurs densités demeurent relativement faibles, limitant ainsi l'impact potentiel sur les communautés locales.

5.1.3.2.2 Rhône-Moyen

Sur le **Rhône-Moyen** (vieux-Rhône de Pierre-Bénite et de Péage-de-Roussillon), l'évolution de ces métriques est plus contrastée.

Dans le **vieux-Rhône de Pierre-Bénite**, les valeurs de richesse avant restauration sont les plus faibles mesurées sur l'ensemble des secteurs suivis. Malgré une stagnation apparente de la richesse taxonomique totale, la **richesse en taxa EPT** a tendance à légèrement augmenter après relèvement du débit réservé. Cette augmentation est essentiellement portée par les taxa éphéméroptères et plécoptères. Chez les **éphéméroptères**, certaines espèces limnophiles comme *Procloeon simile* et *P. bifidum* ont, conformément à nos hypothèses, disparues des prélèvements. Les éphémères *E. aurantiacus* et *Potamanthus luteus*, emblématiques de l'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. apparaissent après restauration du débit de manière régulière et avec en moyenne des effectifs multipliés par 4. En revanche, la richesse en trichoptères qui avait augmentée après rehaussement des débits, a diminué ces dernières années.

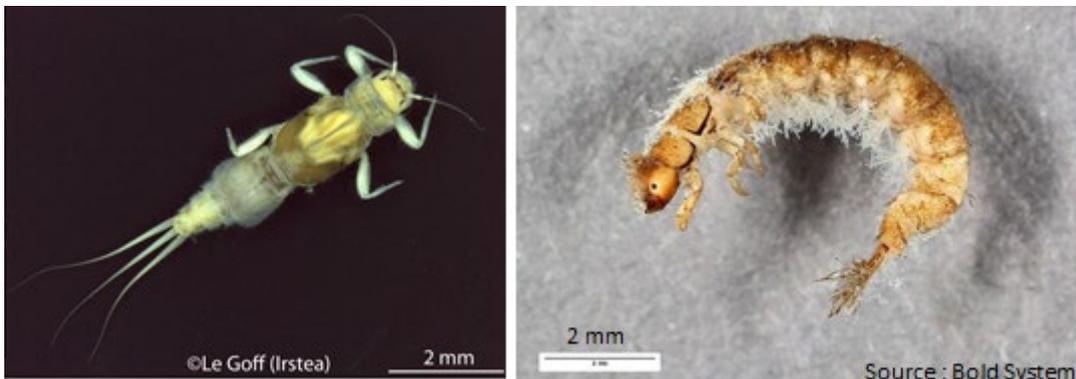


Photo 5-1.4 – A gauche, *Caenis macrura* Stephens, 1836 ; à droite *Cheumatopsyche lepida* (Pictet, 1834)

La **richesse en taxa exogènes** a fortement augmenté (+ 50%) après rehaussement du débit réservé. Ce secteur étant à l'aval de la confluence avec la Saône, vecteur de nombreux taxa d'origine Ponto-Caspienne (Galil *et al.*, 2008), il est donc 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 la planaire *D. tigrina*, le mollusque bivalve *C. fluminea* ou encore le mollusque gastéropode *Physella acuta* ont diminué sur la période post-restauration (densité en individus/m² 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*, arrivé à la même date, s'est effondrée après 2010 (divisée par 86). Le crustacé isopode *J. istri*, collecté pour la première fois à Pierre-Bénite en 2008 a fortement progressé pour atteindre ces dernières années des densités très importantes (moyenne 2010-2022 d'environ 4 000 individus/m²). Il est probable que ce crustacé rhéophile et lithophile ait été favorisé par le rehaussement des débits réservés.

La richesse et la densité en taxa rhéophiles ont tendance à augmenter. La richesse a fortement augmenté (+ 30 %) entre 2001 et 2012 puis semble diminuer (- 18 %) entre 2018 et 2022. L'augmentation de la densité est essentiellement portée par les éphéméroptères *B. fuscatus/scambus* (+ 260 %), *Baetis* spp. (+ 225%), le trichoptère *Psychomyia pusilla* (+ 1886 %) ainsi que par les plécoptères du genre *Leuctra* spp. (+ 900 %).

En revanche, ces mêmes métriques ont une tendance à la baisse sur le **vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon**. La géomorphologie du secteur ainsi que les difficultés d'échantillonnage dans ce vieux-Rhône, liées 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. A cela s'ajoute les nouvelles modalités de gestion

modulée du débit réservé qui nous ont amené à décaler notre campagne de printemps du mois d'avril au mois de juillet. Il est fort probable que nos prélèvements aient eu lieu après de fortes périodes d'émergence d'insectes et notamment les EPT. 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. Enfin, la nette augmentation de la richesse et de la densité en taxa exogènes sur ce secteur doit probablement contribuer à cette tendance. Dans ce contexte, **les données collectées dans ce secteur sont difficilement interprétables.**

Sur le Rhône moyen, représenté par les vieux-Rhône de Pierre-Bénite et Péage-de-Roussillon, les évolutions post-restauration des communautés sont plus contrastées. A Pierre-Bénite, l'augmentation de la diversité et de la densité de taxa indicateurs semble stable dans le temps, à part pour la densité de taxa rhéophiles qui diminue ces dernières années.

5.1.3.2.3 Bas-Rhône

Sur le Bas-Rhône, représenté par les vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon, l'évolution de ces métriques est plus homogène avec globalement une stagnation des métriques de richesses et une tendance à la diminution des densités.

La diminution de la densité totale et notamment en taxa rhéophiles est contraire aux attentes. Contrairement au vieux-Rhône de Pierre-Bénite, dont la densité en taxa rhéophiles a fortement augmentée après rehaussement du débit réservé, l'ensemble des secteurs situés en aval de la confluence avec l'Isère montre une tendance inverse.

Les hypothèses pouvant expliquer cette évolution inattendue sont :

1- Impact de la gestion sédimentaire des affluents principaux : Il est probable que les opérations de vidanges des barrages de la basse Isère aient impacté la dynamique des communautés sur ces secteurs. En effet, les vidanges de 2015 et 2021 ont charrié de grandes quantités de MES au niveau de la station de mesure de Beaumont-Monteux (**Annexe 5-1.9 et 5-1.10**). Il est probable que ces dépôts aient un impact sur les communautés d'invertébrés collectées dans ces secteurs (diminution de la quantité/qualité du biofilm pour les invertébrés racleurs/broueteurs, diminution de l'accès à la zone interstitielle, ...). Cette hypothèse est soutenue par la forte diminution des taxa racleurs/broueteurs de périlithon comme les éphéméroptères du genre *Baetis* et *Heptagenia* ou bien le trichoptère *Psychomyia pusilla*, pour lesquels l'accès à la nourriture s'est retrouvé altéré par les dépôts de fines (observés notamment lors des campagnes d'échantillonnage de 2021, photos 5-1-5-5-1.6), et par une augmentation de certains taxa filtreurs de MES comme les diptères Simuliidae.



Photo 5-1.5-5-1.6 - Photo 5-1.5, à gauche, dépôt de sédiment fins sur les berges (Donzère-Mondragon, 01/03/2021). Photo 5-1.6, à droite, dépôt de sédiments fins sur le substrat (Baix-Le-Logis-Neuf, 20/04/2021).

2- Les interactions biologiques avec les taxa exogènes. En effet, même si l'évolution de la richesse et de la densité en taxa exogènes est stable sur ces secteurs, les valeurs de ces métriques sont bien plus élevées que sur les autres secteurs suivis. L'impact des espèces exogènes est peu connu mais il est probable que l'augmentation de la prédation, de la compétition pour l'accès aux ressources, de la diffusion de pathogènes aient contribué à limiter l'augmentation de la densité des taxa qui auraient dû être favorisés par le rehaussement des débits réservés.

5.1.4 Analyse prédictive

Les études sur les invertébrés benthiques initiées dans le cadre du suivi scientifique du programme de restauration écologique et hydraulique du Rhône visent d'une part à étudier les relations entre les conditions hydrauliques locales et la distribution des espèces à partir de données de références (pré-restauration) et d'autre part, à établir des scénarios de modifications biocénétiques en fonction des changements hydrauliques associés aux augmentations de débit dans les Vieux-Rhône. L'acquisition de données dans RhonEco a dans un premier temps permis de modéliser (Forcellini *et al.*, 2022) les préférences de 97 taxa pour des variables hydrauliques ayant une influence forte sur la distribution des organismes aquatiques (contraintes au fond). L'approche par les modèles d'habitat (FSTRESS, Lamouroux *et al.*, 1998 ; Lamouroux *et al.*, 1992) a été retenue pour évaluer notre capacité à prédire les variations de densités de ces taxa suite aux rehaussements du débit réservé.

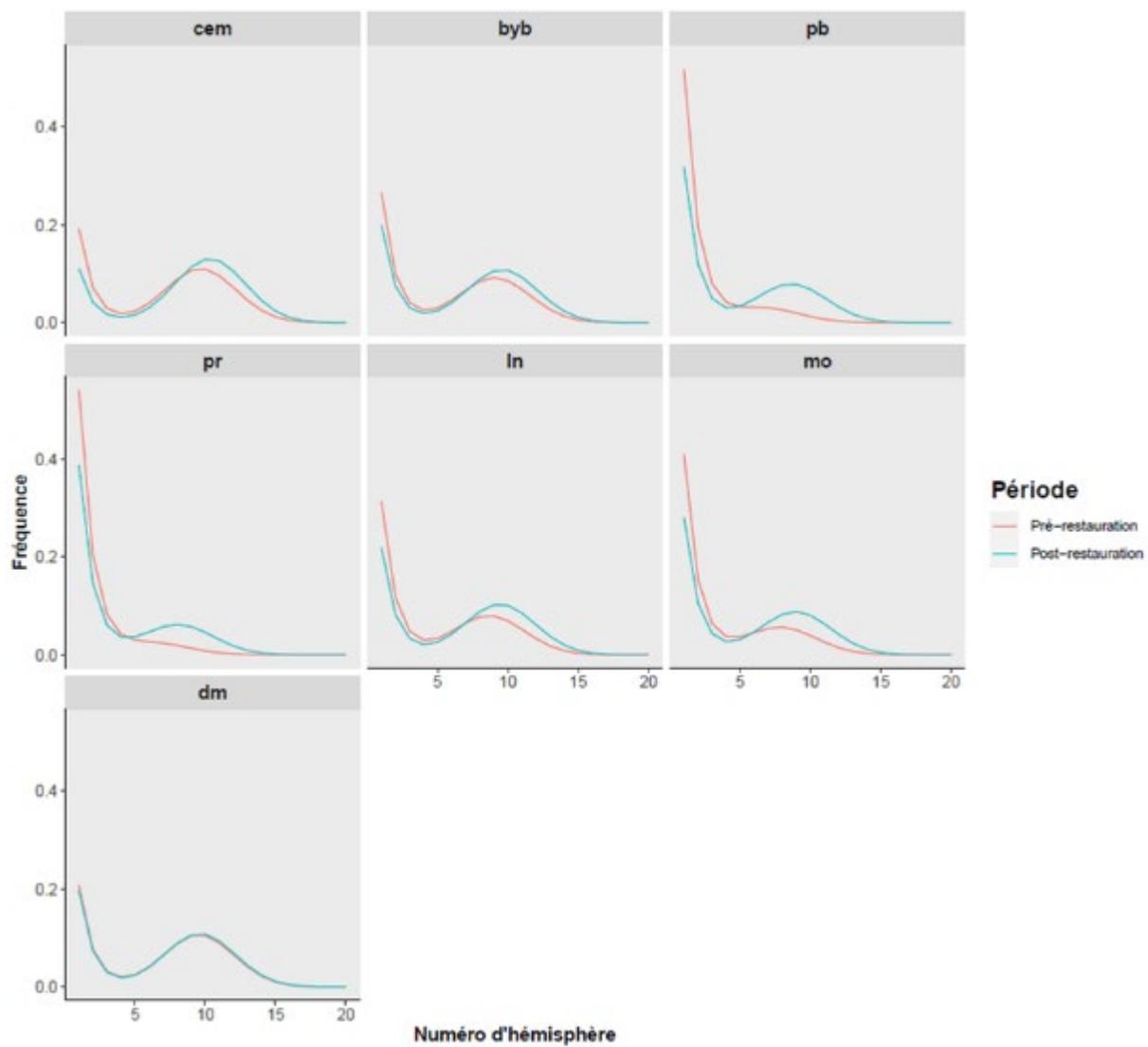


Figure 5-1.5 - Distribution des fréquences des contraintes hydrauliques au fond (valeur d'hémisphères). Avec, cem : Chautagne ; byb : Belley ; pb : Pierre-Bénite ; pr : Péage-De-Roussillon ; ln : Baix-Le-Logis-Neuf ; mo : Montélimar et dm : Donzère-Mondragon.

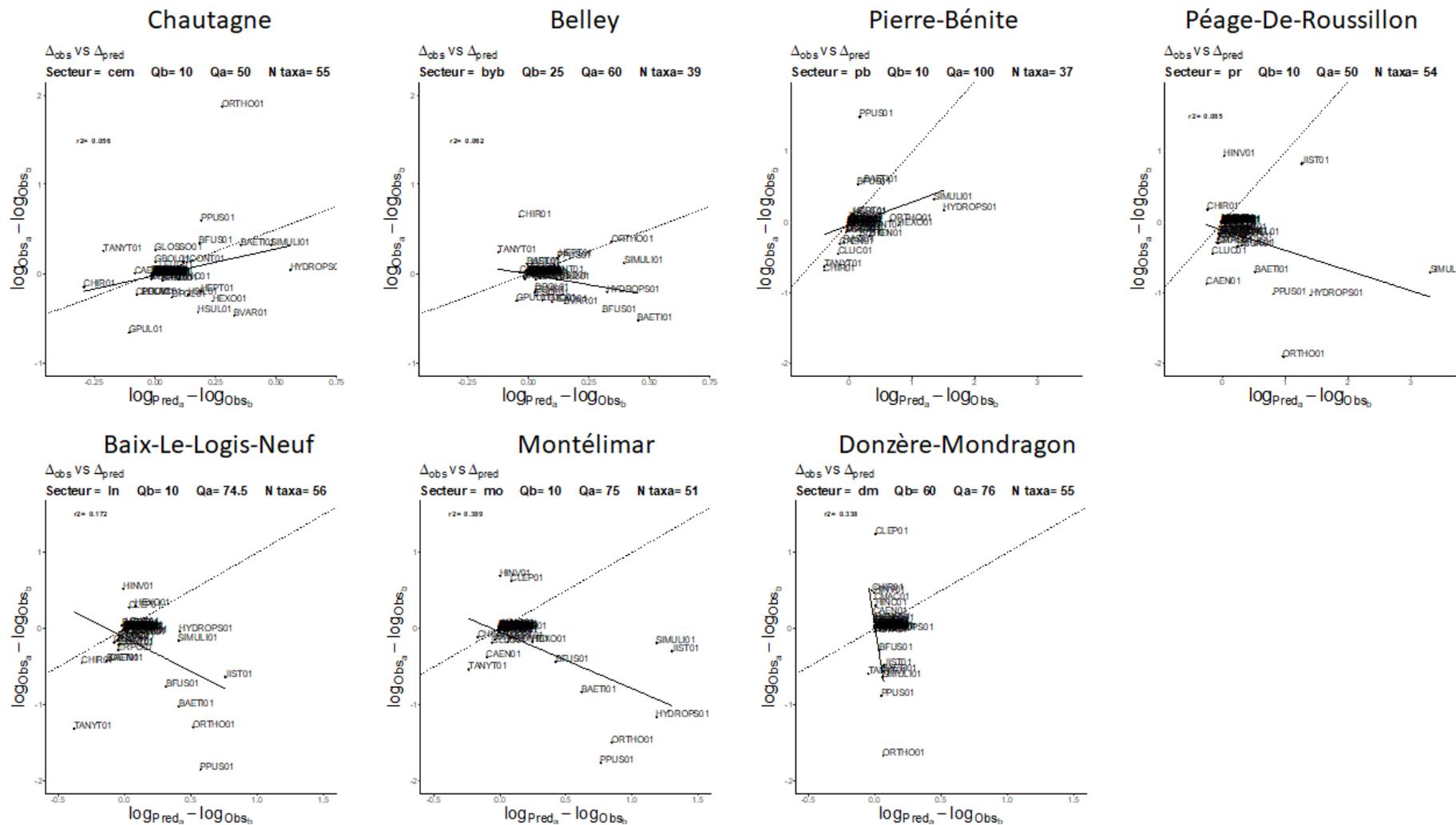


Figure 5-1.6 - Régressions entre les changements de log-densités observés et prédits avec le modèle FSTRESS (Lamouroux, 1998 ; Lamouroux et al., 1992) après la restauration des débit réservés. Les valeurs de R^2 sont indiquées uniquement lorsqu'elles sont significatives au seuil de 5%. Qb= débit réservé avant (before) ; Qa = débit réservé après (after), N taxa = nombre de taxa possédant un modèle de préférences pour les contraintes au fond (Forcellini et al., 2022) et présent dans le secteur après restauration. La ligne tiretée correspond à la droite $y = x$. Les codes taxa sont disponibles dans l'annexe 5-1.3 (Code HABBY). Les échelles sont communes au sein des trois ensembles que forment le Haut, le Moyen et le Bas-Rhône.

Les régressions entre les variations des moyennes des log-densités observées et prédites avec le modèle FSTRESS après la restauration des débits réservés pour les taxa possédant un modèle de préférence pour la variable « contraintes au fond » sont montrées en **Figure 5-1.6**.

Les seuls secteurs dont le coefficient de pente de la régression est positif sont les **vieux-Rhône de Chautagne et Pierre-Bénite**. Ce sont les secteurs qui possèdent la plus longue chronique de suivi des communautés de macroinvertébrés avant/après et qui ont par ailleurs bénéficié d'un fort relèvement du débit réservé (respectivement x 5 et x 10). Les projections du modèle FSTRESS indiquent que la plupart des taxa ne devraient pas présenter de variations d'abondance, et cela concorde avec nos observations. A l'exception des diptères Tanitarsini à Chautagne, la densité de l'ensemble des taxa qui étaient prédites à la baisse a diminué après restauration des débits. Conformément aux attentes, la densité des diptères Simuliidae, des éphéméroptères *Baetis* spp., *Baetis fuscatus* et des trichoptères *Psychomyia pusilla* a augmenté. En revanche, la densité de certains taxa, comme les trichoptères *Hydropsyche*, a stagné ou diminué. Si l'on regarde l'évolution de certains taxa comme les *Hydropsyche*, on remarque qu'ils ont dans un premier temps été favorisés par l'augmentation des débits réservés puis ils ont brusquement diminué en densité pour des raisons encore inexplicables (**Figure 5-1.7**).

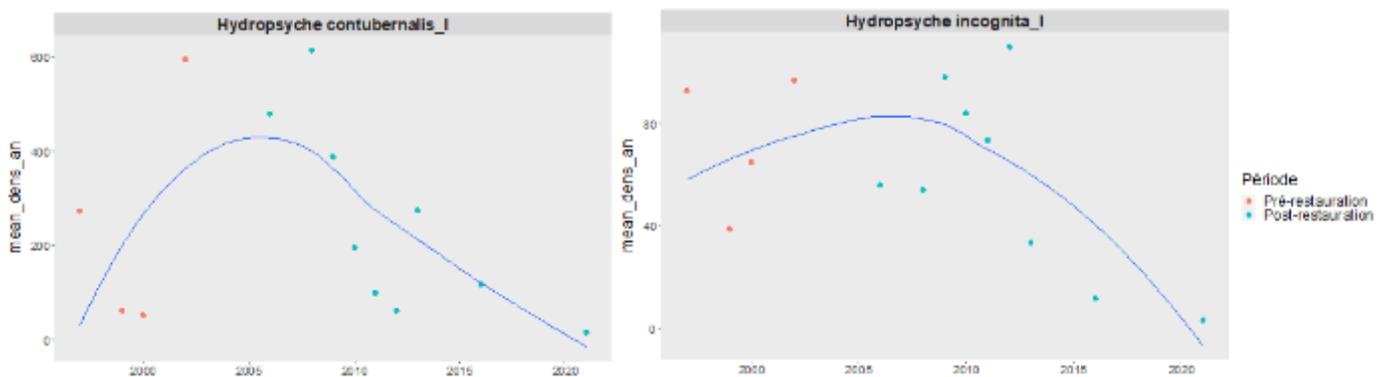


Figure 5-1.7 - Évolution de la densité moyenne annuelle des trichoptères *Hydropsyche contubernalis* (à gauche) et d'*H. incognita* (à droite) dans le vieux-Rhône de Chautagne.

Dans les vieux-Rhône de **Péage-de-Roussillon, Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon**, les données observées ne correspondent pas aux projections des modèles d'habitats. Ces résultats surprenants peuvent en partie être expliqués par les éléments décrits dans les paragraphes 5.1.3.2.2 et 5.1.3.2.3. La diminution, contrairement à nos attentes, des effectifs des taxons racleurs/broueteurs (*Baetis*, *Orthocladiinae*) et filtreurs (*Hydropsychidae*, *Simuliidae*) soutient l'hypothèse d'un impact significatif des dépôts de fines observés dans ces secteurs, probablement en lien avec la gestion hydrosédimentaire de l'Isère. En effet, ces dépôts de sédiments fins limitent l'accès à la ressource trophique pour ces taxons. Il semble donc que d'autres facteurs, non directement liés aux conditions hydrauliques à l'échelle locale, jouent un rôle déterminant dans l'évolution des communautés de macroinvertébrés dans ces secteurs.

5.2 Réponses des communautés de piscicoles

Les augmentations de débits réservés dans les vieux-Rhône engendrent des modifications des caractéristiques des habitats hydrauliques avec des vitesses de courant moyennes multipliées par un facteur 2 (vieux-Rhône de Chautagne) et parfois 5 (vieux-Rhône de Pierre-Bénite) et également une modification des hauteurs d'eau. Ces changements de caractéristiques d'habitats au sein des vieux-Rhône devraient favoriser les espèces de poissons fréquentant préférentiellement les habitats « courants et profonds » comme l'ablette, le barbeau fluviatile, le hotu, l'ombre commun et la vandoise (Lamouroux *et al.*, 1999). La construction des barrages hydroélectriques a profondément modifié les caractéristiques hydro-morpho-sédimentaires des vieux-Rhône et a provoqué des changements importants de structures de communautés aquatiques. Avant d'analyser et d'interpréter les changements liés à l'augmentation des débits réservés secteur par secteur, une analyse globale a été réalisée prenant en compte les chroniques de données disponibles, parfois très longtemps avant la mise en œuvre du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône.

5.2.1 Analyse globale (9 secteurs)

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.

Dans le cadre du programme RhônEco, neuf secteurs ont été pris en considération dans l'étude des effets de la restauration écologique du Rhône : Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon, le Canal de Miribel, Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon, Baix - Le Logis Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon.

Une vision globale de l'évolution récente de la structure spatio-temporelle des peuplements de poissons des Vieux Rhône est obtenue à partir de données collectées depuis 1985 (**Tableau 5.2-1**)³. Une analyse (analyse en composantes principales) réalisée sur un jeu de données renfermant les effectifs des 38 espèces de poissons échantillonnées et couvrant les neuf secteurs met en évidence la différence de structure des peuplements en amont et en aval de Lyon, et celle existante sur le Bas-Rhône entre les secteurs de Pierre-Bénite et de Péage-de-Roussillon et les trois secteurs en aval de la confluence avec l'Isère (**Figure 5.2-1**).

³ Dans les secteurs en aval de Lyon, seules des données relativement récentes acquises dans le cadre du suivi de la restauration du Rhône (données pré- et post-augmentation des débits dans les Vieux Rhône, notées respectivement b et c sur la figure) sont prises en compte. Pour les secteurs en amont de Lyon, des données plus anciennes collectées après la mise en service des aménagements hydroélectriques de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon ont été incluses dans le jeu de données, trois périodes ont pu être distinguées (notées a, b, et c sur la Figure 5.2-1).

Tableau 5.2-1 - secteurs pris en compte dans l'analyse et périodes considérées, les codes secteurs et lettres correspondant aux différentes périodes sont utilisés sur la Figure 5.2-1.

Secteur & code	Données initiales (a)	Pré-augmentation des débits réservés (b)	Post-augmentation des débits réservés (c)
Chautagne (Cha)	1985 - 1995	1996 - 2003	A partir de 2004
Belley (Bel)	1985 - 1997	2003 - 2004	A partir de 2005
Brégnier-Cordon (BrC)	1985 - 1997	2003 - 2005	A partir de 2006
Miribel (Mi)	1995	2007 - 2018	
Pierre-Bénite (PB)		1995 - 1999	2001 - 2019
Péage-de-Roussillon (Pea)	1985 - 2002	2003 - 2013	A partir de 2014
Baix – Le Logis Neuf (Baix)		2010 - 2013	A partir de 2014
Montélimar (Mon)		2006 - 2013	A partir de 2014
Donzère-Mondragon (Don)		2008 - 2013	A partir de 2014

Parmi les espèces qui contribuent le plus à cette discrimination amont-aval de Lyon des Vieux Rhône, la perche commune et la vandoise sont très largement inféodées aux tronçons en amont de Lyon tandis que la bouvière, le goujon asiatique et la brème bordelière sont plus abondants en aval de Lyon. Parmi les espèces très fréquentes dans l'ensemble des tronçons, les effectifs d'ablettes et de gardons sont généralement plus élevés dans les tronçons en aval de Lyon tandis que ceux de barbeaux fluviatiles et de chevaines sont plus élevés en amont. Le spirilin est très abondant dans le Canal de Miribel et de fortes abondances de vairons ont été observées en Chautagne et à Baix - Le Logis-Neuf, notamment avant relèvement du débit réservé.

L'analyse souligne également la singularité du secteur de Chautagne par rapport aux secteurs de Belley et de Brégnier-Cordon dont les assemblages d'espèces sont assez similaires pour la période post-restauration. La dynamique temporelle observée pour ces 3 secteurs s'explique en grande partie par la variation temporelle des abondances relatives de certaines espèces telles que l'ablette, le barbeau fluviatile, le hotu et la vandoise (**Figure 5.2-2**). Après restauration, les abondances relatives du barbeau fluviatile et du chevaine dans les trois Vieux Rhône sont plus élevées qu'avant rehaussement du débit réservé. Dans le Vieux Rhône de Chautagne, l'évolution du peuplement de poissons au cours des 15 années après la mise en service du barrage est caractérisée par une augmentation de l'abondance relative des loches franches et des vairons, une diminution de l'abondance relative des ablettes, des hotus et des vandoises et dans une moindre mesure des barbeaux. A la suite de l'augmentation du débit réservé en juillet 2004, seules les abondances relatives des ablettes et des barbeaux ont augmenté, celles des hotus et des vandoises ont diminué. L'abondance relative du chevaine a également augmenté. Dans les deux autres Vieux Rhône, après restauration, la diminution de l'abondance relative des hotus et des vandoises a été moins sévère qu'en Chautagne. Les abondances relatives d'ablettes se sont maintenues un peu au-dessus de 5% et celles du chevaine sont restées très importantes. Ces modifications post-restauration seront discutées dans la partie suivante.

Cette analyse suggère des évolutions post-restauration pour les neuf secteurs, qui ne modifient pas l'organisation des peuplements à large échelle mais sont néanmoins significatives. Les analyses plus détaillées montrent qu'elles sont plus marquées pour les Vieux Rhône de Chautagne, et de Pierre-Bénite et de Baix - Le Logis-Neuf.

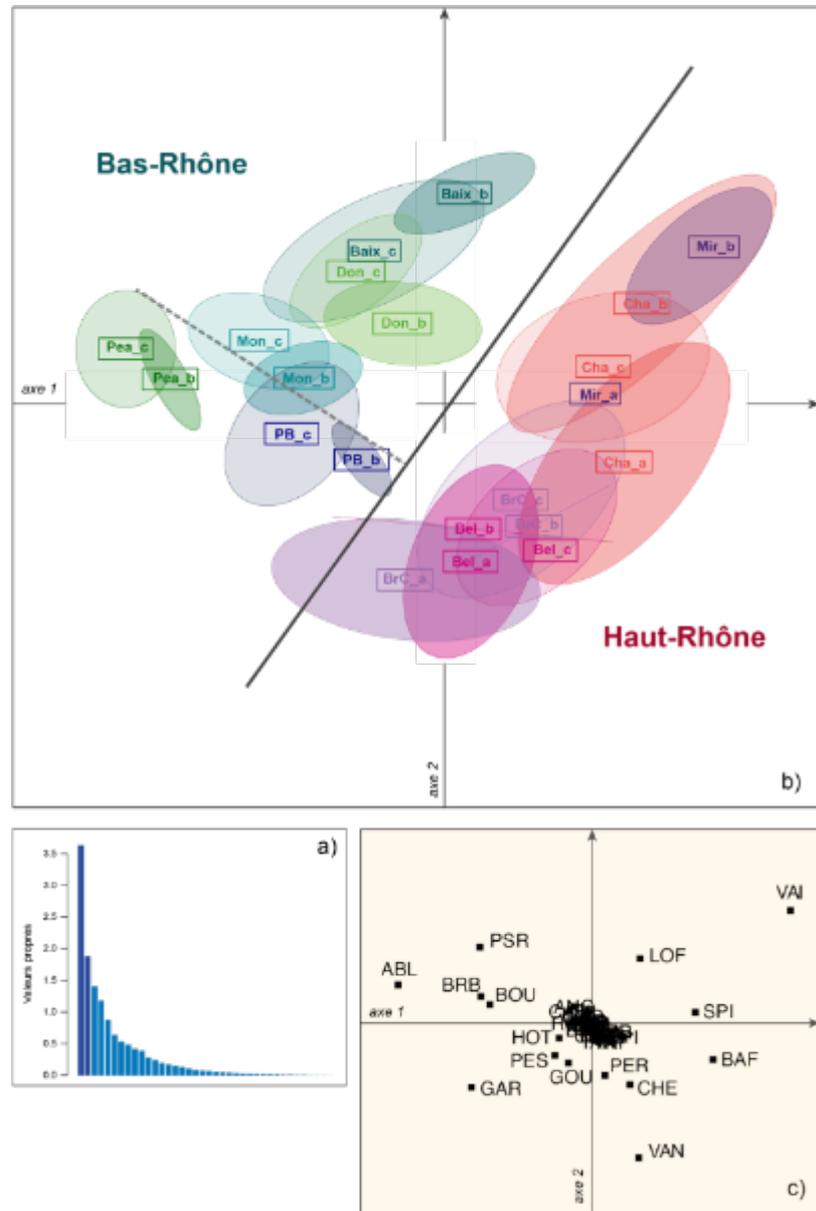


Figure 5.2-1 – Analyse de la structure spatio-temporelle des données collectées par pêches électriques dans les Vieux Rhône des neuf secteurs concernés par le programme RhônEco, résultats d’une ACP réalisées sur les données d’abondance relative (%) par espèce transformée (\log_{10} abond.relative +1). a) graphe des valeurs propres (32% de l’information du tableau est décrite par le premier axe et 12% par le deuxième) ; b) projection des coordonnées factorielles des pêches, les données de chaque couple « site-période » sont regroupées au sein d’ellipses (95% des points) pour faciliter la lecture des résultats ; c) carte factorielle des espèces. Voir Tableau X1 pour les codes des secteurs et des périodes (a, b et c).

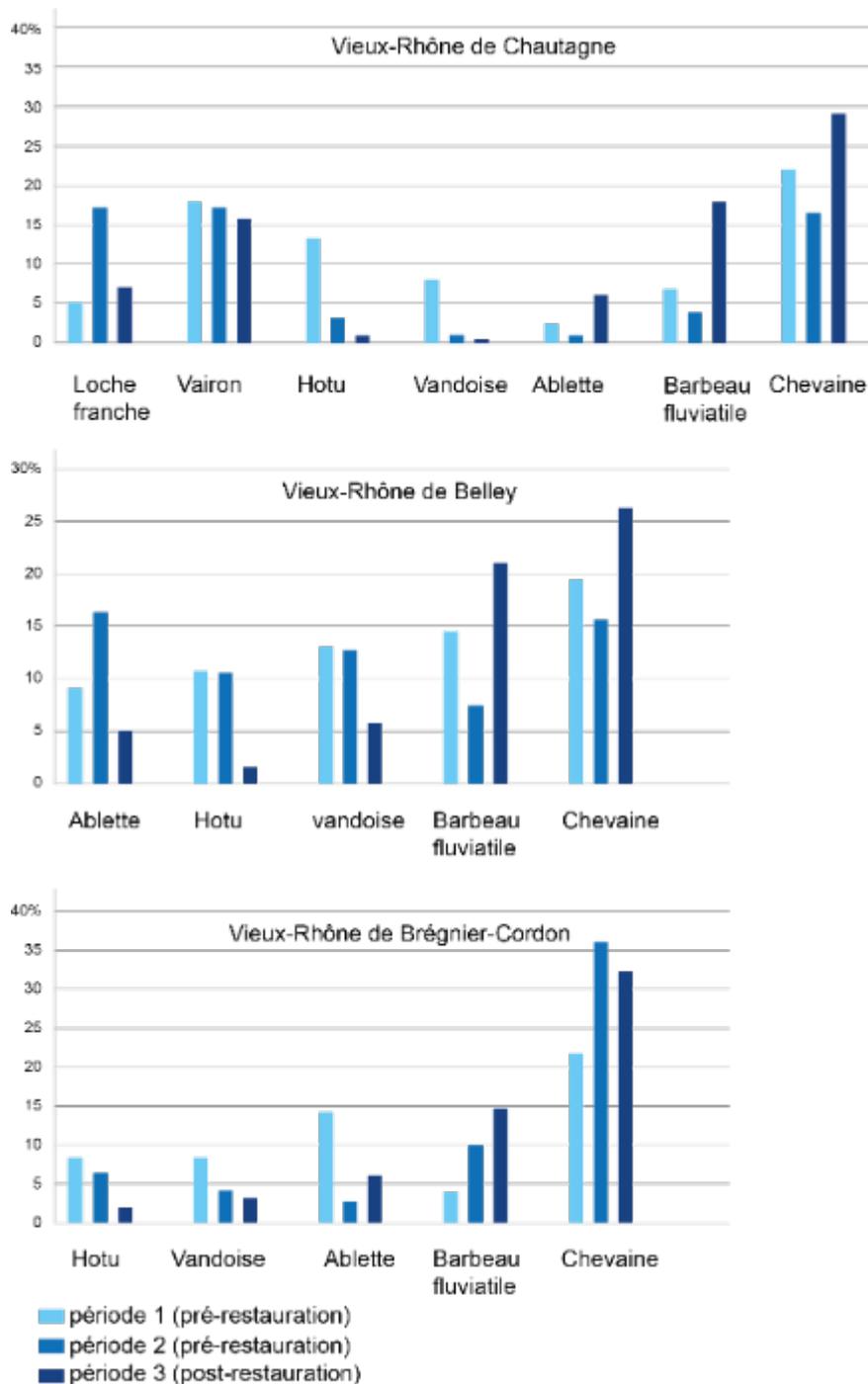


Figure 5.2-2 - Abondances relatives des espèces d'eau courante (sauf l'ombre commun) dans les trois Vieux Rhône de Chautagne, Belley et Brégner-Cordon au cours de 3 périodes : la première période correspond à la période post-construction des aménagements hydroélectriques (Chautagne : 1985-1995, Belley : 1985-1997, Brégner-Cordon : 1985-1997), la deuxième période correspond à la mise en place du suivi pré-restauration dans le cadre de RhônEco (modification de l'effort d'échantillonnage) (Chautagne : 1996-2003, Belley : 2003-2004, Brégner-Cordon : 2004-2005), la troisième période correspond à la période post-augmentation des débits réservés (Chautagne : 2004-2023, Belley : 2005-2023, Brégner-Cordon : 2006-2023). Le chevaine étant une espèce très représentée dans le Rhône, son abondance relative a été ajoutée sur les graphiques. Pour le Vieux Rhône de Chautagne, les abondances relatives de la loche franche et du vairon ont également été représentées.

Depuis le début du programme RhônEco, les données collectées sont analysées chaque année et intégrées dans la chronique d'observation de l'évolution des communautés piscicoles des Vieux Rhône. Si l'objectif principal du programme RhônEco est d'analyser les effets des procédures de réhabilitation écologique mises en œuvre telle que l'augmentation des débits réservés, ces observations sont réalisées dans le cadre de l'évolution globale de l'hydrosystème sous l'effet des aménagements passés, de l'évolution des pressions exercées sur cet écosystème et des usages actuels. Dans ce travail de synthèse nous privilégierons donc plutôt des approches globales, tant d'un point de vue temporel que spatial.

Compte-tenu de la structuration mise en évidence sur la **Figure 5.2-2**, une première analyse concerne les trois aménagements du Haut-Rhône (Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon). L'échantillonnage des poissons dans le Canal de Miribel ayant été suspendu après 2018 dans l'attente de la définition des objectifs de restauration, le peuplement de poissons de ce secteur n'est pas pris en considération.

En raison de leurs particularités, les deux secteurs de Pierre-Bénite et de Péage-de-Roussillon sont traités séparément et la dernière analyse regroupe les trois secteurs situés en aval de la confluence avec l'Isère (Baix - Le Logis Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon).

Dans chacun des vieux-Rhône, une campagne d'échantillonnage annuelle est réalisée en automne. Une campagne correspond à la réalisation de 100 à 200 points d'échantillonnage ponctuels d'abondance (EPA) par pêche électrique (Nelva et *al.*, 1979) (ou des ambiances de quelques dizaines de mètres carrés dans le cas du suivi à Pierre-Bénite entre 1995 et 2010) 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 par la retenue aval. 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.

5.2.2 Haut-Rhône : Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon

Le protocole d'échantillonnage dans ces trois Vieux Rhône prévoit 100 points d'échantillonnage par pêche électrique dans le secteur de Chautagne, deux cents dans les secteurs de Belley et de Brégnier-Cordon en raison de la longueur et de la diversité des bras courants de ces Vieux Rhône.

Les débits réservés ont été modifiés en juillet 2004 en Chautagne, en juillet 2005 dans le Vieux Rhône de Belley et en juillet 2006 dans le Vieux Rhône de Brégnier-Cordon (passage d'un débit minimum de $25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à $65 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ entre le barrage de Champagneux et la confluence avec le Guiers).

Après augmentation des débits réservés et au cours de la période considérée, le nombre d'espèces échantillonnées annuellement est très variable dans les 3 secteurs. Il a varié de 13 (2018) à 23 (2014) dans le Vieux Rhône de Chautagne où 30 espèces ont été recensées entre 2004 et 2023, de 20 (2020, 2023) à 28 (2010) dans le Vieux Rhône de Belley (32 espèces entre 2005 et 2023) et de 19 (2008, 2019) à 30 (2015, 2016) dans le Vieux Rhône de Brégnier-Cordon (36 espèces entre 2006

et 2023) (**Figure 5.2-3**). Le nombre d'espèces capturées lors des campagnes de pêche annuelles est toujours plus important dans les Vieux Rhône de Belley et de Brégner-Cordon que dans le Vieux Rhône de Chautagne.

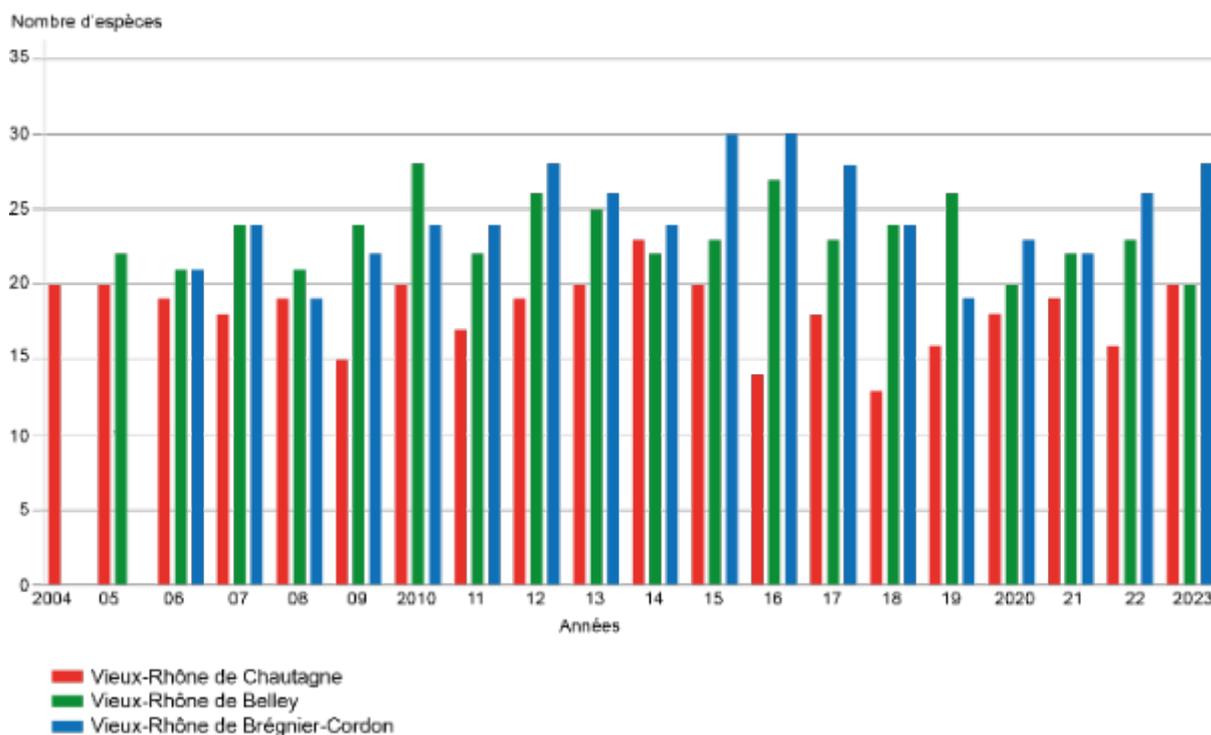


Figure 5.2-3 – Nombre d'espèces recensées dans les Vieux Rhône de Chautagne, Belley et Brégner-Cordon après augmentation des débits réservés.

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 abondances des espèces ayant une préférence marquée pour les habitats profonds et courants (*espèces dites d'eau courante*) comme l'**ombre commun**, le **barbeau fluviatile**, le **hotu**, le **vandoise** ou l'**ablette**, en lien avec l'évolution des caractéristiques hydrauliques des habitats engendrées par le changement du débit minimum dans les Vieux Rhône (largeur moyenne, hauteur d'eau et vitesse d'écoulement).

Afin d'obtenir une vision synthétique des changements survenus après modification des débits réservés, une analyse statistique globale prenant en considération les données collectées dans les trois tronçons court-circuités avant et après restauration avec un effort d'échantillonnage identique par Vieux Rhône, a été réalisée. Pour chaque espèce, 2 classes d'âge sont prises en compte : les juvéniles de l'année et les poissons plus âgés.

L'analyse utilisée (méthode ACT-STATIS, "Analyse Conjointe de tableaux - Structuration des Tableaux à Trois Indices de la Statistique" (Escoufier, 1973 ; Lavit, 1988 ; Lavit et *al.*, 1994)) fait partie de la famille des analyses multi-tableaux. La méthode permet l'exploration simultanée de

plusieurs tableaux de données quantitatives et d'extraire l'information d'un ensemble de tableaux qui peuvent être appariés soit par leurs lignes (relevés) soit par leurs colonnes (variables).

Trois tableaux correspondant aux données des trois sites du Haut-Rhône (Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon) sont traités. Trois ACP centrées par « espèces-classes de tailles » sont réalisées (analyses séparées), l'analyse STATIS est ensuite réalisée et les tableaux sont appariés par les « espèces-classes d'âges » (colonnes). L'objectif est de comparer les chroniques respectives des campagnes de pêches des trois tableaux, la position des campagnes de pêches va donc être représentée dans un système d'axes commun (dits du *compromis*). Cette analyse permet l'obtention de coefficients RV pouvant être considérés comme le rapport de la structure de co-inertie de deux tableaux. La matrice des RV mesure la ressemblance des analyses séparées (analyse interstructure = inter-secteurs), la représentation des vecteurs propres de la matrice des RV (sur un cercle, le premier vecteur propre a 3 composantes – de même signe) donne une image euclidienne de la ressemblance entre tableaux. L'analyse du compromis est ensuite réalisée (diagonalisation de la matrice de covariance synthétique issue de la combinaison des 3 matrices de covariance initiales). La représentation des valeurs propres de cette analyse nous conduit à conserver 2 axes pour les représentations graphiques. L'analyse permet la représentation d'une typologie de référence des taxons (carte factorielle des « espèces-classes d'âges »). Les lignes des tableaux de départ (pêches annuelles) sont superposées sur les axes du compromis et permettent de visualiser les différences entre dates pour un secteur donné, mettant en évidence la variabilité interannuelle intra-secteur (**Figure 5.2-4**).

La structure temporelle des assemblages de poissons présente des similitudes dans les trois secteurs (premier axe), tandis que le Vieux-Rhône de Chautagne se différencie des Vieux Rhône de Belley et de Brégnier-Cordon sur le second axe (**Figure 5.2-4b**). Ce second axe met en évidence de fortes différences avant et après augmentation des débits réservés sur le seul secteur de Chautagne. Le fait que seules deux années pré-restauration soient prises en considération à Belley et Brégnier-Cordon incite néanmoins à la prudence quant à cette interprétation. Les données diffèrent de la structure moyenne en 2015, en raison d'une très forte abondance de juvéniles de chevaines (CHE0) et de manière moins marquée de barbeaux fluviatiles (BAF0), ce phénomène est ensuite observé en 2022 mais avec une intensité moindre. Dans le Vieux Rhône de Belley, l'année 2018 est caractérisée par des abondances élevées d'ablettes, de barbeaux fluviatiles, de chevaines et de goujons. La vandoise, et notamment les juvéniles de l'année (VAN0), est régulièrement échantillonnée dans ces deux Vieux Rhône avec parfois des effectifs élevés comme à Brégnier-Cordon en 2023.

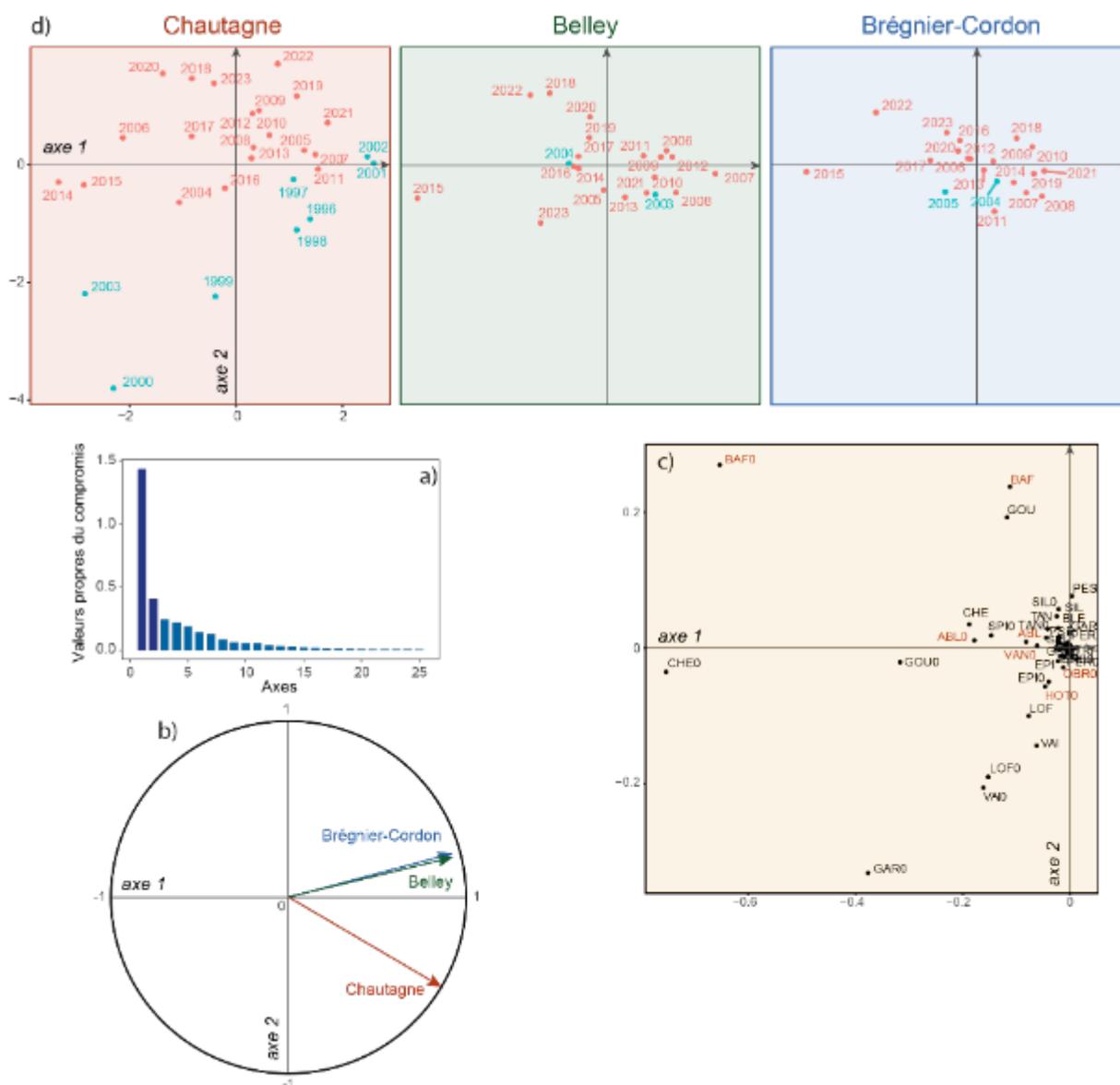


Figure 5.2-4 – Expression graphique des résultats de l’analyse STATIS réalisée sur les log-densités des espèces par campagne (moyennes entre points) collectées lors des pêches effectuées avant et après augmentation du débit réservé dans les Vieux Rhône de Chautagne, Belley et Brégner-Cordon. Pour le secteur de Chautagne, les données pré-restauration couvrent la période 1996-2003, les données post-restauration concernent les pêches réalisées à partir de 2004. Pour les secteurs de Belley et de Brégner-Cordon, seules 2 années sont prises en compte pour la période pré-restauration, respectivement 2003 et 2004 pour Belley et 2004 et 2005 pour Brégner-Cordon. Pour chaque espèce, 2 classes d’âge sont prises en compte : la classe notée « 0 » concerne les poissons nés dans l’année (par exemple « ABL0 » concerne les juvéniles de l’année d’ablette tandis que « ABL » désigne les poissons d’âge supérieur). a) graphe des valeurs propres de l’analyse du compromis, b) représentation des 3 composantes du premier vecteur propre de la matrice des RV donnant une image euclidienne de la ressemblance entre les 3 tableaux, c) typologie de référence des taxons (carte factorielle des « espèces-classes de tailles » dans le plan formé par les 2 premiers axes de l’analyse du compromis), les espèces d’eau courante sont indiquées en rouge, d) projection des dates d’échantillonnage des poissons dans les trois secteurs dans le plan factoriel 1 x 2 de l’analyse du compromis mettant en évidence les différences de trajectoires entre les 3 secteurs.

En Chautagne (**Figure 5.2-4b et 5.2-4d**), les années caractérisant le peuplement avant restauration se démarquent clairement des années après augmentation du débit réservé. Avant restauration et à partir de 1996, les abondances relatives des loches franches et des vairons étaient régulièrement élevées (**Figure 5.2-5**), à partir de 1999 les abondances relatives de barbeaux fluviatiles, de chevaines et de gardons (en particulier les juvéniles de l'année) ont été également élevées. Ce n'est qu'après 2004 que les abondances relatives des espèces les plus souvent échantillonnées (ablette, barbeau fluviatile, chevaine, gardon, goujon, loche franche et vairon) se sont un peu mieux équilibrées avec néanmoins des valeurs régulièrement plus élevées pour le barbeau fluviatile et le chevaine (notamment les juvéniles de l'année). Cette faible contribution à la structure du peuplement d'un grand nombre d'espèces dans le vieux-Rhône de Chautagne contraste avec la structure observées dans les deux autres secteurs (**Figure 5.2-6**).

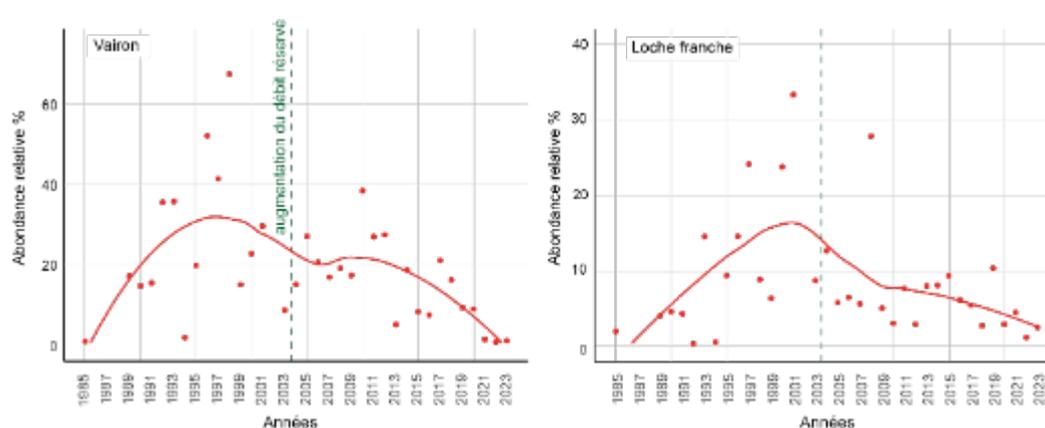


Figure 5.2-5 – évolution temporelle des abondances relatives des vairons et des loches franches et dans le Vieux Rhône de Chautagne entre 1985 et 2023. La ligne verticale en pointillée indique la date de changement de débit réservé.

Après augmentation du débit réservé, dans les trois Vieux-Rhône, la contribution des juvéniles de l'année aux effectifs échantillonnés est relativement importante, les valeurs moyennes pour les périodes post-augmentation du débit réservé sont de 65% en Chautagne, 63% à Belley et 54% à Brégnier-Cordon (**Figure 5.2-7**). Les juvéniles de l'année jouent un rôle important dans l'interprétation de la structuration moyenne des peuplements (**Figure 5.2-4c**) et de la dynamique temporelle observée au sein de chaque vieux-Rhône (**Figure 5.2-4d**) mises en évidence par l'analyse. Le succès de reproduction, et donc les effectifs de juvéniles de l'année, sont dépendants de l'état des populations de géniteurs et des conditions hydro-climatiques de l'année considérée. Dans ces conditions, la réponse des peuplements à la modification des débits réservés ne peut être analysée que sur le long terme. De plus, plusieurs espèces ont des durées de vie longues (10-20 ans, barbeau, hotu, vandoise par exemple) et une mise en évidence d'un changement dans le recrutement de ces populations peut prendre plusieurs années.

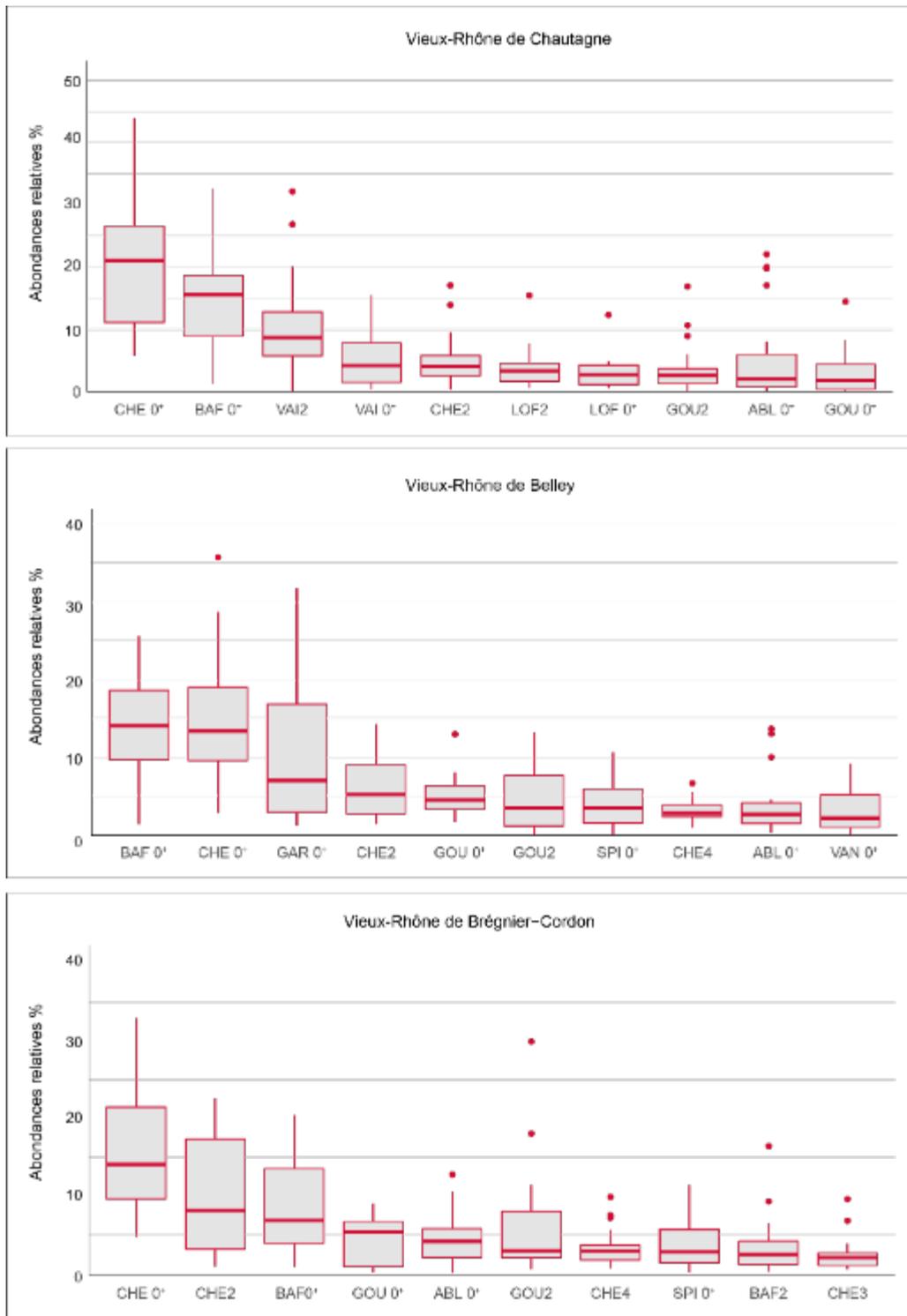


Figure 5.2-6 – Box-plot représentant les abondances relatives des 10 entités « espèces-classes de tailles » les plus abondantes au cours de la période post-augmentation du débit réservé dans les trois Vieux Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon. Les limites des classes de tailles pour les différentes 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.

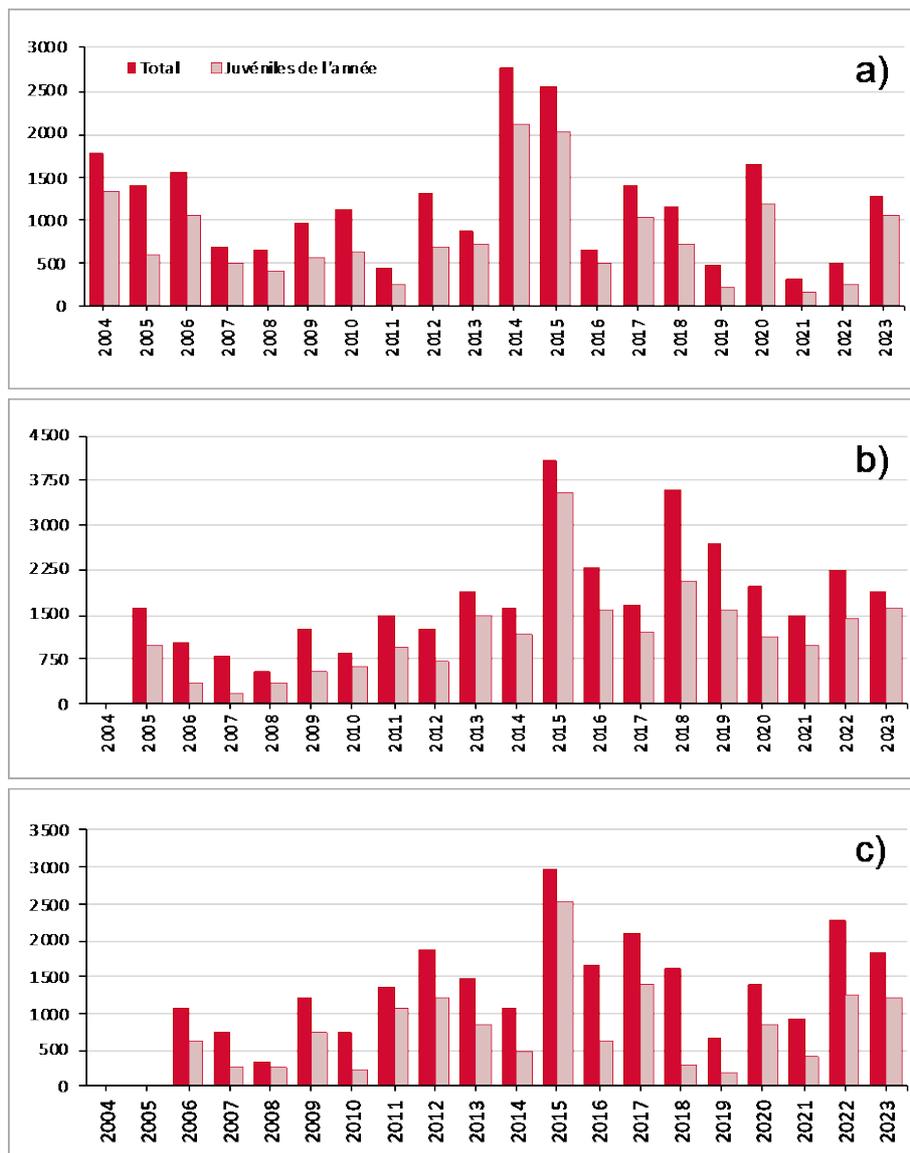


Figure 5.2-7 – Effectifs échantillonnés et effectifs de juvéniles de l'année au cours de la période post-augmentation du débit réservé dans les trois Vieux Rhône de Chautagne (a), Belley (b) et Brégner-Cordon (c).

La comparaison des changements de densité spécifiques observés, entre la période pré- et la période post-augmentation de débit réservé, avec les mêmes changements prédits par les modèles d'habitats hydrauliques (mise à jour de Lamouroux et Olivier, 2015), permet d'estimer la cohérence des valeurs mesurées avec les valeurs attendues en lien avec les modifications de capacités d'accueil dans les Vieux Rhône (**Figure 5.2-8**). Dans le Vieux Rhône de Chautagne, les différences pré-post augmentation de débit réservé sont particulièrement cohérentes avec les prédictions, avec une baisse forte des densités de loches franche et de vairons. La densité des espèces d'eau courante évolue bien moins après restauration, comme prédit. Néanmoins, la densité observée est plus haute que prévu pour le barbeau fluviatile et plus basse pour le hotu. A Belley, les changements observés comme ceux prédits sont de moindre amplitude, mais restent cohérents entre eux. On observe une forte baisse de la densité du goujon. Comme en Chautagne, la densité du hotu baisse plus que prédit. Enfin, à Brégner-Cordon où aucun changement n'est

prédit (débit minimum inchangé), on observe néanmoins à nouveau une densité du barbeau fluviatile plus forte et une densité du hotu moins forte que prévu. Notons que la plupart des changements prédits et observés sont négatifs lorsque l'on travaille sur les densités ; il est probable que cela soit moins le cas concernant les abondances des espèces, car la surface en eau augmente avec l'augmentation des débits.

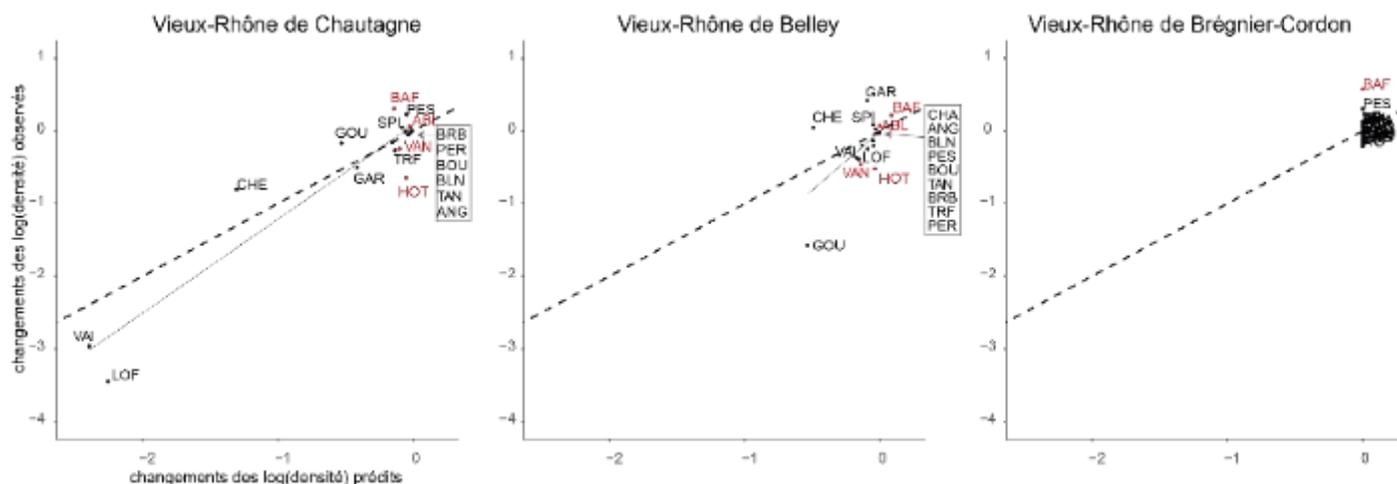


Figure 5.2-8 - Changements observés (résultats des pêches réalisées avant et après augmentation du débit réservé minimum dans les Vieux Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon) versus changements prédits des log-densités des espèces (moyenne entre campagne des moyennes entre points). Les prédictions correspondent à une mise à jour en 2024 des modèles de Lamouroux & Olivier (2015), en utilisant le logiciel Stathab (<https://ecoflows.inrae.fr/software/>) avec les courbes de préférences biologiques de Lamouroux et al. (1999). Pour le vieux-Rhône de Chautagne, la modélisation concerne 18 espèces, avec une période pré-augmentation de débit réservé 1995-2003 (débit minimum 10 m3.s-1), une période post-augmentation de débit réservé 2004-2023 (débit minimum 50 m3.s-1) ; pour le vieux-Rhône de Belley, modélisation pour 19 espèces, période pré-augmentation de débit réservé 1995-2004 (débit minimum 25 m3.s-1), période post-augmentation de débit réservé 2005-2023 (débit minimum 60 m3.s-1) ; pour le vieux-Rhône de Brégnier-Cordon, modélisation pour 19 espèces, période pré-augmentation de débit réservé 1997-2005 (débit minimum 80 m3.s-1), période post-augmentation de débit réservé 2006-2023 (débit minimum 80 m3.s-1 seul de débit entre le barrage de Champagneux et la confluence avec le Guiers été modifié pour passer de 25 à 65 m3.s-1, le débit réservé de 80 m3.s-1 étant mesuré en aval de la confluence avec le Guiers). La droite de régression est représentée par un trait fin, la ligne de correspondance parfaite (x=y) est représentée par un trait gras pointillé. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante sont en rouge.

Les changements attendus en lien avec les modifications de débits réservés peuvent être également évalués en examinant l'évolution temporelle d'un indicateur plus « concret » : l'abondance relative des espèces d'eau courante (ablette, barbeau fluviatile, hotu, ombre commun et vandoise) (**Figure 5.2-9**).

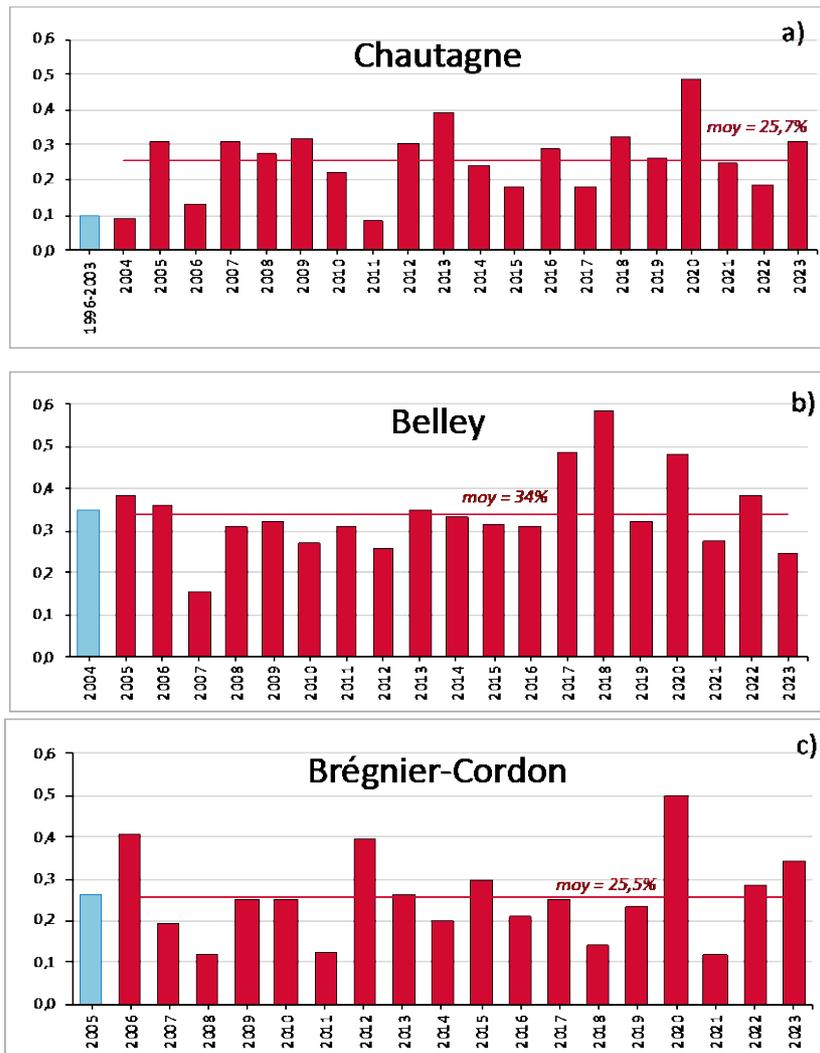


Figure 5.2-9 – Abondances relatives des poissons appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans les Vieux Rhône de Chautagne (a), de Belley (b) et de Brégnier-Cordon (c). La couleur bleue indique des valeurs avant augmentation des débits réservés, la couleur rouge indique des valeurs après augmentation des débits réservés.

La proportion des espèces d’eau courante a plus que doublé après relèvement du débit réservé dans le Vieux Rhône de Chautagne, mais est restée en moyenne proche de la valeur pré-restauration dans les deux autres secteurs. Néanmoins, ces valeurs diffèrent d’un Vieux Rhône à l’autre avec, au cours de la période post-augmentation de débit réservé, des valeurs plus fortes observées dans le Vieux Rhône de Belley (**Figure 5.2-10**), suggérant la présence d’habitats favorables pour ces espèces dans le secteur.

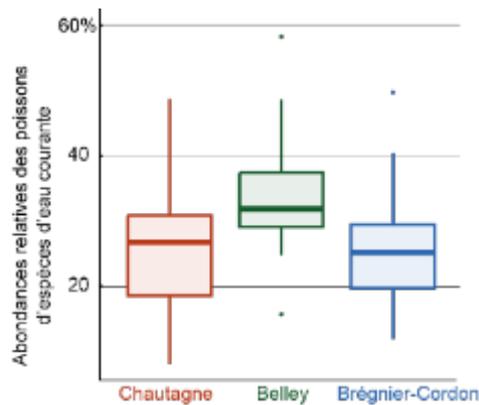


Figure 10 – Box-plot des abondances relatives des poissons appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans les Vieux Rhône de Chautagne, Belley et Brégner-Cordon après modification des débits réservés.

L’examen des contributions des différentes espèces de cette guildes au cours des périodes pré- et post-augmentation de débits réservés souligne les différences et les similitudes entre secteurs (**Figures 5.2-11, 5.2-12 et 5.2-13**). Dans le Vieux Rhône de Chautagne, les abondances relatives de hotus et de vandoises se sont effondrées au cours des 15 années qui ont suivi la mise en service du barrage. L’augmentation du débit réservé en 2004 a surtout favorisé les populations de barbeaux et secondairement d’ablettes (**Figure 5.2-11**). L’augmentation des effectifs de ces espèces est surtout induite par la présence régulière et abondante de juvéniles de l’année (**Figure 5.3-14**). Dans les deux autres Vieux Rhône, la construction des aménagements hydroélectriques a également entraîné une baisse des abondances relatives des hotus et des vandoises (**Figures 5.2-12 et 5.2-13**). Mais la taille des tronçons court-circuités et la diversité des types de chenaux et des habitats présents, incontestablement plus importantes qu’en Chautagne, ont probablement renforcé la résilience des populations. Ainsi, les populations de hotus se sont maintenues et les abondances relatives de vandoises ont tendance à augmenter depuis la modification des débits réservés, sans retrouver les valeurs observées immédiatement après la mise en service des barrages.

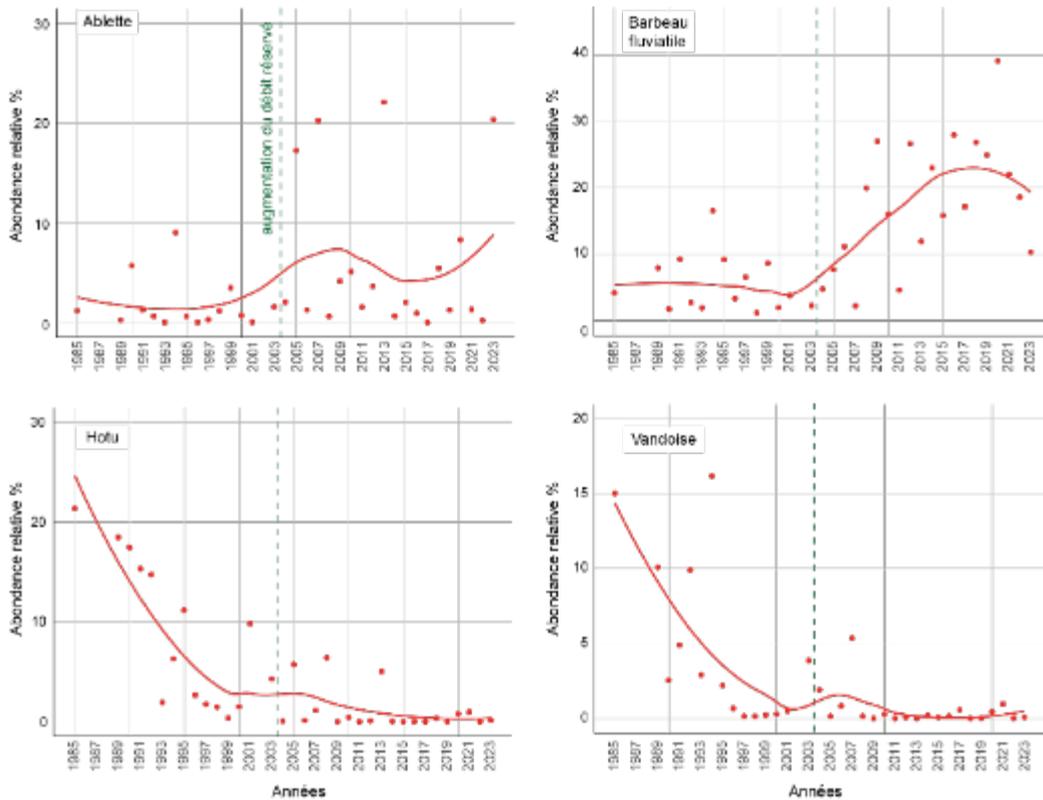


Figure 5.2-11 – Abondances relatives des espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans le Vieux Rhône de Chautagne. Le trait pointillé marque la date de changement de débit réservé.

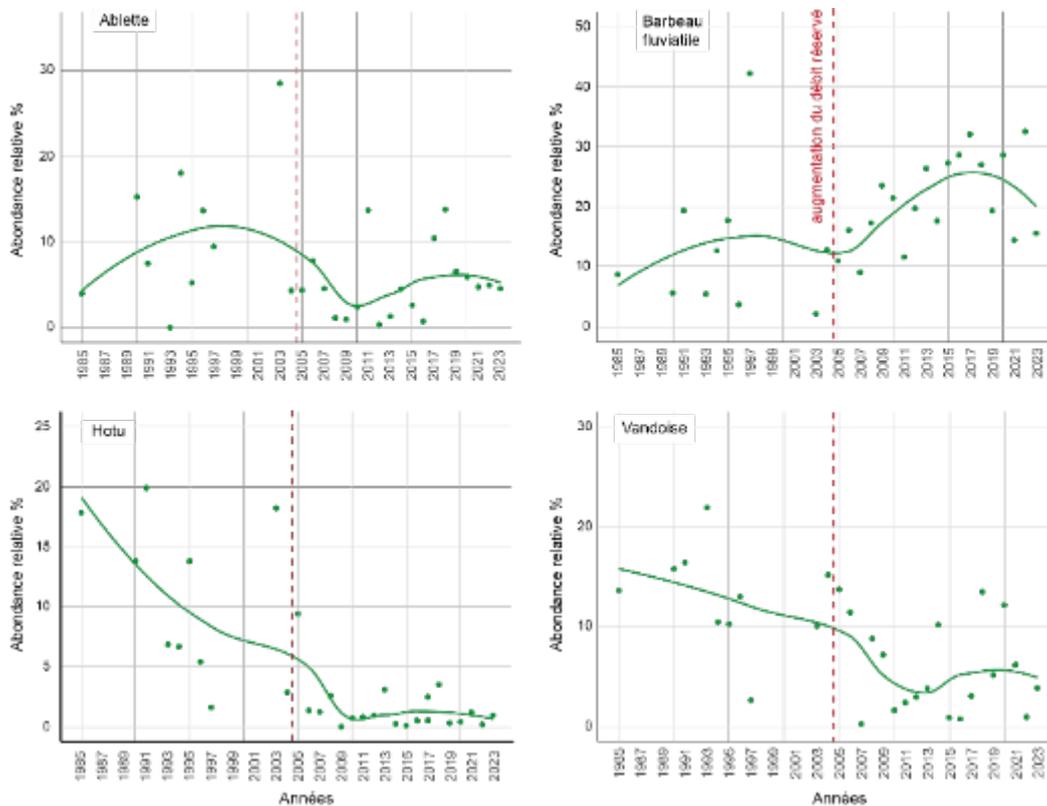


Figure 5.2-12 – Abondances relatives des espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans le Vieux Rhône de Belley. Le trait pointillé marque la date de changement de débit réservé.

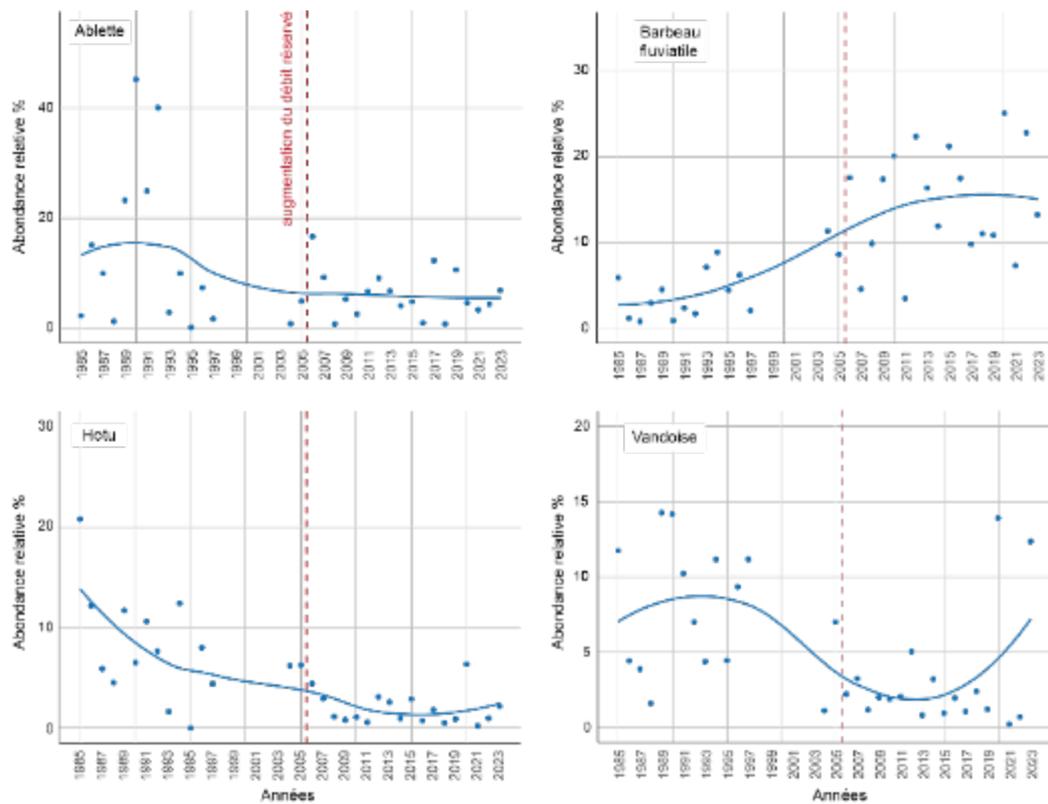


Figure 5.2-13 – Abondances relatives des espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans le Vieux Rhône de Brégnier-Cordon. Le trait pointillé marque la date de changement de débit réservé.

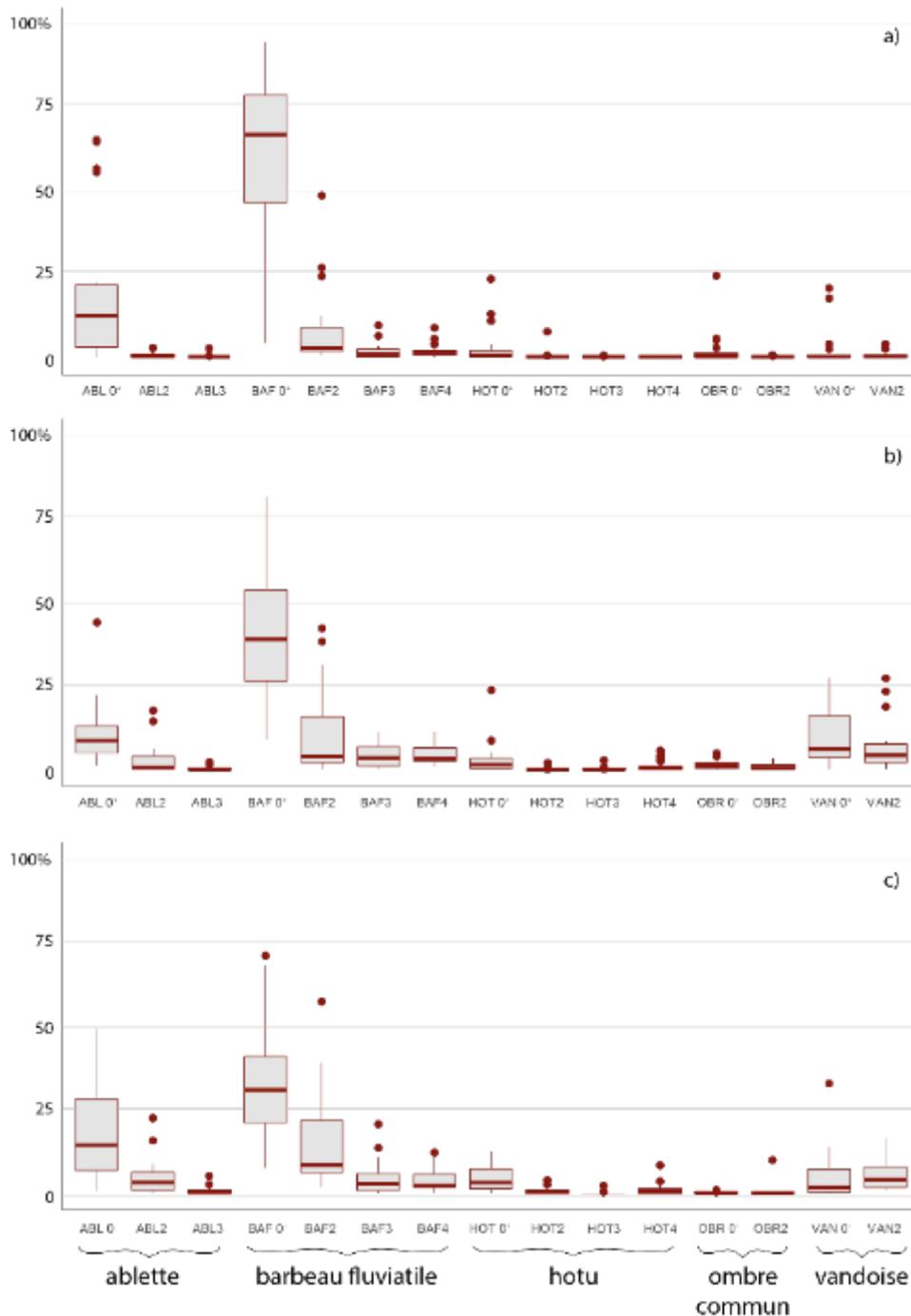


Figure 5.2-14 – Abondances relatives (calculées par rapport aux effectifs des espèces d’eau courante, données post-augmentations de débit réservé) des différentes classes de tailles de chacune des espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans les trois Vieux Rhône du Haut-Rhône (a) Chautagne, b) Belley, c) Brégnier-Cordon). 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.

Ces analyses de l'évolution des peuplements de poissons dans les trois Vieux Rhône du Haut-Rhône mettent en évidence le caractère singulier du peuplement du Vieux Rhône de Chautagne, dont la restauration a relativement favorisé les barbeaux (et les ablettes), mais qui est marqué par une absence de rétablissement des populations de hotus et de vandoises. Les peuplements des deux autres secteurs présentent beaucoup de similitudes avec notamment le maintien des populations d'espèces d'eau courante, les abondances relatives de ces espèces sont cependant plus élevées dans le vieux-Rhône de Belley. Les populations des deux espèces de salmonidés, la truite commune et l'ombre commun, semblent se maintenir mais avec des effectifs réduits. La lote, capturée régulièrement au cours des années 80-90 est aujourd'hui très rare dans les échantillonnages.

L'évolution des conditions de vie des poissons dans ces tronçons court-circuités est également conditionnée par les changements des conditions thermiques en lien avec l'évolution du climat (les tableaux récapitulatifs des caractéristiques thermiques de l'eau dans les trois vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon sont disponibles dans l'[annexe 5.2-1](#)).

D'un point de vue très global, la température annuelle moyenne de l'eau a augmenté entre 1997 et 2023 dans les trois Vieux Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon ([Figure 5.2-15](#)).

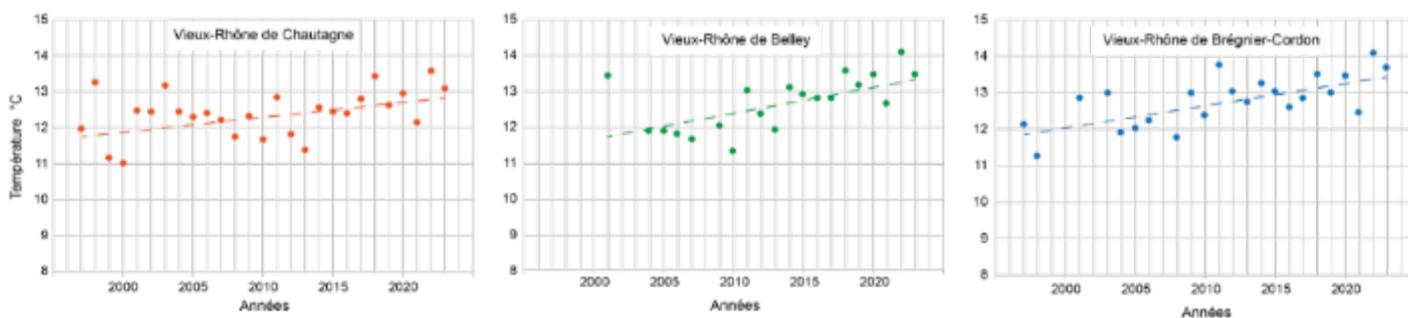


Figure 5.2-15 – Evolution des températures moyennes annuelles de l'eau dans les Vieux Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon entre 1997 et 2023.

Une analyse plus précise des chroniques de températures révèle une augmentation des minimas hivernaux entre 1997 et 2023 avec des différences pouvant atteindre $\sim +2^{\circ}\text{C}$, et une augmentation des maxima atteints en été avec des sommes de degrés-jours où la température est supérieure à 18°C en augmentation au moins depuis 2015 (Chezik *et al.*, 2014). Une augmentation de l'abondance relative des espèces ayant une affinité marquée pour les températures élevées (Daufresne & Boët, 2007 ; Daufresne, 2009) est concomitante à cette modification du régime thermique ([Figure 5.2-16](#)). Cet effet est également illustré par l'évolution de l'abondance relative du spiralin (espèce dont l'optimum thermique pour la croissance est compris entre 18 et 27°C) dans le Vieux Rhône de Chautagne entre 1985 et 2023 ([Figure 5.2-17](#)) et peut en partie expliquer la réponse plus forte qu'attendue du barbeau fluviatile ([Figure 5.2-12](#)). Inversement, cette augmentation progressive des températures pourrait avoir un effet négatif sur les populations plus cryophiles (truite commune, ombre commun, hotu et vandoise). Ainsi, les températures plus chaudes sont une des explications possibles des réponses mitigées des populations de hotus et vandoises.

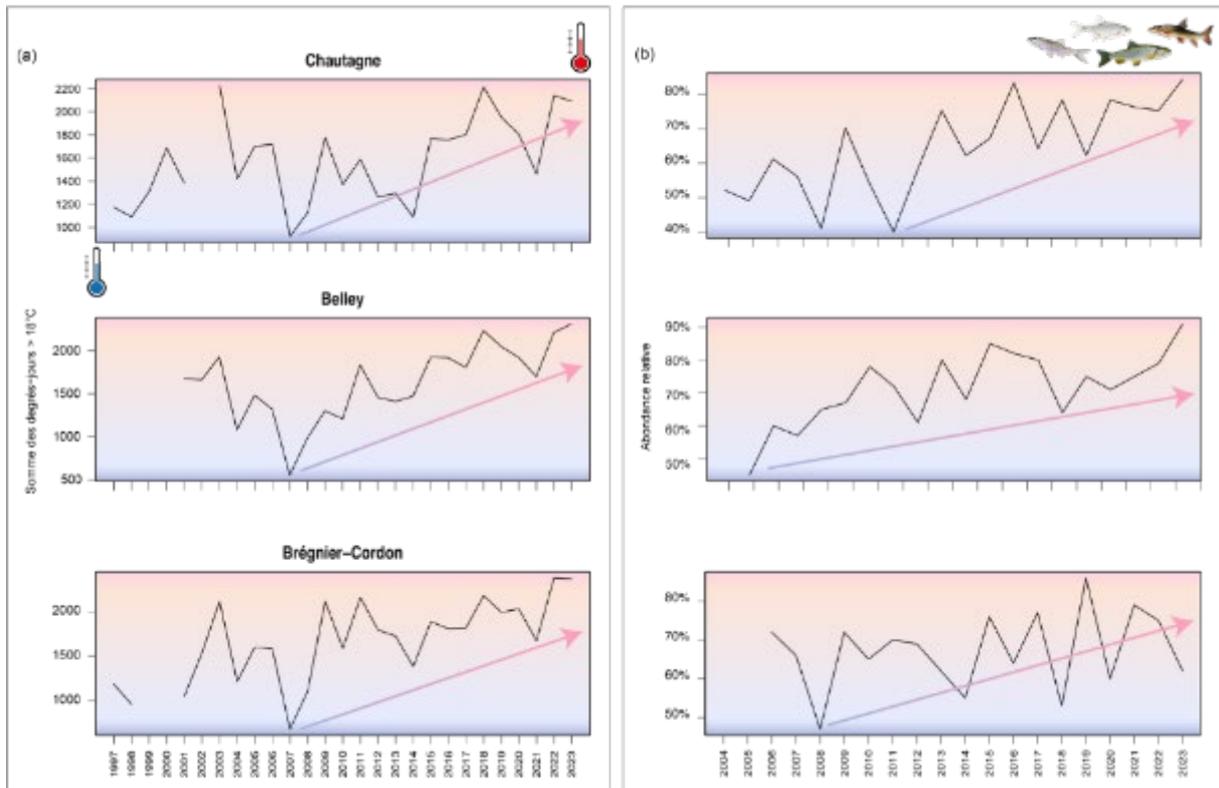


Figure 5.2-16 : (a) Chroniques des sommes de degrés-jours supérieures à 18°C de 1997 à 2023 pour les Vieux Rhône de Chautagne et Brégner-Cordon et de 2001 à 2023 pour le Vieux Rhône de Belley. (b) Abondances relatives annuelles des espèces ayant une affinité forte (tanche, brème commune, brème bordelière, rotengle, poisson-chat et silure) à moyenne (ablette, spirilin, barbeau fluviatile, chevaine, gardon, bouvière et goujon asiatique) pour les températures élevées.

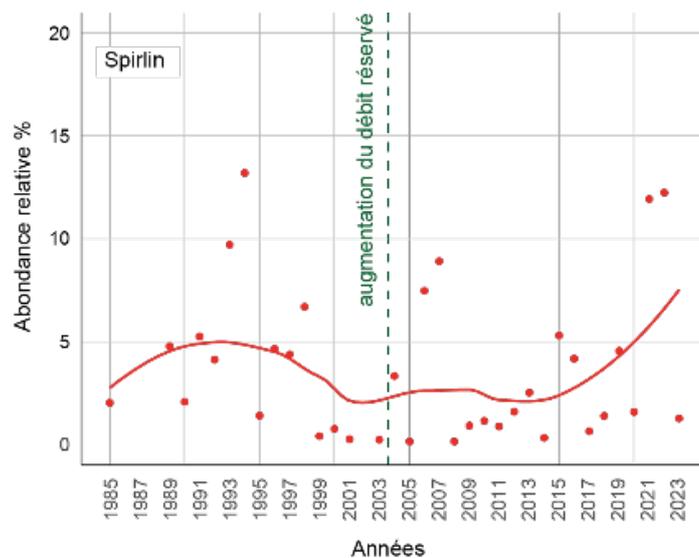


Figure 5.2-17 - Evolution de l'abondance relative du spirilin dans le Vieux Rhône de Chautagne. Le trait pointillé marque la date de changement de débit réservé.

L'évaluation des effets de la réhabilitation des Vieux Rhône, mise en œuvre *via* l'augmentation des débits réservés n'a pas permis de montrer un retour des abondances observées immédiatement après la mise en service des barrages hydroélectriques de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon. La restauration a limité l'impact des aménagements sur le long terme concernant certaines populations (barbeaux et ablettes en particulier), mais d'autres leviers de réhabilitation pourraient être envisagés pour permettre à certaines populations ciblées par les augmentations de débits réservés (hotu, vandoise, ombre commun) d'atteindre la robustesse et la résilience nécessaires pour se maintenir sur le long terme.

5.2.3 Vieux Rhône de Pierre-Bénite

Le Vieux Rhône de Pierre-Bénite se trouve au sein d'un important pôle économique au sud de la métropole de Lyon, au cœur de la vallée de la chimie et dans une zone fortement urbanisée. Il présente très peu de connexions latérales, trois annexes fluviales ont été réhabilitées en 1999 : la lône de Jaricot, la lône de Ciselande et la lône de la Table Ronde. Ce Vieux Rhône ne reçoit que de tout petits affluents. En 2000, le Vieux Rhône de Pierre-Bénite a été le premier tronçon court-circuité à bénéficier d'une augmentation significative de débit réservé, passant de 10-20 m³.s⁻¹ à 100 m³.s⁻¹.

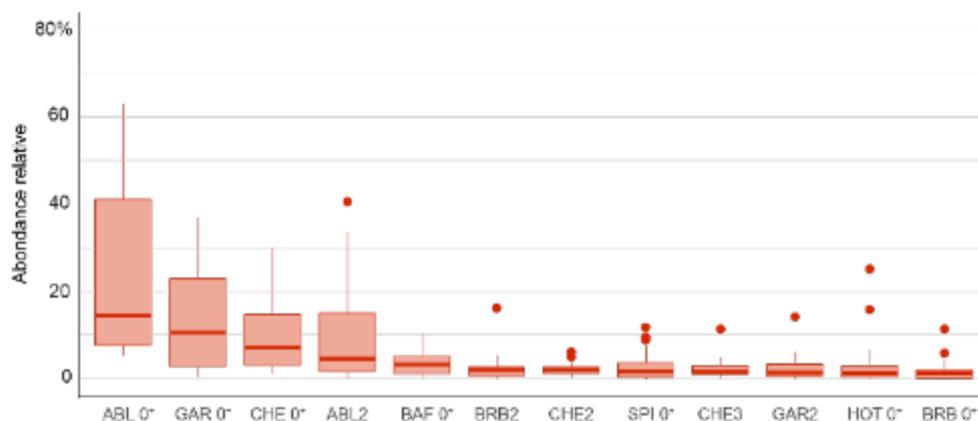


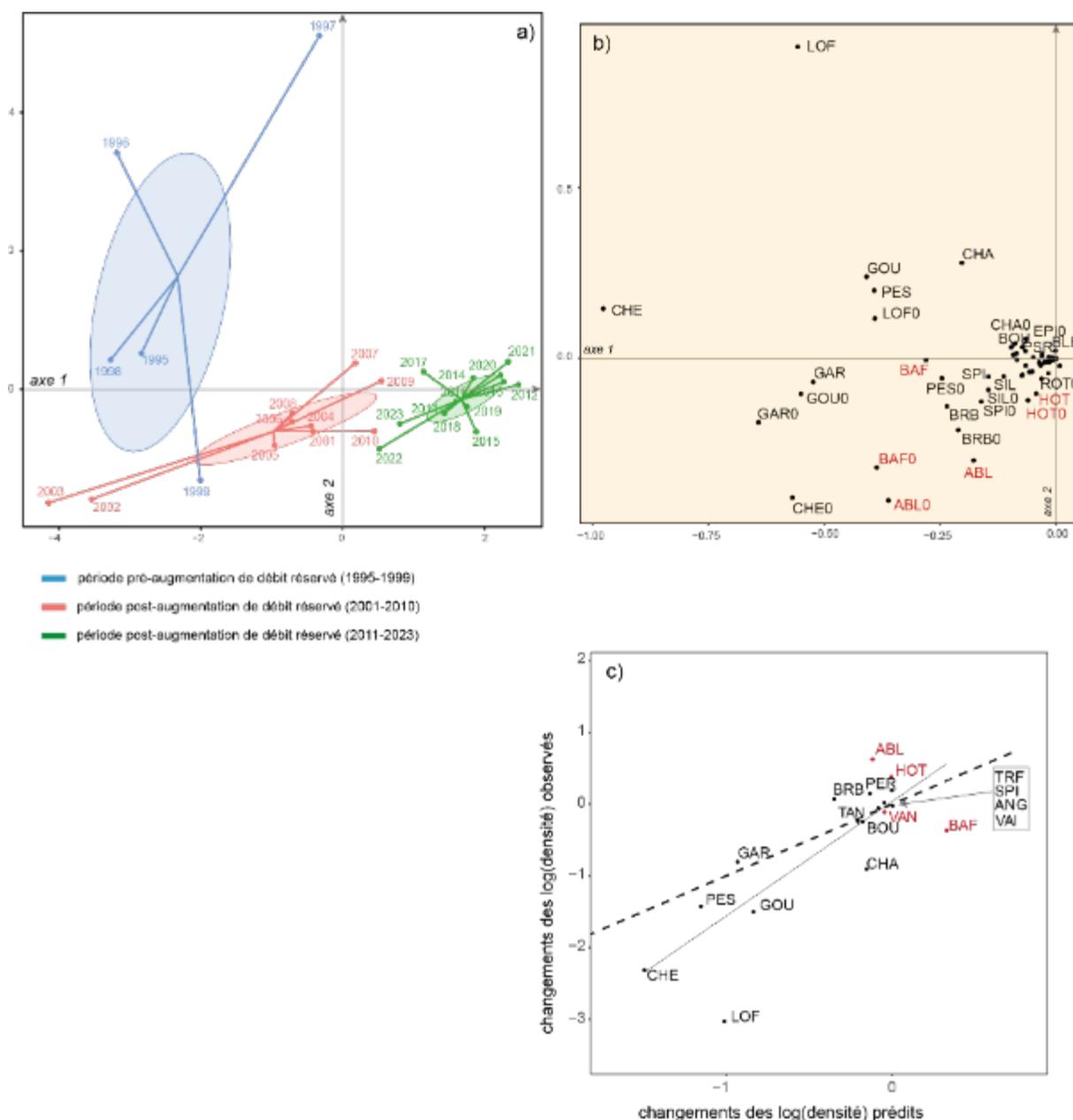
Figure 5.2-18 – Box-plot représentant les abondances relatives des 12 entités « espèces-classes de tailles » les plus abondantes au cours de la période post-augmentation du débit réservé dans le vieux-Rhône de Pierre-Bénite. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : 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.

La méthode d'échantillonnage des poissons initialement retenue était la « méthode des ambiances ». Avant restauration, l'effort d'échantillonnage annuel était de 25 à 68 ambiances par an, puis de 30 à 32 ambiances après restauration. Depuis 2011, la méthode a changé au profit des EPA, avec un effort d'échantillonnage annuel compris entre 76 et 108 EPA. Depuis le changement de débit réservé, trente espèces ont été échantillonnées, nombre compris annuellement entre 13 (en 2013) et 22 (en 2002 et 2003). Les juvéniles de l'année représentent une part significative des

effectifs capturés (65,9%), principalement des ablettes, des gardons, des chevaines et des barbeaux fluviatiles. Après restauration, l'ablette est l'espèce dont les effectifs sont les plus élevés avec plusieurs classes d'âges bien représentées dans les échantillons, témoignant d'un recrutement efficace dans la population. Les abondances relatives des juvéniles de gardons et de chevaines sont aussi importantes (**Figure 5.2-18**).

Une analyse en composantes principales (ACP) centrée sur les log-densités moyennes des espèces (moyenne entre campagne des moyennes entre points) permet d'illustrer l'évolution temporelle du peuplement de poissons (**Figure 5.2-19a et b**). Cette analyse distingue les jeunes de l'année (ex : BAF0) des adultes (ex : BAF). Le premier axe décrit une diminution globale des densités à partir de 2011, que l'on attribue clairement au changement de méthode d'échantillonnage (densités estimées plus faibles dans les EPA). Les augmentations relatives de densité entre les deux périodes pré- et post-augmentation de débit réservé sont particulièrement marquées pour l'ablette, la brème bordelière, le hotu, le spirilin, la perche commune et dans une moindre mesure le barbeau fluviatile et la vandoise dont les effectifs restent faibles. Inversement, les densités relatives des loches franches, des chevaines, des perches-soleils, des goujons et des gardons ont diminué après 2000 (**Figure 5.2-20**). Ces variations temporelles de densité, et notamment des juvéniles de l'année pour la plupart des espèces précitées, sont illustrées sur la **Figure 5.2-19b** qui met en évidence la correspondance entre la période antérieure à 2000 et les abondances de chevaines, gardons, goujons et loches franches et perches-soleil. L'augmentation du débit réservé a eu pour conséquence des augmentations de profondeur moyenne et de vitesse moyenne (passage de $\sim 0,08 \text{ m.s}^{-1}$ à $\sim 0,36 \text{ m.s}^{-1}$) dans le Vieux Rhône défavorisant les espèces lénitophiles (gardon, perche-soleil...) et les espèces inféodées aux habitats peu profonds et plus ou moins courants comme la loche franche. La modification de débit réservé a induit une augmentation de l'abondance relative des espèces appartenant à la guildes des espèces d'eau courante (triplant, de 13,7% en moyenne avant l'augmentation du débit à 43,6% après) (**Figure 5.2-21 et Figure 5.2-19c**). Toutefois, cette valeur présente une forte variabilité interannuelle, car largement influencée par les effectifs élevés d'ablettes (71,1%). Le barbeau fluviatile (15,5%) et le hotu (11%) contribuent modérément à cette métrique (**Figure 5.2-22**).

La vandoise est régulièrement présente dans les échantillons mais les effectifs sont faibles (< 10 individus en moyenne). Les hotus et les barbeaux fluviatiles sont généralement peu abondants mais des captures de juvéniles de l'année peuvent être observées : en 2014 et 2022 pour le hotu par exemple, et en 2015, 2022 et 2023 pour le barbeau. L'augmentation de débit réservé semble avoir également favorisé le spirilin et la perche commune. Bien que leurs abondances moyennes soient plus faibles après 2000, les effectifs échantillonnés de gardons et de chevaines sont restés relativement élevés depuis l'augmentation du débit réservé.



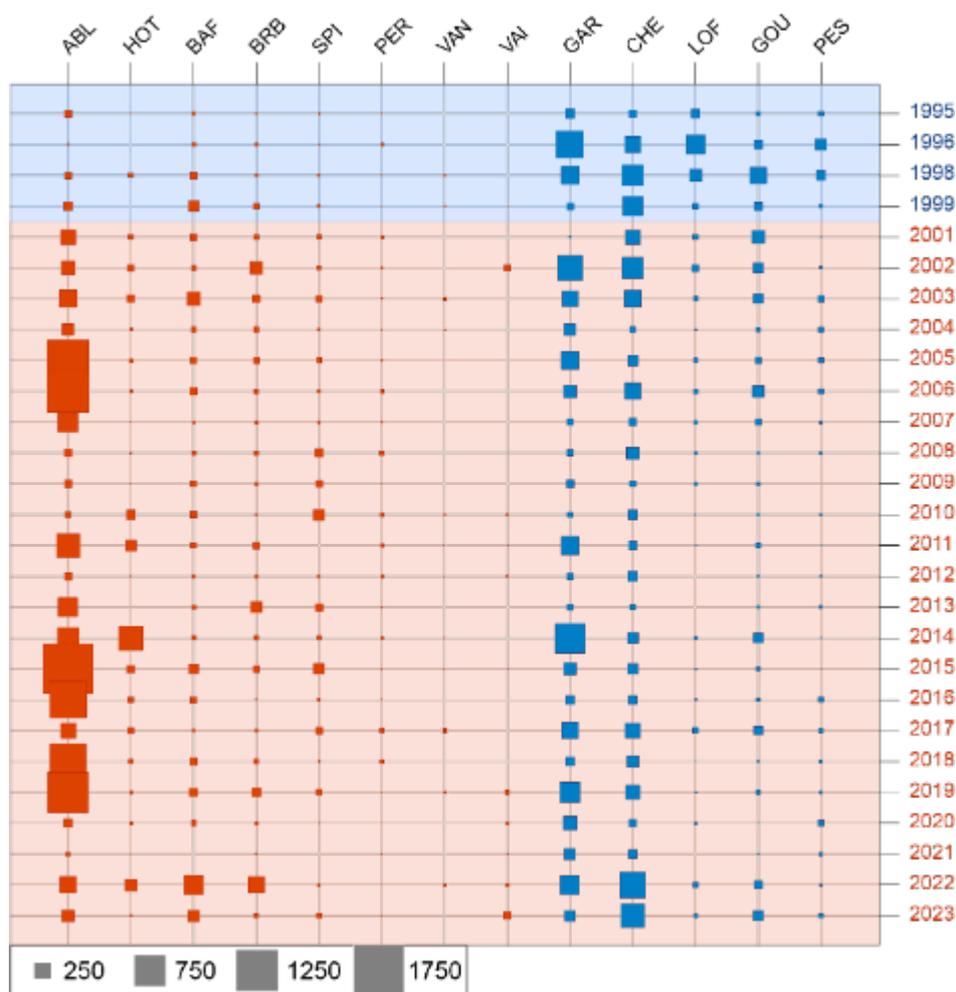


Figure 5.2-20 - Projection des densités (densités/m² * 1000) des espèces dont les abondances ont le plus varié après augmentation du débit réservé. En rouge, les huit espèces dont la moyenne des densités a augmenté après 2000, en bleu les espèces dont la densité moyenne a diminué après 2000.

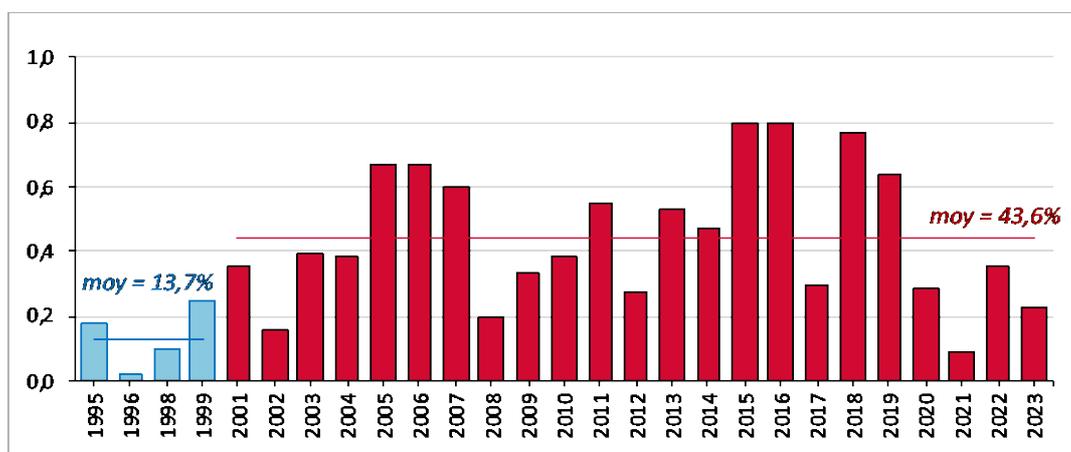


Figure 5.2-21 – Abondances relatives des poissons appartenant à la guildes d’espèces d’eau courante dans le vieux-Rhône de Pierre-Bénite. La couleur bleue indique des valeurs avant augmentation du débit réservé, la couleur rouge indique des valeurs après augmentation du débit réservé.

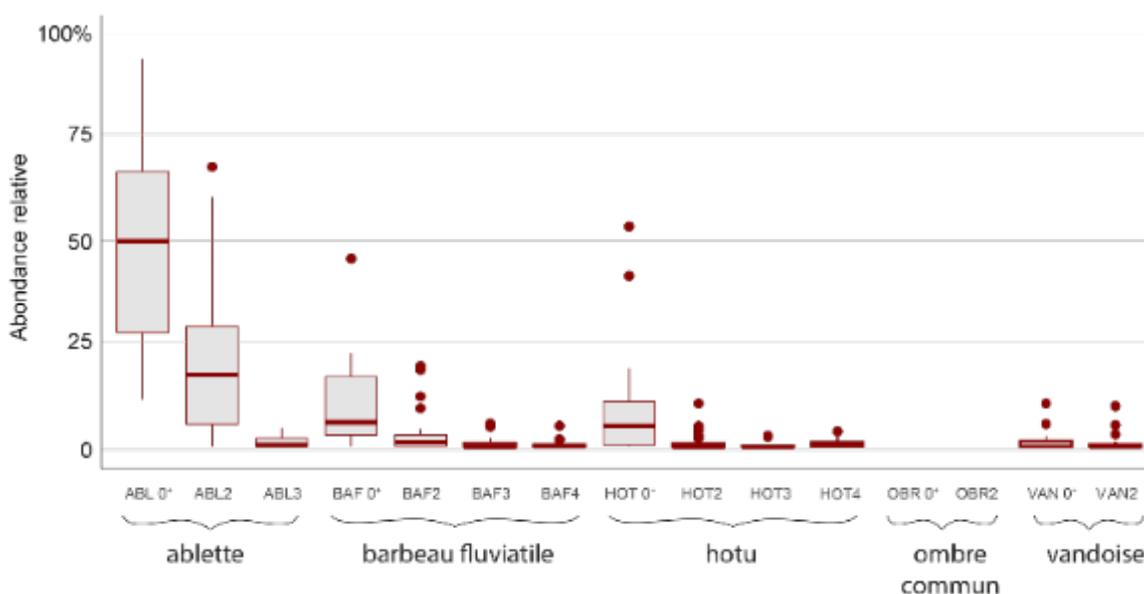


Figure 5.2-22 – Abondances relatives (calculées par rapport aux effectifs des espèces d’eau courante, données post-augmentation de débit réservé) des différentes classes de tailles de chacune des espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans le Vieux Rhône de Pierre-Bénite. Les limites 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.

La réponse du peuplement de poissons au changement de débit réservé en septembre 2000 dans le Vieux Rhône de Pierre-Bénite est en grande partie conforme aux prédictions obtenues par l’utilisation des modèles d’habitat hydraulique (Figures 5.2-19c et 5.2-21). On observe comme prévu un recul relatif de la loche franche, du chevaine ou de la perche soleil, au profit des espèces d’eau courantes comme l’ablette et le hotu. Les densités de barbeaux sont néanmoins moins élevées qu’attendu. Il existe une grande variabilité inter-annuelle des valeurs d’abondances relatives des poissons appartenant à la guildes des espèces d’eau courante, en lien notamment avec le succès de reproduction des ablettes, des barbeaux et des hotus (fréquence moyenne des juvéniles de l’année dans les échantillons : 70% pour l’ablette, 66% pour le barbeau et 59% pour le hotu). Cependant, les fortes valeurs des abondances relatives des poissons appartenant à la guildes des espèces d’eau courante (les plus fortes observées sur l’ensemble des Vieux Rhône étudiés) sont en grande partie dues à la très forte proportion d’ablettes dans les pêches. Le développement de cette espèce plutôt thermophile, pélagique et planctonophage a sans doute été favorisé par les changements d’habitats induits par l’augmentation du débit réservé, comme la création de zones modérément courantes et profondes. De plus, l’évolution des caractéristiques hydro-climatiques au cours de la dernière décennie (étiages prononcés et températures élevées) a sans doute favorisé la reproduction de cette espèce à ponte fractionnée (pouvant avoir plusieurs événements de reproduction au cours d’une saison estivale).

Les travaux de remobilisation des sédiments accumulés dans les marges alluviales devraient ramener des sédiments dont la granulométrie (graviers, galets) est plus en adéquation avec les

exigences pour la reproduction des cypriniformes comme le hotu et le barbeau que le pavage présent actuellement. Ces nouvelles actions de restauration écologique devraient renforcer les effets de l'augmentation du débit réservé mise en œuvre en 2000.

5.2.4 Vieux Rhône de Péage-de-Roussillon

Le secteur de Péage de Roussillon est situé à une cinquantaine de kilomètres en aval de Lyon. Il est caractérisé par des zones urbaines, industrielles et agricoles relativement denses. La construction de l'aménagement hydroélectrique de Saint Rambert d'Albon en 1977 a entraîné une diminution très importante du débit dans le Rhône court-circuité (entre 1 et 2% du module suivant la saison), provoquant un abaissement de la ligne d'eau et de la nappe alluviale localement sur plusieurs mètres. Dans les années 80, l'augmentation des pompages industriels a accentué cette baisse de niveau piézométrique.

L'eau transitant dans le Vieux Rhône, en provenance de la retenue de l'aménagement hydroélectrique est en partie réchauffée par les rejets thermiques de la centrale nucléaire de production d'électricité (CNPE) EDF de Saint-Alban - Saint-Maurice-L'Exil située en rive gauche dans la retenue de l'aménagement.

Malgré ces pressions anthropiques, le site conserve un grand intérêt écologique reconnu depuis de nombreuses années, c'est l'un des espaces naturels les plus remarquables de la vallée du Rhône. En 1986, 500 hectares ont été classés en Réserve Naturelle Nationale « RNN de l'Île de la Platière ». Depuis 2010, plusieurs actions ont été engagées, neuf îlots ont été restaurés et le débit réservé, initialement de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en hiver et $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en période estivale, a été modifié à partir de 2014, avec une modulation saisonnière de $50\text{-}125 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, avec une valeur maximale au printemps pour noyer les grèves sur les bancs de galets et alimenter la forêt alluviale (**Tableau 5.2-2**). En parallèle, des travaux importants de démantèlement des endiguements Girardon (rive gauche) ont été entrepris sur un linéaire cumulé de plus de 3 km, dans le but de permettre la remobilisation des marges alluviales par érosion latérale et de favoriser la diversification des habitats aquatiques.

Tableau 5.2-2 - Modalités du débit réservé appliquées dans le Vieux-Rhône de Péage de Roussillon depuis 2014.

	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Q réservé m^3/s	50	50-75	109	109-125	125	125-109	75	75	75-50	50	50	50

Depuis 2007, 100 E.P.A. sont réalisés chaque année en fin d'été. Compte-tenu du remous induit par la présence du seuil de Peyraud, la partie « courante » du vieux-Rhône est relativement courte et essentiellement située dans le secteur amont, entre le barrage de Saint-Pierre-de-Bœuf et l'aval immédiat de la confluence avec le Limony (~ 3 km/12). L'influence de l'augmentation du débit réservé sur les vitesses d'écoulement est donc limitée. Dans ce tronçon, non-influencé par le seuil de Peyraud, la vitesse moyenne en débit réservé avant 2014 était de $0,19 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, après 2014, elle

est passée à $0,37 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ pour un débit de $54 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ et à $0,58 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ pour un débit de $109 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. Les différences de hauteurs d'eau moyennes pour ces deux débits, et par rapport à une situation avec un débit de $20 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, sont respectivement de 0,31 m et 0,61 m.

Comme dans la plupart des Vieux Rhône en aval de Lyon, l'érosion historique en lien avec la présence des endiguements Girardon, les extractions de sédiments et la construction des barrages (blocage de la charge de fond) ont eu pour conséquence une chenalisation et un pavage des fonds (Parrot, 2015). En raison de ces conditions géomorphologiques et granulométriques, les habitats propices à la reproduction des cypriniformes rhéophiles (barbeau fluviatile et hotu notamment) sont rares, seul le radier d'Arcoules présentait, avant le démantèlement des casiers Girardon de l'île des Gravieres, des caractéristiques hydrauliques et granulométriques compatibles avec les exigences de ces espèces. Si l'augmentation du débit réservé, avec des valeurs maximales au printemps, a eu pour conséquence une augmentation des vitesses d'écoulement, considérée comme une amélioration des conditions d'habitat, elle a également induit une augmentation relativement importante des hauteurs d'eau, notamment sur le radier d'Arcoules, le rendant beaucoup moins efficace comme site de reproduction pour les poissons.

Entre 2007 et 2023, 31 espèces de poissons ont été échantillonnées. Le nombre d'espèces capturées par campagne de pêche est compris entre 16 en 2007 et 25 en 2009 et 2011. La plupart sont tolérantes et plutôt thermophiles telles que l'ablette, le gardon, le chevaine, la bouvière le goujon asiatique et la brème bordelière ainsi que le rotengle, le silure, la tanche, la perche commune. Des espèces rhéophiles comme le hotu (0^+) et le goujon (0^+ et $>0^+$) sont également présentes. En revanche, le barbeau fluviatile, le spiralin, le vairon et la vandoise sont très peu représentés dans les effectifs pêchés (abondances relatives $\leq 1,5\%$). L'anguille est occasionnellement capturée.

Une analyse en composantes principales (ACP) centrée sur les log-densités moyennes des espèces (moyenne entre campagne des moyennes entre points) permet d'illustrer l'évolution temporelle du peuplement de poissons (**Figure 5.2-23a et b**). Cette analyse distingue les jeunes de l'année (ex : BAF0) des adultes (ex : BAF). Le premier axe décrit une augmentation des densités à partir de 2014 (**Figure 5.2-23b et 5.2-24**). Les augmentations de densité moyenne entre les deux périodes pré- et post-augmentation de débit réservé sont particulièrement marquées pour l'ablette (individus d'âge 0^+ et d'âge supérieur), la bouvière (individus d'âge 0^+ et d'âge supérieur), la brème bordelière (individus d'âge 0^+ et d'âge supérieur), le gardon (individus d'âge 0^+), le goujon (individus d'âge 0^+ et d'âge supérieur), le hotu (individus d'âge 0^+), le goujon asiatique (individus d'âge 0^+ et d'âge supérieur) et le silure. Les abondances de barbeaux fluviatiles et de chevaines sont très similaires pour les 2 périodes pré- et post-restauration. A l'opposé, les densités moyennes de loches franches et de perches-soleils ont décru après la modification de débit réservé.

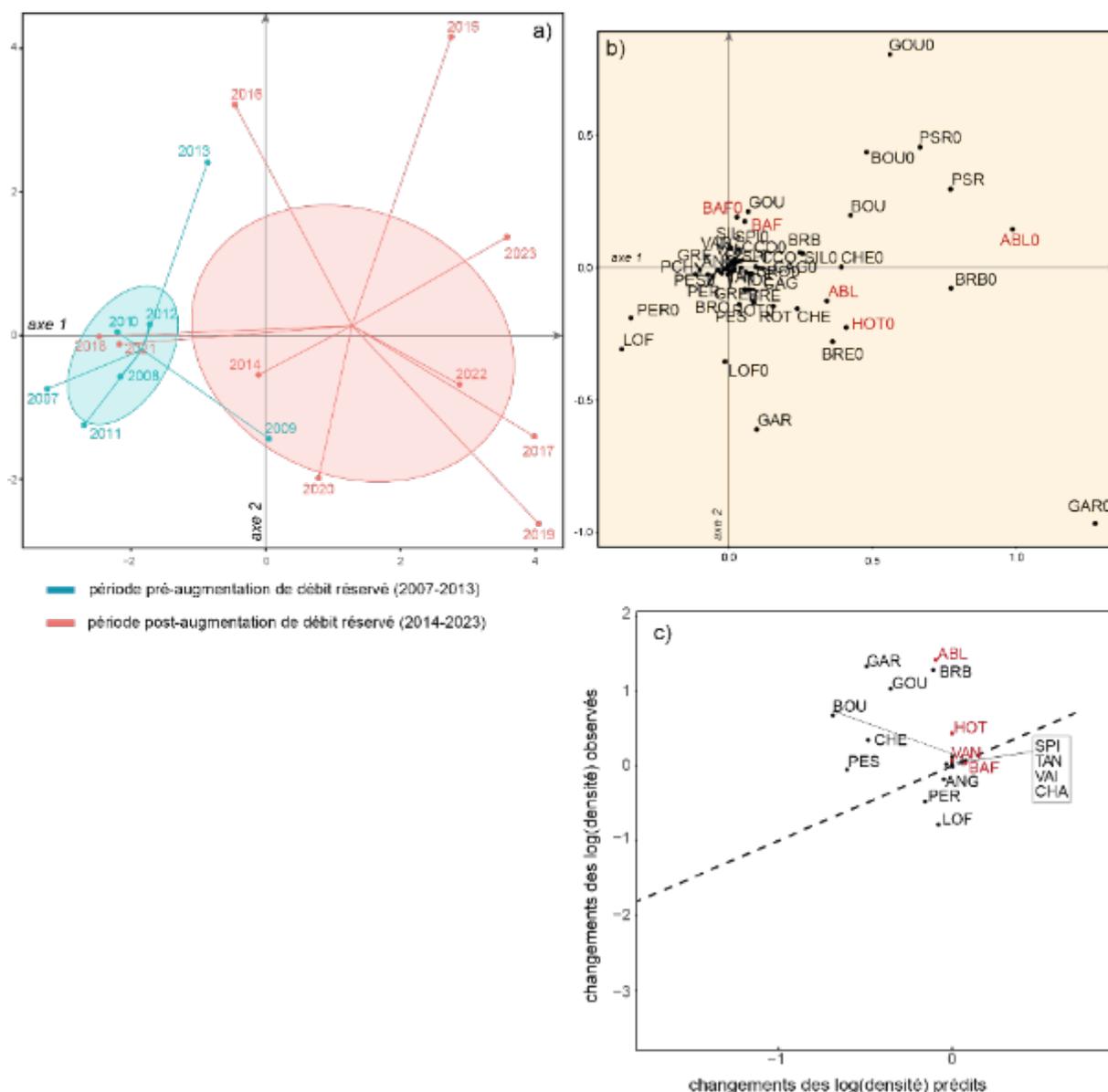


Figure 5.2-23 – ACP centrée réalisée sur les log-densités des espèces par campagne (moyennes entre points) collectées lors des pêches effectuées avant et après augmentation du débit réservé dans le Vieux Rhône de Péage-de-Roussillon. Pour chaque espèce, 2 classes d’âges sont prises en compte : la classe notée « 0 » concerne les poissons nés dans l’année (par exemple « ABL0 » concerne les juvéniles de l’année d’ablettes tandis que « ABL » désigne les poissons d’âge supérieur). a) projection des coordonnées factorielles des pêches annuelles dans le plan 1x2 de l’ACP, trois périodes sont identifiées par les ellipses : la première (en bleu) correspond à la période avant augmentation du débit réservé, les dates post-augmentation de débit réservé sont en rouge ; b) projection des coordonnées factorielles des entités « espèces-classes d’âges » dans le plan 1x2 de l’ACP, les espèces d’eau courante sont indiquées en rouge ; c) changements observés (résultats des pêches réalisées avant et après augmentation du débit réservé) versus changements prédits des log-densités de 17 espèces (moyenne entre campagne des moyennes entre points). Les prédictions correspondent à une mise à jour en 2024 des modèles de Lamouroux & Olivier (2015), en utilisant le logiciel Stathab (<https://ecoflows.inrae.fr/software/>) avec les courbes de préférences biologiques de Lamouroux et al. (1999). La période pré-augmentation de débit réservé est 2007-2013 (débit minimum 10 m3.s-1), la période post-augmentation de débit réservé est 2014-2023 (débit minimum 50 m3.s-1), la droite de régression est représentée par un trait fin, la ligne de correspondance parfaite (x=y) est représentée par un trait gras pointillé. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante sont en rouge.

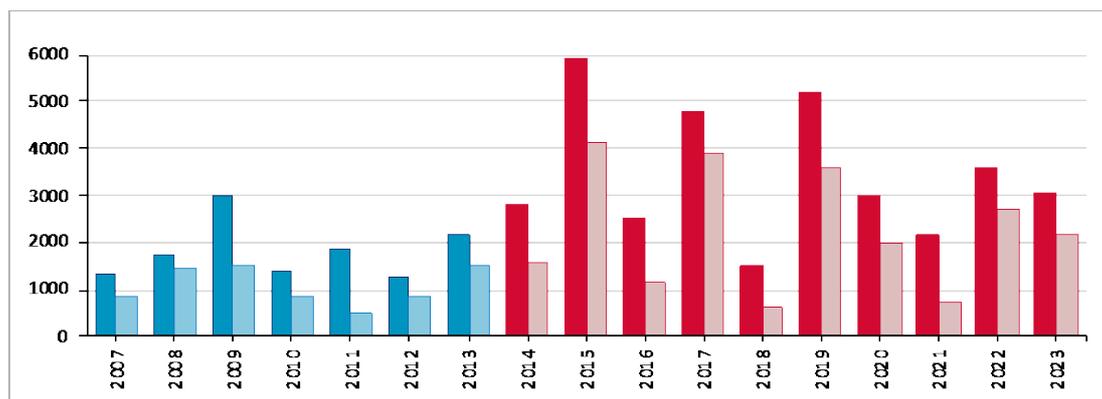


Figure 5.2-24 – Effectifs échantillonnés (en bleu - avant augmentation du débit réservé - et rouge – après augmentation du débit réservé) et effectifs de juvéniles de l'année (en bleu clair et en rose) dans le Vieux Rhône de Péage-de-Roussillon.

Après 2014, les espèces les plus abondantes dans les échantillons sont l'ablette (25% des poissons capturés), le gardon (23%), la bouvière (13%), le goujon asiatique (9,5%), le goujon (8,4%), le chevaine (6,4%) et la brème bordelière (4,7%) (**Figures 5.2-25 et 5.2-26**). Ces espèces supportent facilement des variations de température et d'oxygène dissous et ont, pour la plupart d'entre elles, la capacité de pondre plusieurs fois au cours du printemps et de l'été. Elles possèdent donc des caractéristiques biologiques leur permettant de développer des populations robustes dans des hydrosystèmes fortement impactés (altération de la morphologie, de l'hydrologie et de la physico-chimie de l'eau). Une partie de l'eau réchauffée par le CNPE de Saint-Alban se déverse dans le vieux-Rhône et contribue à son réchauffement. Ainsi la température moyenne annuelle de l'eau est relativement élevée, comprise entre 13,8°C (2013) et 18,2°C (2022) (**Tableau 5.2-3**). Entre 2007 et 2023, la température maximale estivale de 28°C a été atteinte en 2015, 2018, 2019 et 2022. Le passage automnal en dessous de 10°C est tardif (après le 15 novembre) et la remontée de la température de l'eau à la sortie de l'hiver ($T > 10^{\circ}\text{C}$) est relativement précoce (souvent courant février). Le nombre de jour où la température excède 25°C est supérieur (excepté en 2021) à 25 depuis 2015 (maximum 82 en 2022). Ces caractéristiques thermiques favorisent indéniablement les espèces thermophiles dont l'abondance relative est toujours supérieure à 65% depuis 2011 (**Figure 5.2-27**).

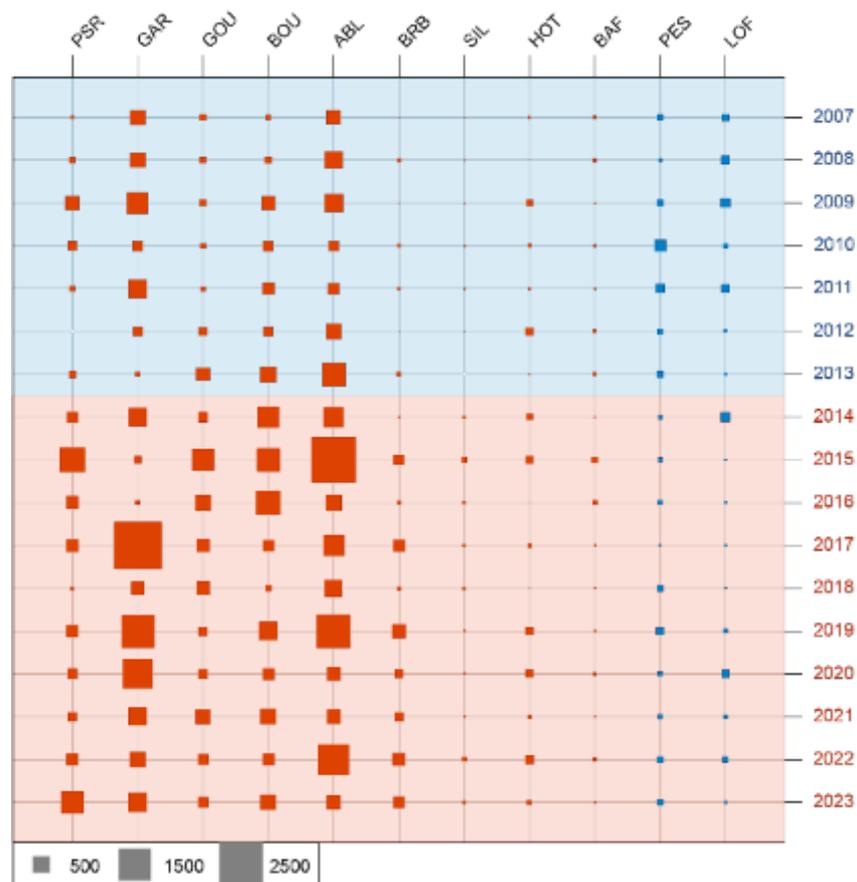


Figure 5.2-25 – Projection des abondances par pêche (effort d'échantillonnage de 100 E.P.A. par an) des espèces dont les abondances ont le plus varié après augmentation du débit réservé (2014). En rouge, les neuf espèces dont la moyenne des densités a augmenté après 2014, en bleu les espèces dont la densité moyenne a diminué à partir de 2014.

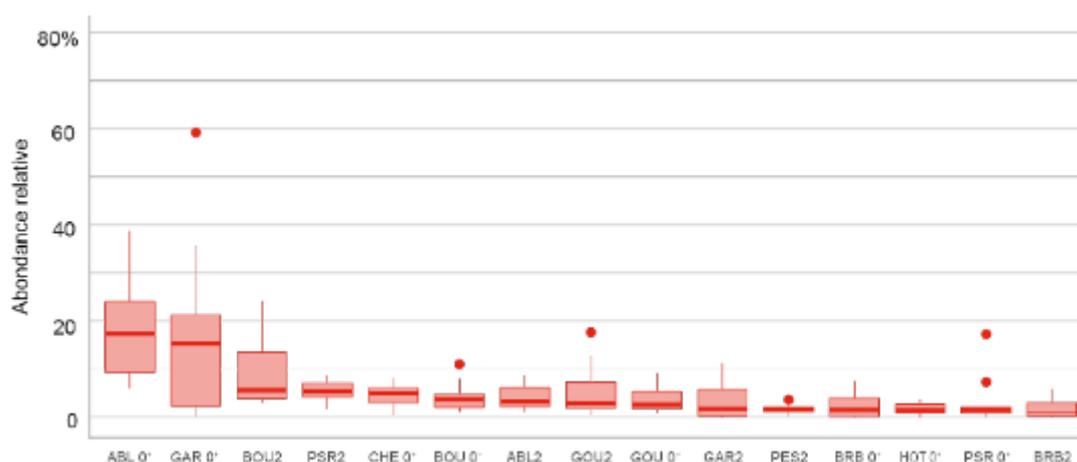


Figure 5.2-26 – Box-plot représentant les abondances relatives des 15 entités « espèces-classes de tailles » les plus abondantes au cours de la période post-augmentation du débit réservé dans le Vieux Rhône de Péage-de-Roussillon. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les 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.

Tableau 5.2-3 : Résumé des caractéristiques thermiques de l’eau dans le Vieux Rhône de Péage-de-Roussillon depuis 2007 : température moyenne annuelle (T°C moy.), température médiane (sur l’année, T°C med.), température minimale enregistrée au cours de l’année (T°C min.), température maximale enregistrée au cours de l’année (T°C max.), somme des degrés-jours où la température de l’eau a été supérieure à 18°C (Σ degrés jours > 18°C), somme des degrés-jours où la température de l’eau a été supérieure à 23°C (Σ degrés jours > 23°C), nombre de jours où la température de l’eau a dépassé 25°C (Nb jours T°C > 25°C), date à laquelle la température de l’eau est passée en dessus de 10°C en fin d’hiver (T°C > 10°C), date à laquelle la température de l’eau est passée en dessous de 10°C à l’automne (T°C < 10°C). Pour les années 2007 à 2009, les chroniques de données utilisées sont des valeurs moyennes journalières. A partir de 2010, des enregistrements au pas de temps horaire ont été utilisés.

Année	T°C moy.	T°C med.	T°C min.	T°C max.	Σ degrés jours > 18°C	Σ degrés jours > 23°C	Nb jours T°C > 25°C	T°C > 10°C	T°C < 10°C
2007	15,38	16,91	5,63	26	3255	312	3	7-mars	04-déc
2008	14,68	14,11	6,09	24,46	2500	546	0	21-févr.	25-nov
2009	15,73	16,1	4,6	25,8	3512	1478	12	15-mars	08-déc
2010	NA	NA	3,2	26,7	2739	1093	26	NA	25-nov
2011	16,87	17,86	4,92	26,38	3950	1378	19	6-févr.	12-déc
2012	14,88	14,92	1,43	27,19	2705	1013	29	26-févr.	28-nov
2013	13,81	12,58	4,51	25,99	2214	937	11	6-mars	20-déc
2014	15,91	16,82	6,43	26,62	3094	946	16	8-mars	28-déc
2015	16,34	16,37	4,82	28,42	3353	2388	61	9-mars	NA
2016	15,36	14,43	6,02	26,28	2795	1313	25	NA	NA
2017	16,56	17,08	4,77	27,88	3814	2013	48	NA	09-déc
2018	16,38	16,39	4,38	28,42	3757	2306	73	4-avr.	24-déc
2019	16,19	15,7	5,85	28,02	3243	1813	54	19-févr.	01-déc
2020	16,06	15,5	7,17	26,82	3047	1537	27	19-févr.	01-déc
2021	15,66	15	4,71	25,42	3278	1116	5	21-févr.	04-déc
2022	18,24	19,06	5,87	28,44	4032	2622	82	24-févr.	16-déc
2023	16,52	15,47	6,59	27,48	3697	2290	41	14-févr.	29-nov

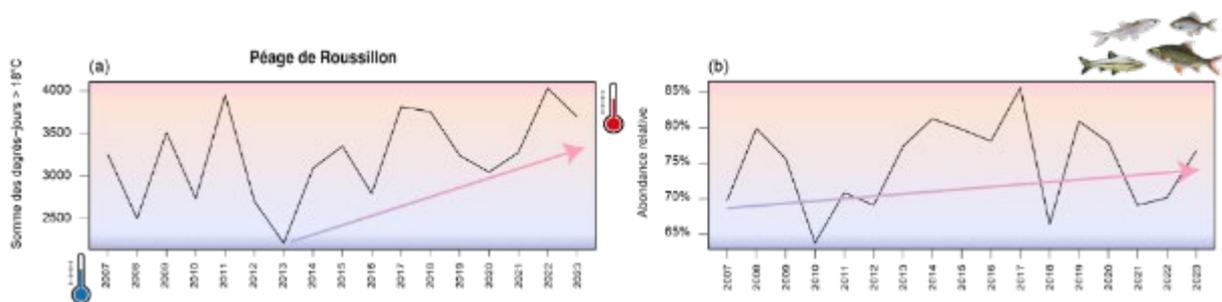


Figure 5.2-27 – (a) Chroniques des sommes de degrés-jours supérieurs à 18°C de 2007 à 2023 (température de l’eau dans le Vieux Rhône de Péage de Roussillon). (b) Abondances relatives annuelles des espèces ayant une affinité forte (tanche, brème commune, brème bordelière, rotengle, poisson-chat et silure) à moyenne (ablette, spirulin, barbeau fluviatile, chevaine, gardon, bouvière et goujon asiatique) pour les températures élevées.

Dans ce contexte hydro-morphologique et thermique, l’évolution du peuplement de poissons et notamment de l’abondance relative de espèces d’eau courante, n’est pas reliée aux prédictions des modèles d’habitat hydraulique (Figures 5.2-23c, 5.2-28). La température et la configuration des habitats (influence du seuil de Peyraud et des lônes) en font un site tout à fait particulier. Les effectifs des populations de barbeaux fluviatiles et de hotus (la présence de la vandoise dans les échantillons est exceptionnelle) n’ont pas augmenté de manière significative après la modification

du débit réservé et la contribution de ablettes à la valeur de la métrique ‘abondance relative des espèces d’eau courante’ est en moyenne de 90% (Figure 5.2-29).

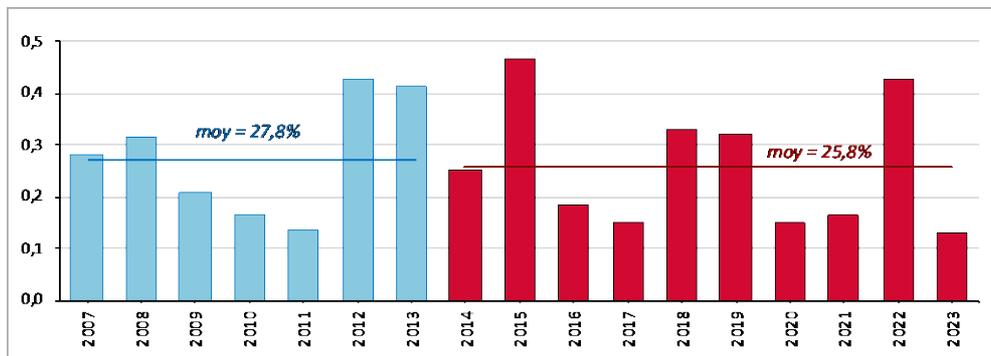


Figure 5.2-28 – Abondances relatives des poissons appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans le Vieux Rhône de Péage-de-Roussillon. La couleur bleue indique des valeurs avant augmentation du débit réservé, la couleur rouge indique des valeurs après augmentation du débit réservé.

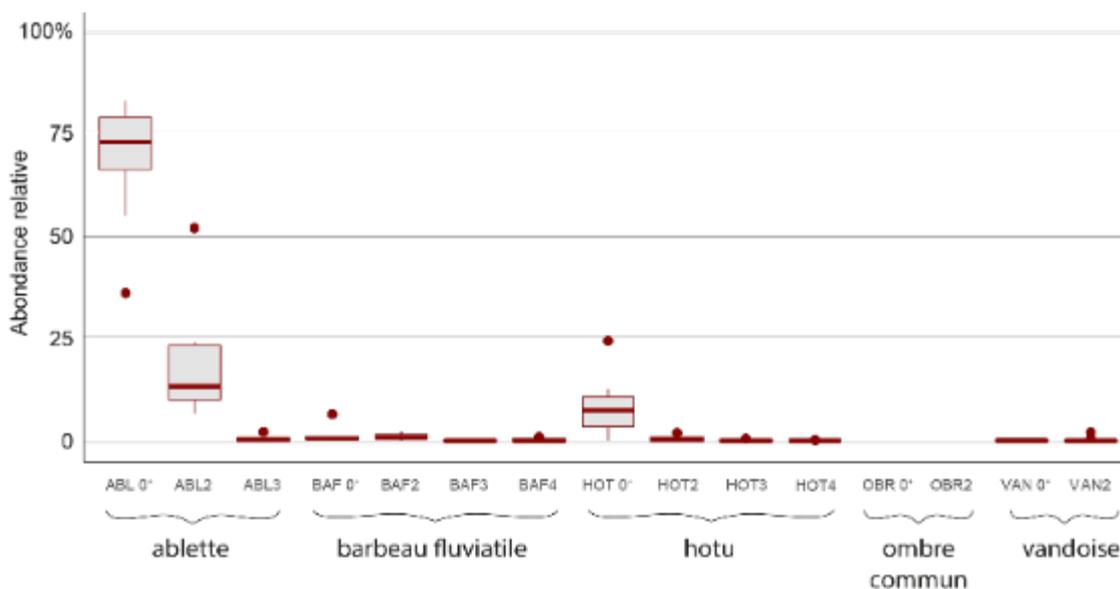


Figure 5.2-29 – Abondances relatives (calculées par rapport aux effectifs des espèces d’eau courante, données post-augmentation de débit réservé) des différentes classes de tailles de chacune des espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans le Vieux Rhône Péage-de-Roussillon. Les 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.

5.2.5 Vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon

Les trois secteurs de Baix - Le Logis Neuf, Montélimar et Donzère sont situés en aval de la confluence avec l'Isère, affluent froid du Rhône et se suivent sur un linéaire d'environ 66 km. Bien que géographiquement très proches, ils diffèrent par leurs caractéristiques morphologiques et hydrauliques.

Une grande partie du Vieux Rhône de Baix (5,5 km sur 8 km) est située dans le remous de l'aménagement hydroélectrique de Montélimar, la partie courante de ce tronçon (~2,5 km) est donc présente uniquement dans la partie amont du Vieux Rhône. Comme dans les Vieux Rhône de Montélimar et de Donzère, la construction des endiguements Girardon, les extractions de granulats et l'implantation des barrages ont conduit à une très forte érosion des matériaux grossiers du fond (graviers et galets) laissant soit un pavage, soit des affleurements de roche-mère (Parrot, 2015). Ces habitats benthiques ont une faible valeur écologique, tant pour les macroinvertébrés benthiques que pour les poissons. Avant le 1^{er} janvier 2014, le débit réservé était de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 1^{er} septembre au 31 mars et de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 1^{er} avril au 31 août. Il a été augmenté le 1^{er} janvier 2014 et fixé à $73 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ toute l'année. Au débit minimum, la vitesse moyenne est passée de 0.17 à $0.47 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

Seuls les 7 premiers kilomètres du Vieux Rhône de Montélimar sont courants (longueur totale 13km), la partie aval est dans le remous de l'aménagement de Donzère-Mondragon. Ce secteur comporte de nombreux radiers et reçoit le Roubion en rive gauche et plusieurs îles sont présentes. Avant le 1^{er} janvier 2014, le débit réservé variait entre 15 et $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en fonction du débit du Rhône, sa valeur a été fixée à $75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du (1/20^{ème} du module) à partir du 1^{er} janvier 2014. Au débit minimum, la vitesse moyenne a moins augmenté qu'à Baix, passant de 0.15 à $0.36 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

Le Vieux Rhône de Donzère est le plus long des tronçons court-circuités du Rhône (29 km), les 19 premiers kilomètres sont courants et de nombreux radiers sont présents. Avant le 1^{er} janvier 2014, le débit réservé était de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Sa valeur a été fixée à $75,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du (1/20^{ème} du module) à partir du 1^{er} janvier 2014. Au débit minimum, la vitesse moyenne a peu changé, passant de 0.47 à $0.53 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

L'effort d'échantillonnage annuel des poissons dans ces trois Vieux Rhône est de :

- Baix – Le Logis Neuf : 75 à 100 E.P.A.
- Montélimar : 100 à 202 E.P.A.
- Donzère : 150 à 207 E.P.A.

Au cours de la période d'échantillonnage, le nombre d'espèces échantillonnées a été de 26 dans le Vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf (nombre compris entre 14 (2012 et 2022) et 22 (2021)), de 27 dans le Vieux Rhône de Montélimar (nombre compris entre 14 (2014) et 23 (2006)) et de 26 dans le Vieux Rhône de Donzère (nombre compris entre 15 (2008) et 21 (2010)) (**Figure 5.2-30**).

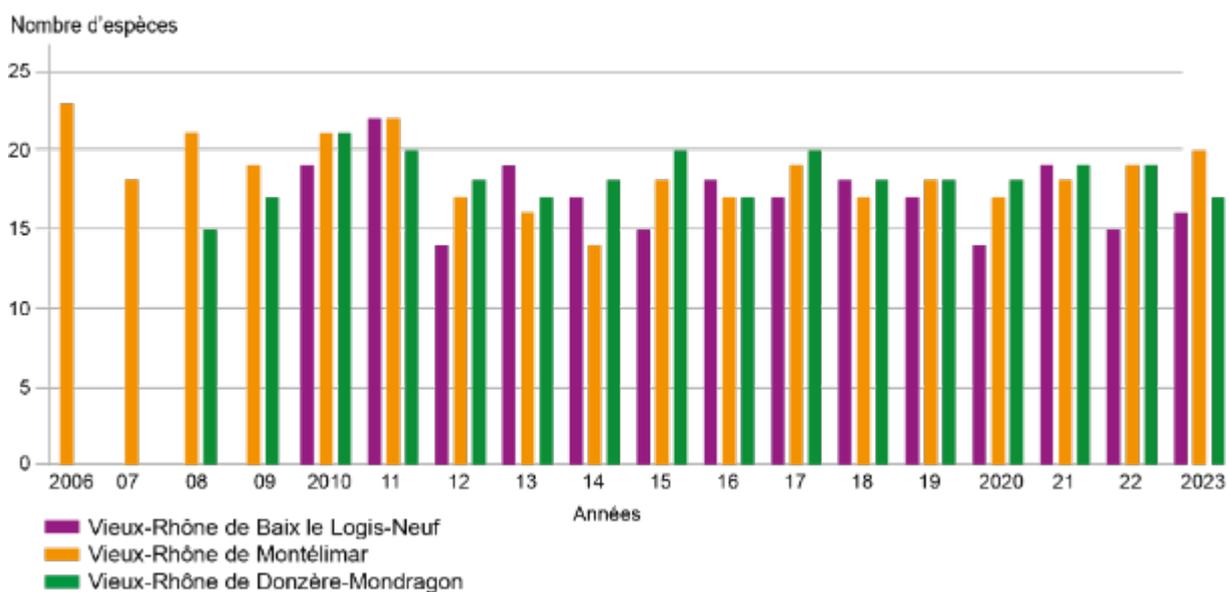


Figure 5.2-30 – Nombre d’espèces recensées dans les vieux -Rhône Baix, Montélimar et Donzère-Mondragon depuis le début du suivi.

Comme pour les données des trois secteurs du Haut-Rhône, le jeu de données comprenant les données collectées dans les trois Vieux Rhône ont été analysées avec la méthode d’analyse ACT-STATIS. Le principe d’analyse est le même que dans le cas des données du Haut-Rhône (tableaux appariés par leurs colonnes (espèces-classes d’âges)).

La représentation des valeurs propres de cette analyse conduit à conserver 2 axes pour les représentations graphiques. L’analyse permet la représentation d’une typologie de référence des taxons (carte factorielle des « espèces-classes d’âges »). Les lignes des tableaux de départ (pêches annuelles) sont superposées sur les axes du compromis et permettent de visualiser la variabilité interannuelle pour un secteur donné (**Figure 5.2-31**). Les entités « espèces-classes de tailles » s’ordonnent sur un gradient d’abondance sur l’axe 1 (les valeurs négatives, à gauche, sont associées à des abondances fortes) dans le plan 1x2 du compromis, (voir les **Figures 5.2-32 à 5.2-34** pour le détail de l’évolution des effectifs échantillonnés dans les trois Vieux Rhône). L’axe 2 décrit plutôt, mais de manière non-exhaustive, des différences pré et post-augmentation de débit réservé.

L’analyse met en évidence une similarité de la structure temporelle des assemblages de poissons des deux Vieux Rhône de Montélimar et de Donzère-Mondragon (**Figure 5.2-31b**). Dans ces deux tronçons, les différences de structures de peuplements de poissons avant et après augmentation des débits réservés sont un peu plus marquées à Montélimar qu’à Donzère (**Figure 5.2-31d**). Les assemblages d’espèces dans ces deux Vieux Rhône diffèrent de ceux du Vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf. Dans ce dernier tronçon, la différence de structure de peuplement est plus marquée entre les périodes pré- et post-augmentation de débit réservé.

Les changements observés sont bien plus marqués dans le vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf. Avant augmentation du débit réservé, le vairon (~36% des poissons échantillonnés), le goujon (10% des poissons échantillonnés), les juvéniles de chevaines et d’ablettes ainsi que la loche franche constituaient l’essentiel des poissons échantillonnés, les abondances relatives du hotu (~6%,

juvéniles de l'année et adultes) et de barbeau fluviatile (~3%) étaient relativement faibles. Après augmentation du débit réservé, l'abondance relative du vairon a fortement baissé (13%) alors que celle de l'ablette a augmenté (30%, juvéniles de l'année et adultes) ainsi que celle du spirin et de la brème bordelière. Ainsi, à partir de 2014, les espèces dont les abondances relatives sont les plus élevées (toutes classes de tailles confondues) sont l'ablette, le goujon, le vairon et le chevaine, ainsi que les juvéniles de l'année de spirin (**Figures 5.2-31c et 5.2-35**). Les abondances relatives des barbeaux fluviatiles et des hotus ont varié sensiblement après l'augmentation du débit réservé avec une baisse sensible des abondances relatives des juvéniles de l'année (excepté en 2023 pour les 0+ de hotu) et des poissons plus âgés (**Figure 5.2-36**). Néanmoins, les modifications de structure du peuplement de poissons sont fortes et conformes aux changements prédits par les modèles d'habitat hydraulique (**Figure 5.2-37**). L'abondance relative des espèces d'eau courante a augmenté depuis 2015 et ce notamment en raison de la forte augmentation de l'abondance des ablettes dans les échantillons (**Figures 5.2-38a et 5.2-39a**).

L'augmentation de débit réservé dans les Vieux Rhône de Montélimar et Donzère a été plus faible qu'à Baix - Le Logis Neuf, avec des augmentations de vitesses moindres. La variabilité temporelle des effectifs capturés (**Figures 5.2-33 et 5.2-34**) est à mettre en relation avec la variation des conditions hydro-climatiques, généralement traduites par des effectifs (surtout des juvéniles de l'année) plus importants les années ayant des périodes estivales et post-estivales chaudes (2015, 2016, 2022). Dans les deux Vieux Rhône, la proportion de juvéniles de l'année dans les échantillons est généralement importante (en moyenne 58% des effectifs totaux dans le Vieux Rhône de Montélimar après modification du débit réservé et 68% dans le Vieux Rhône de Donzère). En cohérence avec les plus faibles variations des conditions hydrauliques dans ces deux Vieux Rhône après modification du débit réservé, la structure des assemblages a peu changé (**Figure 5.2-40**). L'abondance relative des poissons appartenant à la guide des espèces d'eau courante a peu varié après modification du débit réservé (**Figure 5.2-38 b et c**) et les valeurs de cette métrique sont majoritairement conditionnées par les effectifs d'ablettes, notamment les juvéniles de l'année (0+) (**Figure 5.2-39 b et c**). Les changements de densités des espèces diffèrent des changements prédits par les modèles d'habitat hydraulique, notamment à Montélimar. Dans les deux Vieux Rhône, les densités des barbeaux fluviatiles et des hotus sont plus faibles qu'attendues après augmentation de débit réservé (**Figures 5.2-42 et 5.2-43**). Comme à Pierre-Bénite et à Péage-de-Roussillon, à partir de 2015, l'abondance relative de l'ablette a augmenté, en particulier celle des juvéniles de l'année, ainsi que celle du goujon et de deux espèces thermophiles, le goujon asiatique et le spirin (**Figures 5.2-31d, 5.2-35 et 5.2-38**). Ces observations sont sans doute à mettre en lien avec l'évolution de la température depuis 2015, ainsi qu'à l'influence potentielle des chasses sédimentaires de l'Isère sur les habitats de reproduction.

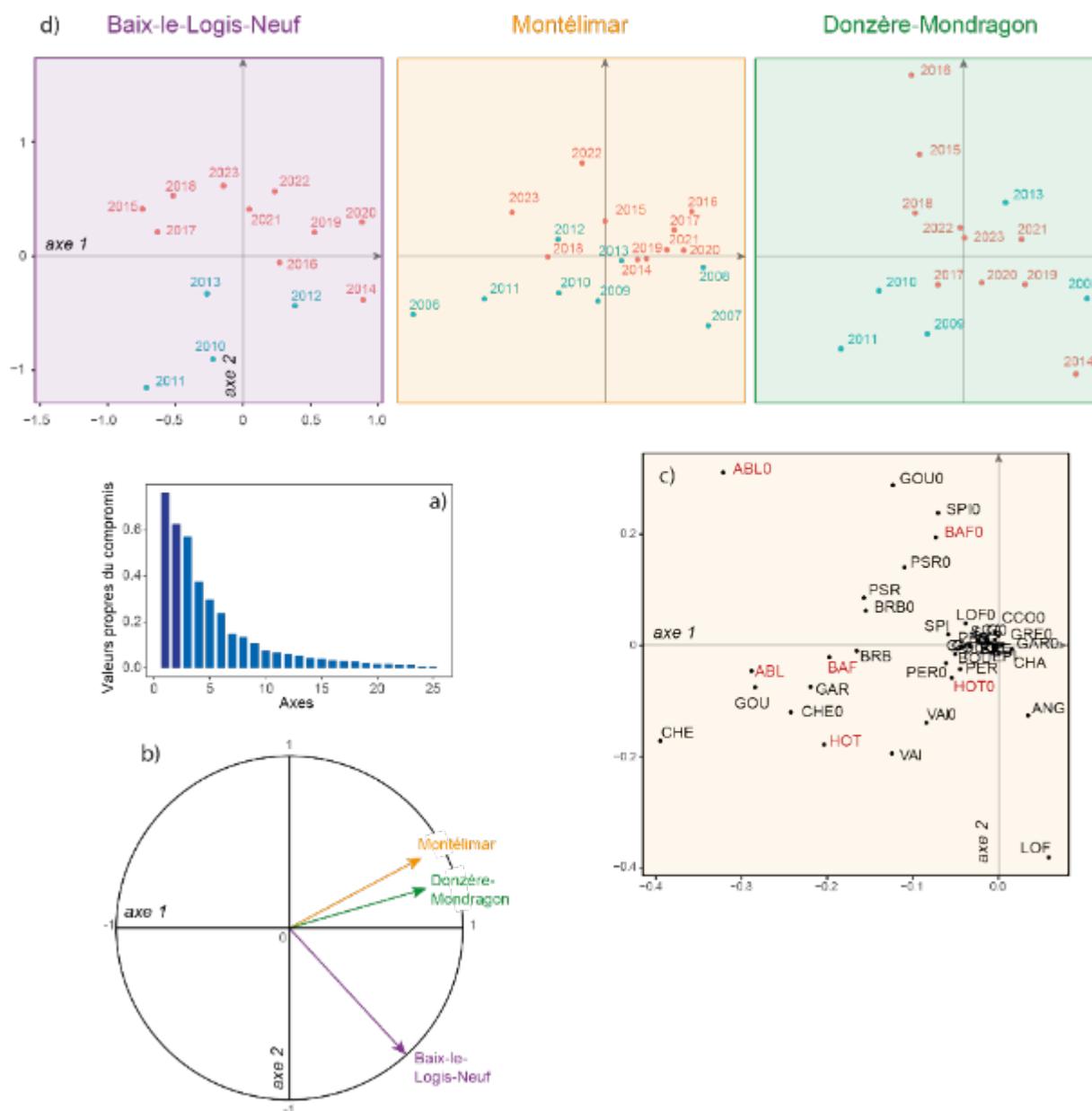


Figure 5.2-31 – Expression graphique des résultats de l’analyse STATIS réalisée sur les log-densités des espèces par campagne (moyennes entre points) collectées lors des pêches effectuées avant et après augmentation du débit réservé dans Vieux Rhône de Baix, Montélimar et Donzère-Mondragon. Pour le secteur de Baix, les données pré-restauration couvrent la période 2010-2013, les données post-restauration concernent les pêches réalisées à partir de 2014. Pour le secteur de Montélimar, les données pré-restauration couvrent la période 2006-2013, les données post-restauration concernent les pêches réalisées à partir de 2014. Pour le secteur de Donzère-Mondragon, les données pré-restauration couvrent la période 2008-2013, les données post-restauration concernent les pêches réalisées à partir de 2014. Pour chaque espèce, 2 classes d’âges sont prises en compte : la classe notée « 0 » concerne les poissons nés dans l’année (par exemple « ABL0 » concerne les juvéniles de l’année d’ablette tandis que « ABL » désigne les poissons d’âge supérieur). a) graphe des valeurs propres de l’analyse du compromis, b) représentation des 3 composantes du premier vecteur propre de la matrice des RV donnant une image euclidienne de la ressemblance entre les 3 tableaux, c) typologie de référence des taxons (carte factorielle des « espèces-classes d’âges » dans le plan formé par les 2 premiers axes de l’analyse du compromis), les espèces d’eau courante sont indiquées en rouge, d) projection des dates d’échantillonnage des poissons dans les trois secteurs dans le plan factoriel 1 x 2 de l’analyse du compromis mettant en évidence les différences de trajectoires entre les 3 secteurs.

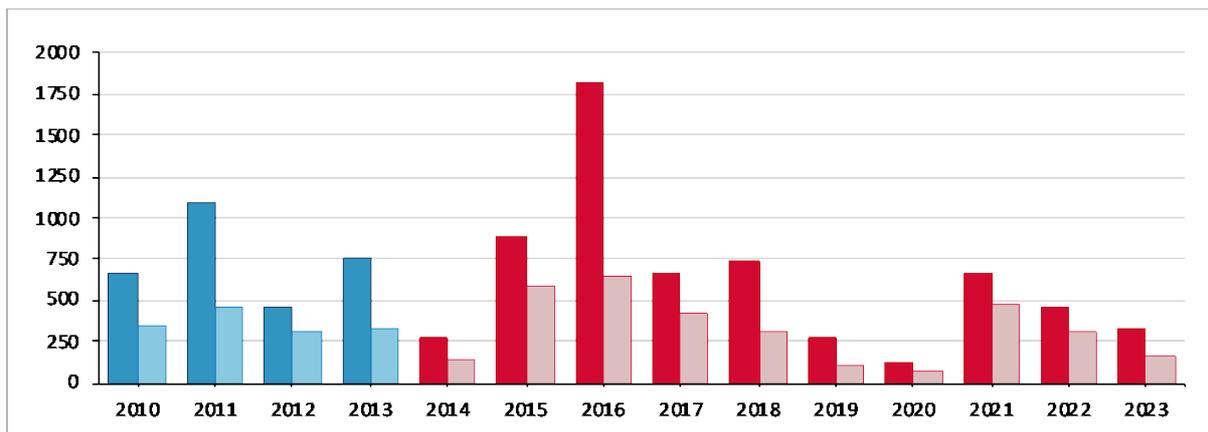


Figure 5.2-32 – Effectifs échantillonnés (en bleu - avant augmentation du débit réservé - et rouge – après augmentation du débit réservé) et effectifs de juvéniles de l’année (en bleu clair et en rose) dans le Vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf.

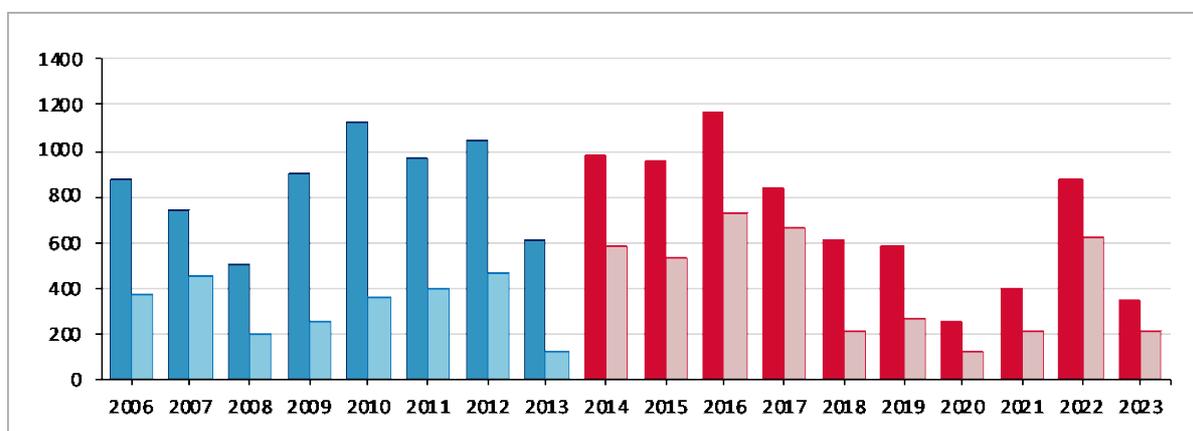


Figure 5.2-33 – Effectifs échantillonnés (en bleu - avant augmentation du débit réservé - et rouge – après augmentation du débit réservé) et effectifs de juvéniles de l’année (en bleu clair et en rose) dans le Vieux Rhône de Montélimar.

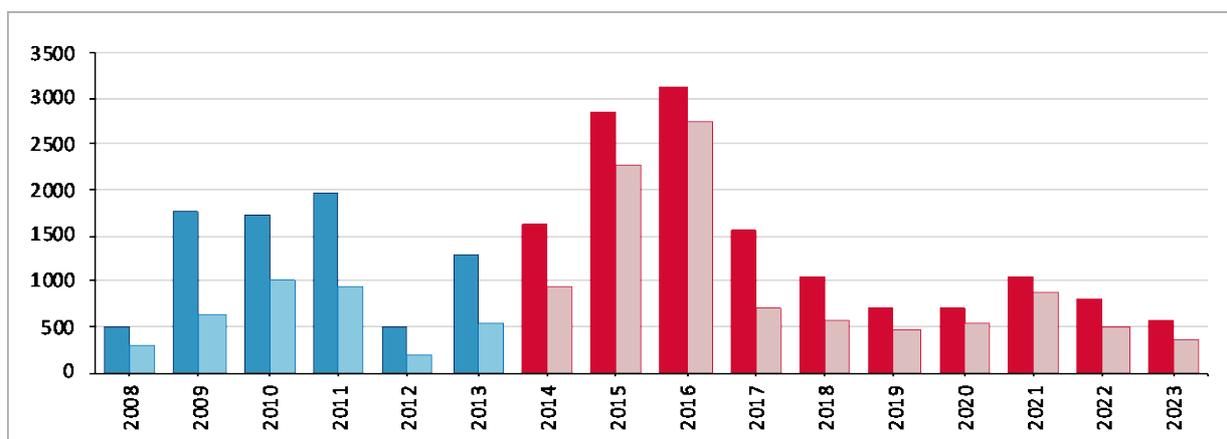


Figure 5.2-34 – Effectifs échantillonnés (en bleu - avant augmentation du débit réservé - et rouge – après augmentation du débit réservé) et effectifs de juvéniles de l’année (en bleu clair et en rose) dans le Vieux Rhône de Donzère-Mondragon.

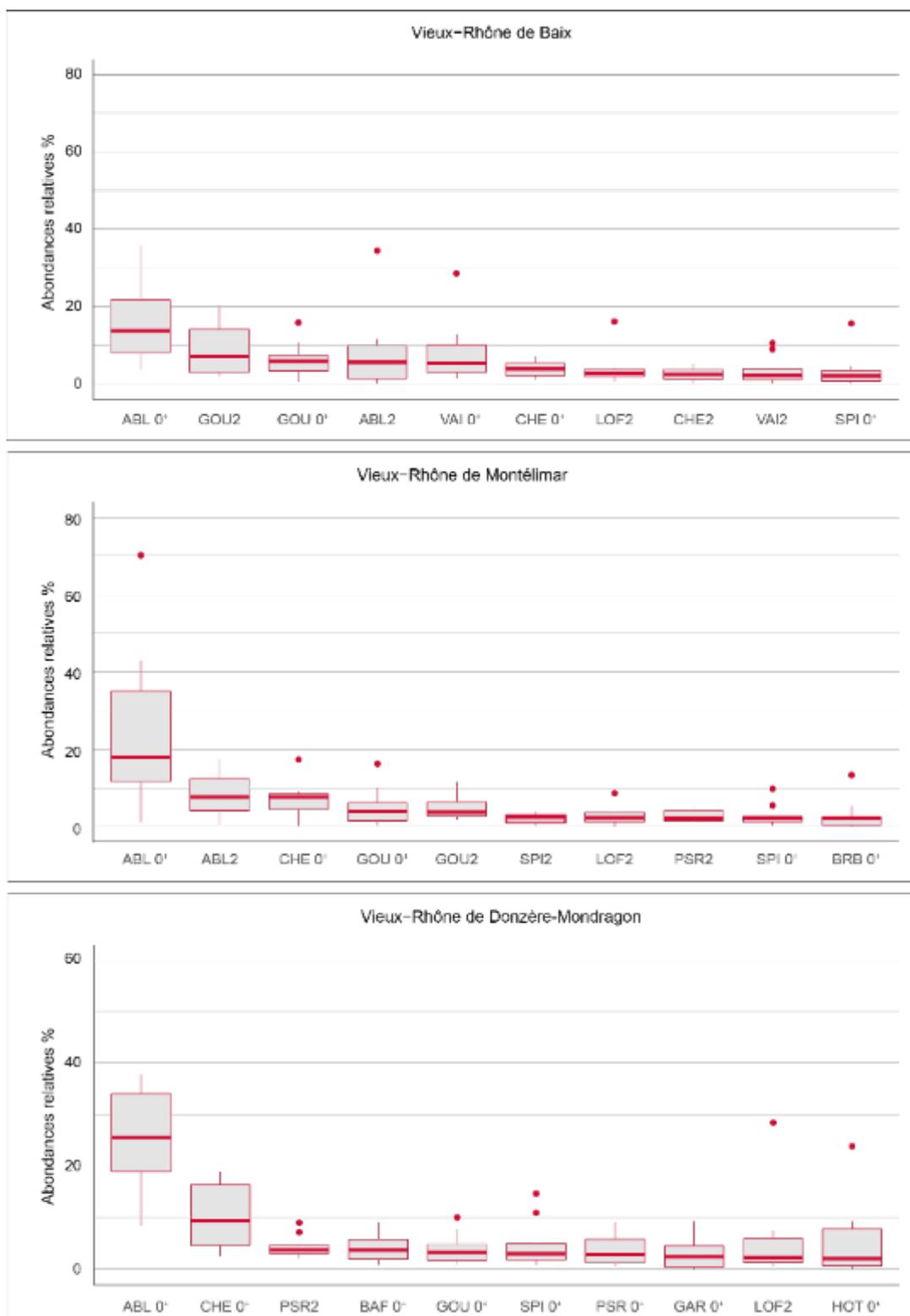


Figure 5.2-35 – Box-plot représentant les abondances relatives des 10 entités « espèces-classes de tailles » les plus abondantes au cours de la période post-augmentation du débit réservé dans les trois Vieux Rhône de Baix, Montélimar et Donzère-Mondragon. Les limites des classes de tailles pour les différentes 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.

Vieux Rhône de Baix- Le Logis-Neuf

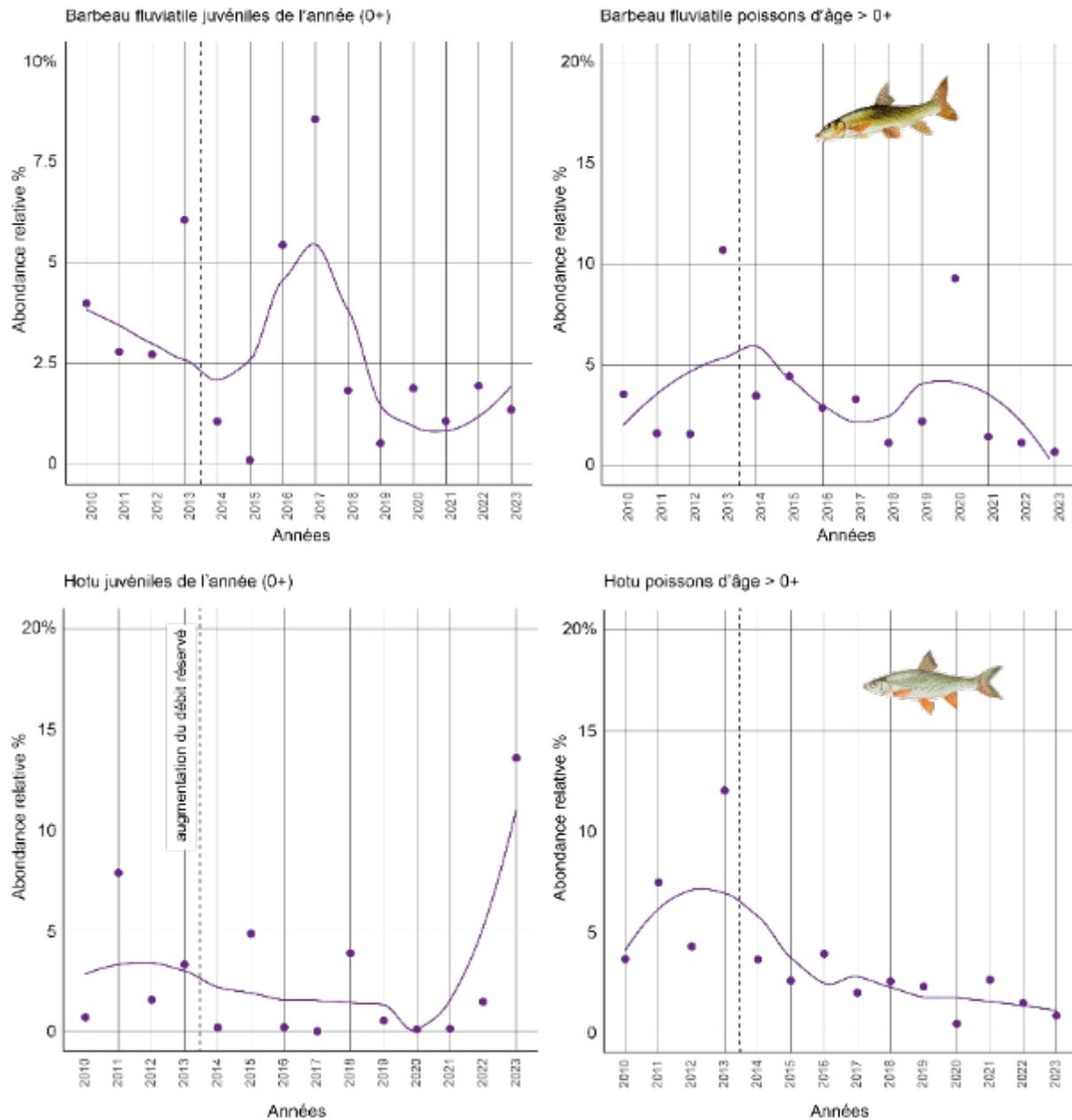


Figure 5.2-36 – Évolution des abondances relatives des juvéniles de l'année de barbeaux fluviatiles et de hotus dans le Vieux Rhône de Baix – Le Logis-Neuf. Le trait pointillé vertical marque la date de l'augmentation du débit réservé.

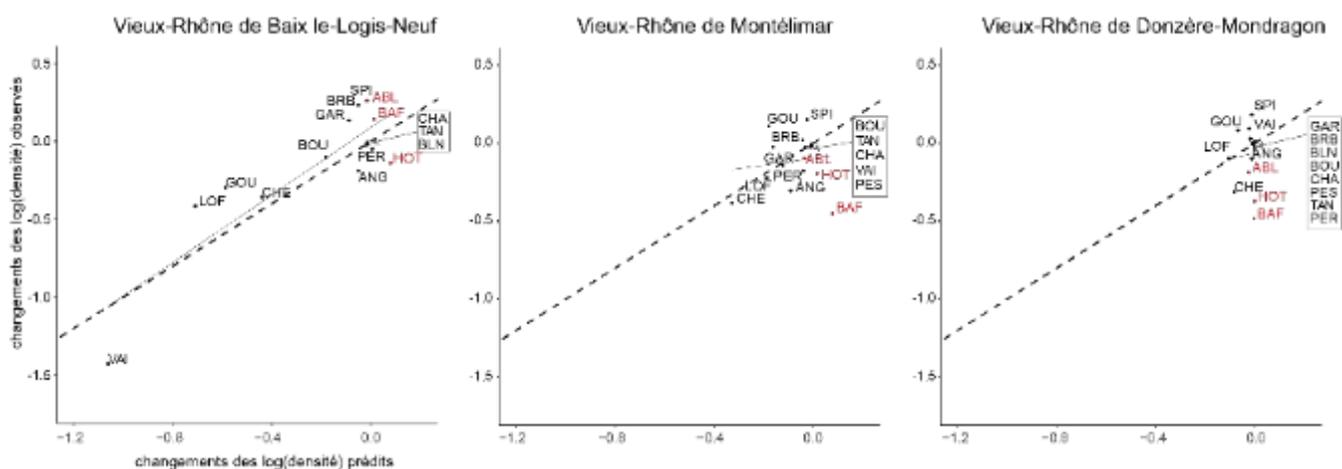


Figure 5.2-37 – Changements observés (résultats des pêches réalisées avant et après augmentation du débit réservé minimum dans les Vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon) versus changements prédits des log-densités des espèces (moyenne entre campagne des moyennes entre points). Les prédictions correspondent à une mise à jour en 2024 des modèles de Lamouroux & Olivier (2015), en utilisant le logiciel Stathab (<https://ecoflows.inrae.fr/software/>) avec les courbes de préférences biologiques de Lamouroux et al. (1999). Pour le vieux-Rhône de Baix, modélisation pour 16 espèces, période pré-augmentation de débit réservé 2010-2013 (débit minimum 10 m3.s-1), période post-augmentation de débit réservé 2014-2023 (débit minimum 74,5 m3.s-1) ; pour le vieux-Rhône de Montélimar, modélisation pour 16 espèces, période pré-augmentation de débit réservé 2006-2013 (débit minimum 15 m3.s-1), période post-augmentation de débit réservé 2014-2023 (débit minimum 74,5 m3.s-1) ; pour le vieux-Rhône de Donzère-Mondragon, modélisation pour 17 espèces, période pré-augmentation de débit réservé 2008-2013 (débit minimum 60 m3.s-1), période post-augmentation de débit réservé 2014-2023 (débit minimum 74,5 m3.s-1). Les espèces d’eau courante sont indiquées en rouge. La droite de régression est représentée par un trait fin, la ligne de correspondance parfaite (x=y) est représentée par un trait gras pointillé. Les espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante sont en rouge.

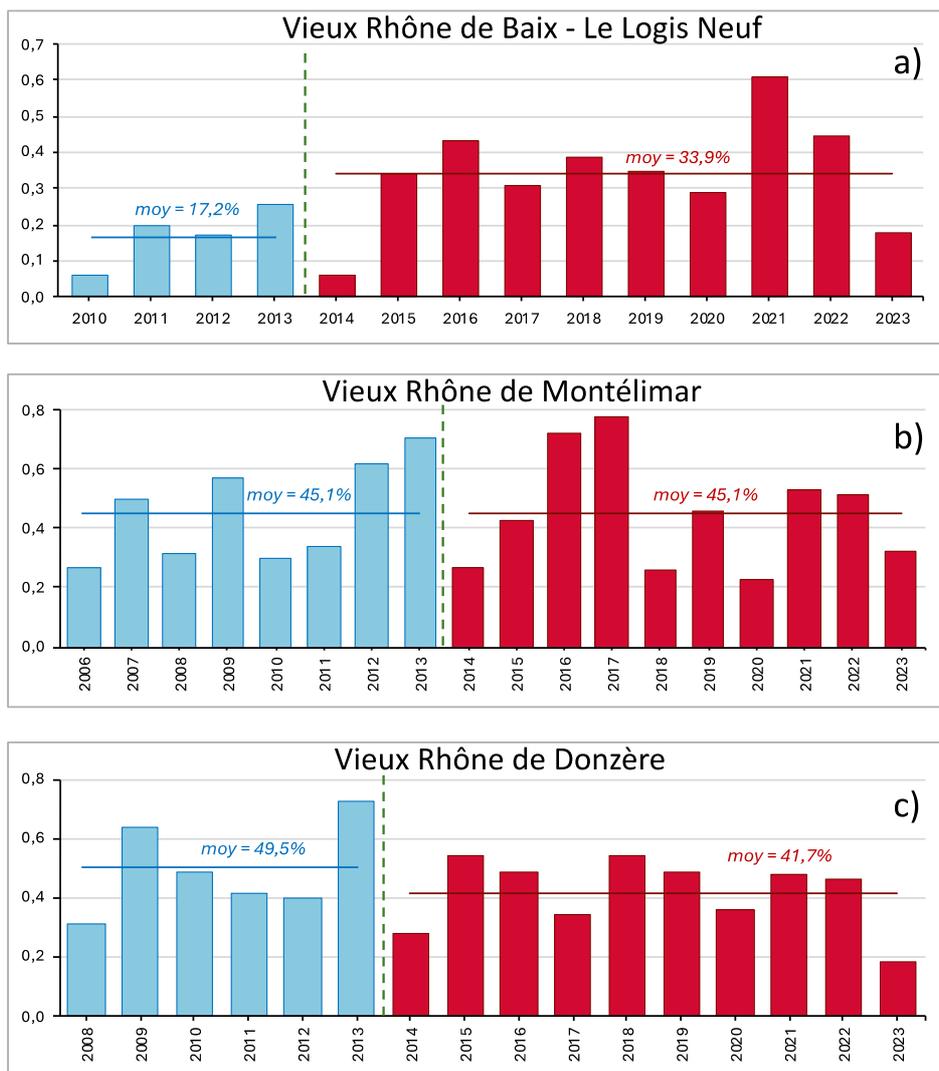


Figure 5.2-38 – Abondances relatives des poissons appartenant à la guildes d'espèces d'eau courante dans les Vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf (a), de Montélimar (b) et de Donzère-Mondragon (c). La couleur bleue indique des valeurs avant augmentation des débits réservés, la couleur rouge indique des valeurs après augmentation des débits réservés.

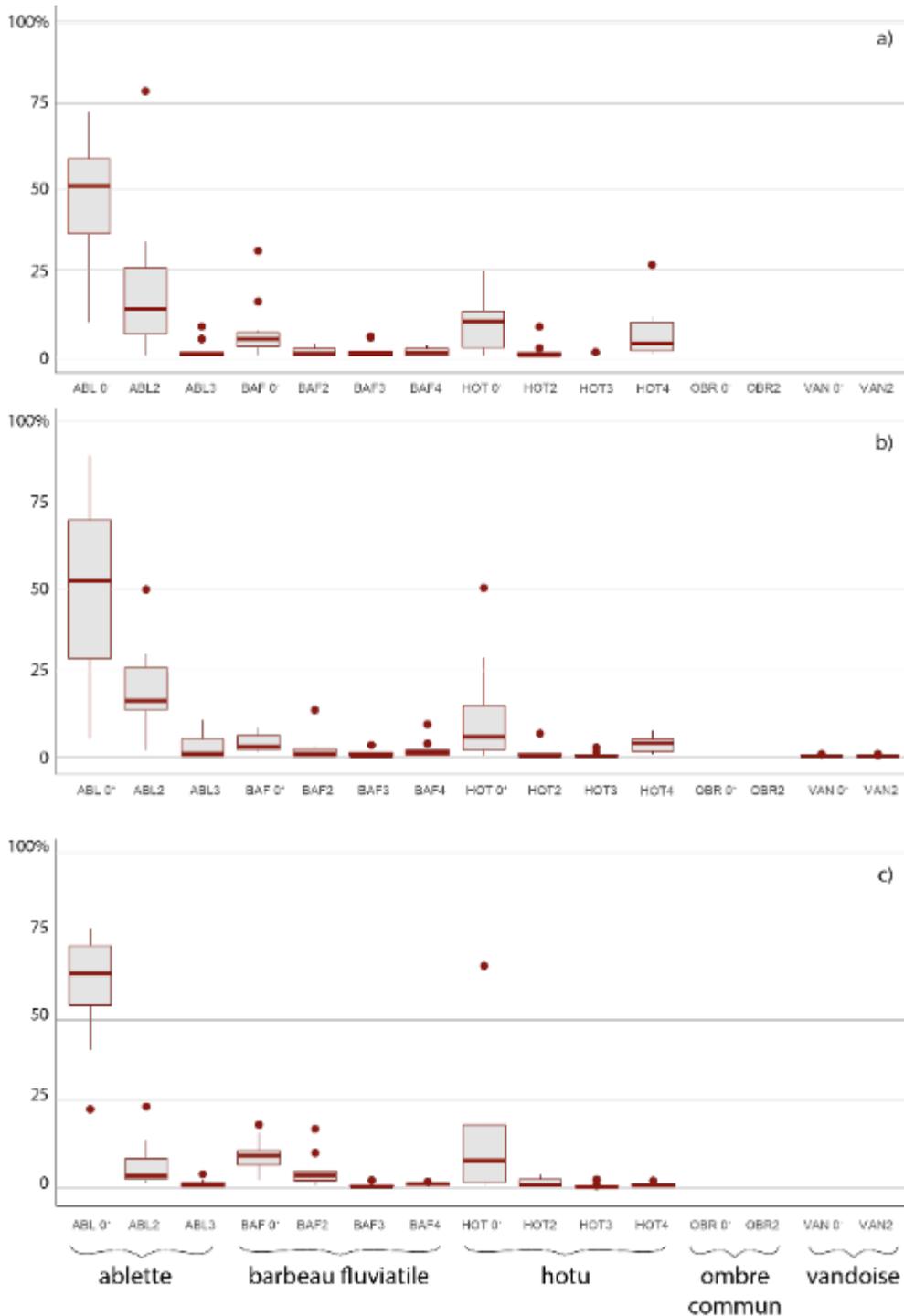


Figure 5.2-39 – Abondances relatives (calculées par rapport aux effectifs des espèces d’eau courante, données post-augmentations de débit réservé) des différentes classes de tailles de chacune des espèces appartenant à la guildes des espèces d’eau courante dans les trois Vieux Rhône Baix - Le Logis Neuf (a), de Montélimar (b) et de Donzère-Mondragon (c). 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.

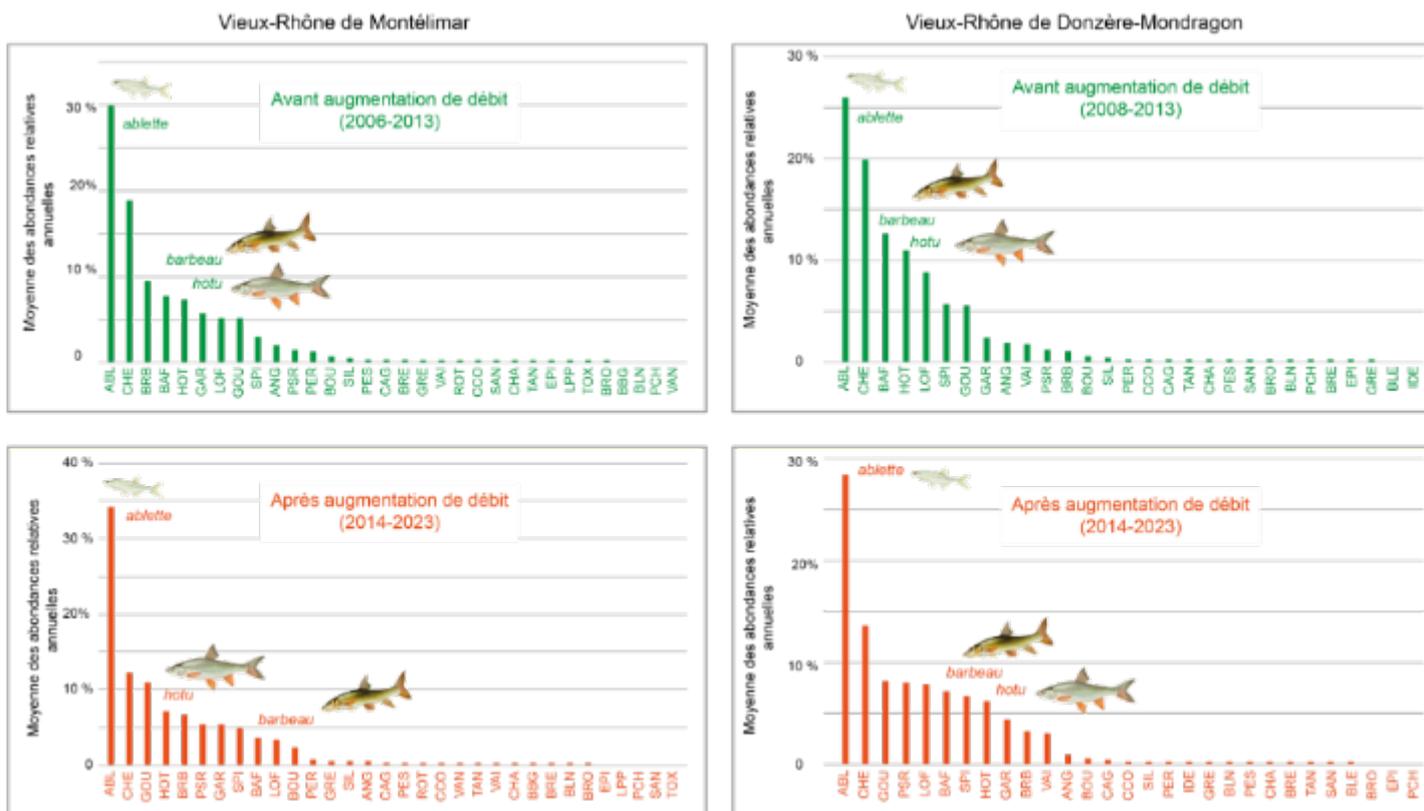


Figure 5.2-40 – Abondances relatives des espèces échantillonnées avant et après modification du débit réservé dans les Vieux Rhône de Montélimar (à gauche) et de Donzère-Mondragon (à droite).

Vieux Rhône de Montélimar

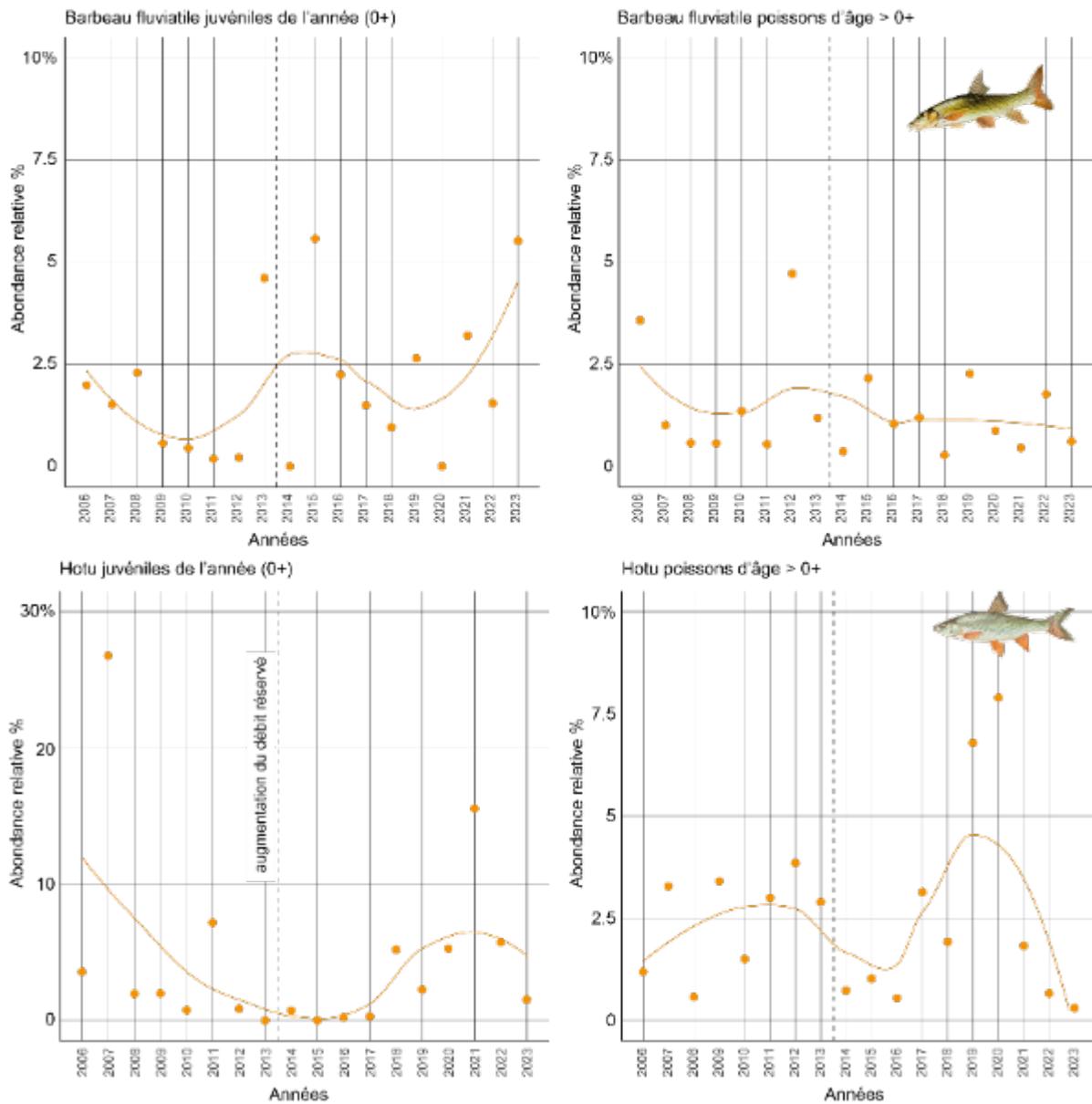


Figure 5.2-41A12 – Evolution des abondances relatives des juvéniles de l'année de barbeaux fluviatiles et de hotus dans le Vieux Rhône de Montélimar. Le trait pointillé vertical marque la date de l'augmentation du débit réservé.

Vieux Rhône de Donzère

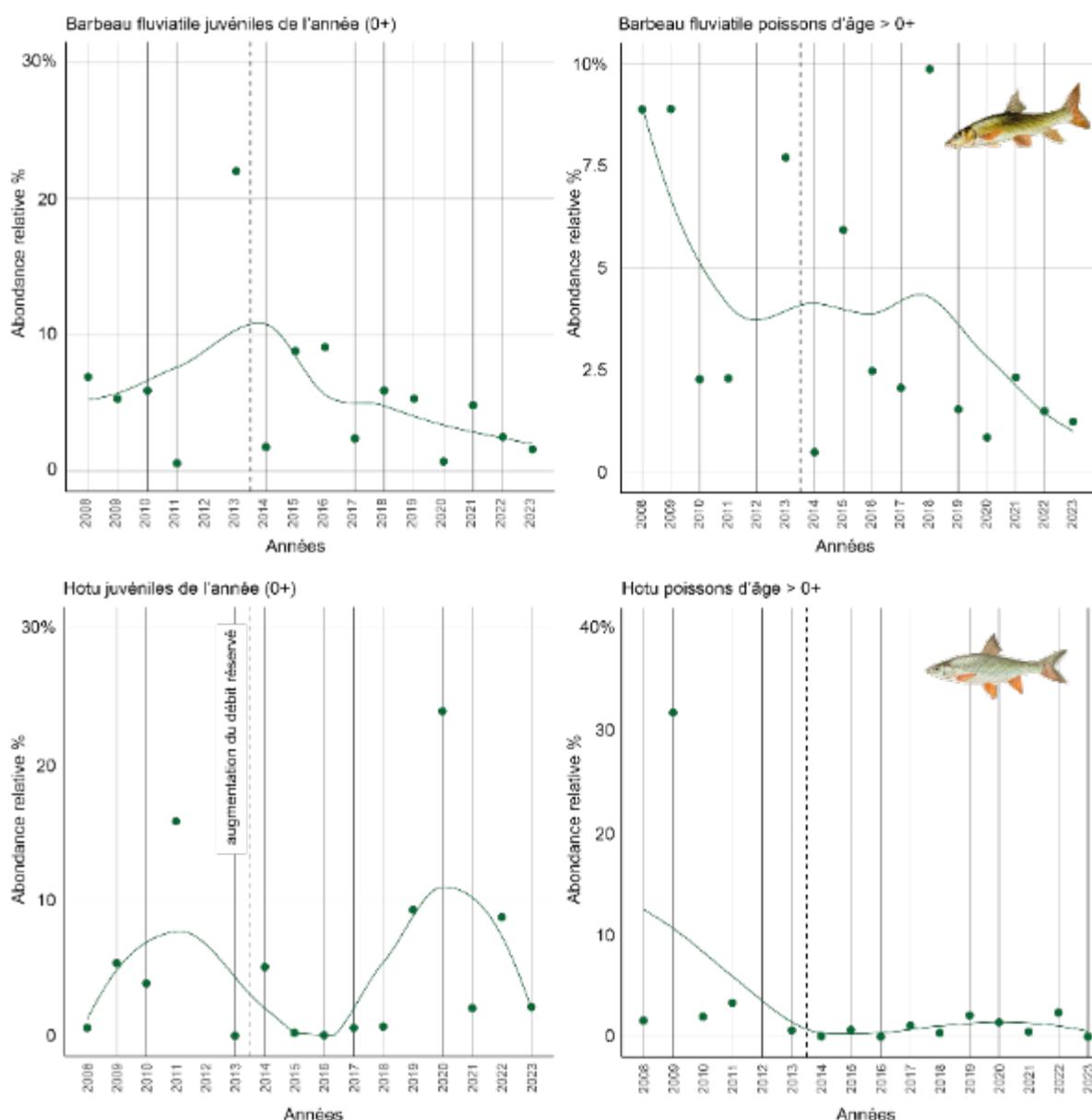


Figure 5.2-42A13 – Évolution des abondances relatives des juvéniles de l'année de barbeaux fluviatiles et de hotus dans le Vieux Rhône de Donzère-Mondragon. Le trait pointillé vertical marque la date de l'augmentation du débit réservé.

Après augmentation des débits réservés dans les trois Vieux Rhône, la valeur de l'abondance relative des poissons appartenant à la guildes des espèces d'eau courante est légèrement plus élevée dans les Vieux Rhône de Montélimar et de Donzère, la valeur de la métrique a fortement augmenté à Baix - Le Logis Neuf (passage d'une valeur moyenne de 17,2% avant 2014 à 33,9% après augmentation du débit réservé) et se rapproche de la valeur observée dans les deux autres Vieux Rhône (**Figure 5.2-43**). Dans les Vieux Rhône de Montélimar et de Donzère, les abondances de barbeaux et de hotus restent néanmoins faibles (et décevantes) par rapport aux attentes

initiales. Dans le Vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf, l'augmentation de débit associée aux apports de graviers et de galets par recharge sédimentaire pourraient à moyen terme offrir pour ces populations des conditions de reproduction et de recrutement plus favorables.

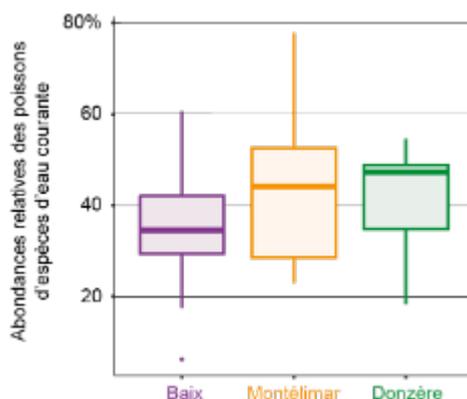


Figure 5.2-43A14 – Box-plot des abondances relatives des poissons appartenant à la guildes des espèces d'eau courante dans les Vieux Rhône de Baix - Le Logis Neuf, de Montélimar et de Donzère-Mondragon après modification des débits réservés.

5.2.6 Conclusion

L'augmentation du débit réservé en aval des barrages de dérivation est considérée sur le Rhône comme un levier important de réhabilitation des communautés aquatiques fluviales. Pour les huit tronçons pris en compte dans le cadre du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône, des simulations des effets des augmentations de débit sur les distributions de fréquence de vitesses de courant et de hauteurs d'eau dans les Vieux Rhône ont été réalisées afin d'optimiser les futures valeurs de débits réservés en couplant les modèles hydrauliques statistiques et les modèles de préférence d'habitat des espèces de poissons (Lamouroux *et al.*, 1999).

Dans ces sections court-circuitées, l'augmentation du débit réservé a essentiellement pour conséquence une augmentation de la proportion des habitats « courants et profonds ». Les principales espèces associées à ces habitats (appelées « espèces d'eau courante ») sont l'ablette, le barbeau fluviatile, le hotu, l'ombre commun et la vandoise. Un relèvement des débits réservés devrait donc induire, dans certaines limites, une amélioration de la robustesse et de la résilience de ces populations : augmentation des densités, des capacités de recrutement dans les populations et, *in fine*, de leur capacité à faire face à des perturbations stochastiques. Les résultats du suivi des peuplements dans les différents vieux-Rhône montrent que la « réponse » mesurée à l'échelle des peuplements à la suite des opérations de relèvement de débit réservé, est variable d'un tronçon à l'autre. Les espèces les plus contributives, au sein de la guildes des poissons d'eau courante, varient également d'un secteur à l'autre, le barbeau fluviatile et l'ablette étant les deux espèces dont les évolutions de densités sont les plus marquées. Comme cela a déjà été montré (Vaudor *et al.*, 2015), la « réponse » des populations de poissons à la modification des débits réservés est d'autant plus marquée que la différence entre les valeurs de débits pré- et post-restauration est importante (Vieux Rhône de Chautagne, Pierre-Bénite et Baix - Le Logis Neuf),

mais cette réponse peut différer des attentes comme à Péage-de-Roussillon. Une bonne évaluation de ces effets nécessite également de disposer de chroniques de données pré-restauration suffisamment longues (4-6 ans). La diversité des types de réponses observées dans les vieux-Rhône met en évidence la complexité des facteurs influençant la dynamique des populations dans ces écosystèmes perturbés : la diversité et les caractéristiques des habitats (incluant la structure physique, une éventuelle exposition aux contaminants et un ensemble de conditions physico-chimiques et biogéochimiques structurant la production et la disponibilité des ressources trophiques), les régimes hydrologiques et thermiques, les traits d'histoire de vie des populations... Les résultats obtenus suggèrent que le recrutement des espèces à ponte fractionnée (ablette, chevaine, barbeau fluviatile, goujon) est plutôt moins défavorisé que le celui des espèces à ponte unique (hotu, vandoise) dans ce contexte artificialisé. L'évolution des conditions thermiques en lien avec le climat peut également engendrer des perturbations dans le déroulement de la reproduction, notamment pour les espèces à reproduction plus précoce (ombre commun, vandoise, hotu) ainsi que des perturbations physiologiques lors des périodes estivales. De plus, l'évolution de l'hydrologie et de la thermie constatée au cours de la dernière décennie associée à nos constats de terrain incite à la vigilance vis-à-vis d'une stimulation potentielle des processus d'eutrophisation dans les vieux-Rhône. Par exemple, des développements excessifs d'algues filamenteuses à la surface des galets dans les vieux-Rhône peuvent compromettre la qualité et la disponibilité des ressources trophiques d'une espèce herbivore comme le hotu (Ovidio & Nzau Matondo, 2024).

Les résultats obtenus, notamment dans les vieux-Rhône du Haut-Rhône mettent en évidence des besoins de connaissances sur la biologie des populations (Roberts *et al.*, 2016) d'ombre commun, de hotu et de vandoise, notamment en vue d'estimer la taille efficace de population. Le maintien de la diversité génétique est essentiel pour assurer la capacité adaptative des populations et leur persistance dans un environnement soumis à des stress grandissants en lien avec les activités humaines. Compte-tenu de l'évolution des effectifs et des structures en tailles des populations ciblées par les mesures de réhabilitation écologique du Rhône, et notamment la modification des débits réservés, l'estimation de la taille efficace des populations semble absolument nécessaire afin de mieux évaluer l'avenir de ces populations. La taille efficace d'une population est l'analogue « évolutionnaire » du nombre d'individus (ou d'adultes) dans une population (Waples 2022). Ce paramètre permet de suivre l'état de santé génétique d'une population, ainsi que sa capacité à retenir sa diversité sur le long terme. La taille efficace peut s'estimer directement à partir de données génétiques de suivi ponctuel ou temporel (ex. Paz-Vinas *et al.*, 2013 ; Mathieu-Bégné *et al.*, 2018), ou bien à partir d'autres types de données (ex. démographiques) au travers l'utilisation d'indicateurs de diversité génétique (Taft *et al.*, 2020 ; Hoban *et al.*, 2024). Il est considéré que des populations avec des tailles efficaces de moins de 50 sont en danger d'extinction accrue du fait de facteurs génétiques (dépression de consanguinité, faible variation génétique, accumulation d'allèles délétères...), alors que des populations avec une taille efficace de 500 ou plus vont être capables de limiter leur érosion génétique au cours du temps (Jamieson et Allendorf, 2012 ; Hoban *et al.*, 2020). La fragmentation du système fluvial due à la présence des barrages limite, voire occulte les déplacements entre deux tronçons court-circuités et réduit considérablement le brassage génétique. Avant de rechercher d'éventuellement procédures de réhabilitation des habitats complémentaires, il convient donc de s'assurer de la viabilité actuelle et futures des

populations en place, en prenant en compte notamment les pressions futures qui pourraient s'exercer sur le fleuve.

Les données obtenues dans le cadre de RhônEco permettant d'évaluer les modifications de structures de peuplements de poissons consécutives aux modifications de débits réservés couvrent une période comprise entre 10 et 23 ans selon les secteurs. Les résultats majeurs présentés dans cette section peuvent donc être considérés comme robustes. Ils témoignent de l'hétérogénéité inter-secteurs de la variabilité temporelle des « *drivers* » du fonctionnement écologique dans les différents tronçons suivis d'une part et de la variabilité des « réponses » des populations de poissons à différentes échelles temporelles d'autre part. Ces constats soulignent l'intérêt majeur des chroniques longues d'acquisition de données à la fois pour évaluer les gains potentiels des mesures de gestion environnementale mises en œuvre mais également pour dessiner des objectifs futurs d'amélioration de l'état écologique du fleuve. L'élaboration de ces objectifs doit prendre en compte à la fois de l'évolution des paramètres structurants comme l'hydrologie et la thermie, des usages et des pressions qui en découlent, mais également les particularités et les contraintes locales.

6. Réponses à la réhabilitation écologique des lônes

6.1 Analyse des évolutions morpho-sédimentaires

Le suivi hydromorphologique des lônes du Rhône a pour objectif d'analyser la durée de vie des bras et la diversité des conditions d'habitat en leur sein. D'un point de vue physique, les enjeux de connaissance autour des chenaux latéraux sont nombreux étant donné que ces unités tendent naturellement à se combler plus ou moins rapidement et à se déconnecter progressivement du chenal principal à travers la mise en place de bouchons alluviaux aux extrémités des bras. Ces modifications physiques s'accompagnent d'ajustements biologiques au gré du déroulement des successions écologiques. Le fleuve ne pouvant plus générer de lui-même ces unités, leur maintien au sein de la mosaïque fluviale nécessite des interventions régulières. Ainsi, suivre l'évolution morpho-sédimentaire des bras est essentiel pour mieux cerner leur évolution biophysique après restauration, identifier les leviers d'actions potentiels pouvant être mis en œuvre pour maximiser les gains en termes de diversification des habitats dans la durée et participer à l'amélioration des pratiques de restauration mises en œuvre. Plus largement, ces éléments doivent venir alimenter les réflexions quant à la gestion de l'hydrosystème sur le long terme en contexte de changements environnementaux rapides en lien avec les changements globaux et de complexification progressive des actions de restauration réalisées sur le fleuve (e.g. démantèlement des marges, injection sédimentaire, ...).

Les précédentes programmations de RhônEco ont permis des avancées notables quant à l'estimation de la durée de vie des bras morts restaurés (i.e. déconnectés du fleuve a minima à leur extrémité amont enregistrant une sédimentation fine [$<2\text{mm}$]) et à la caractérisation des conditions d'habitats physiques (e.g. Riquier, 2015 ; Riquier *et al.*, 2015, 2017, 2019). Les suivis de la programmation 2019-2023 pour ces bras ont essentiellement permis de documenter pour ces bras la déconnexion aval des bras à courte durée de vie, qui possèdent des vitesses de comblement par les fines très élevées (lônes des Molottes et du Ponton, Brégnier-Cordon). Lorsqu'ils sont fonctionnels, ces bras présentent des assemblages de macro-invertébrés très originaux à l'échelle de la plaine alluviale. En effet, ce type de bras possédant des durées de vie très courtes, ils offrent des conditions d'habitat très rares. D'autre part, ils jouent également un rôle efficace de nurserie pour les poissons. La déconnexion de ces bras met en péril le maintien de ces caractéristiques et de ces fonctionnalités. D'un point de vue opérationnel, ces évolutions méritent une attention particulière et soulignent l'importance, un peu plus de 20 années après les premiers travaux, de mettre en place une véritable stratégie de gestion à long terme des bras si l'on souhaite les maintenir, ainsi que les fonctionnalités écologiques qui leur sont associées, au sein de la mosaïque fluviale (e.g. recréer l'extrémité aval des bras, restaurer de nouveaux bras avec des caractéristiques similaires à l'échelle de la plaine).

La programmation 2019-2023 a avant tout été l’occasion d’améliorer notre compréhension de l’ajustement morpho-sédimentaire des chenaux secondaires à charge grossière dominante, connectés de manière permanente avec le fleuve à leurs deux extrémités ou très fréquemment connectés par l’amont (i.e. les bras vifs). Au cours de ce quinquennal, l’essentiel de nos efforts a porté sur le développement d’un nouveau protocole dédié aux bras vifs (**Tableau 6.1-1**), en complément des protocoles « historiques ».

Tableau 6.1-1 - Bras vifs impliqués dans le suivi hydromorphologique et principaux types de mesures réalisées.

Secteur	Bras	Etat analysé	Année de restauration	Bilans sédimentaires	Granulométrie	Traçage sédimentaire	Conditions hydrauliques
CHA	CHAM	Non-restauré/ Restauré	2004	✓	-	-	✓
	CHAV	Non-restauré/ Restauré	2004	✓	-	-	✓
BEL	FOUR	Non-restauré/ Restauré	2005	✓	✓	✓	✓
	ENIL	Non-restauré/ Restauré	2005	✓	✓	✓	✓
	CHEM	Non-restauré	-	✓	-	-	✓
BRC	VACH	Restauré	2006	-	✓	✓	✓
	PTCO am	Non-restauré	-	✓	-	-	✓
	PTCO av	Non-restauré	-	✓	-	-	✓
DZM	GREC	Restauré	2018	-	-	✓	✓
	DAME	Restauré	2018	<i>(en cours de finalisation)</i>	✓	✓	✓
	BARO	Restauré	2018	<i>(en cours de finalisation)</i>	✓	✓	✓

Le **Tableau 6.1-2** donne un aperçu synthétique des principales caractéristiques physiques de l’ensemble des bras vifs suivis. La suite de cette partie a pour objectif de fournir une synthèse des avancées réalisées sur cette thématique.

Tableau 6.1-2 - Principales caractéristiques physiques des bras vifs étudiés.

Bras	Age	Caractéristiques morphologiques				Caractéristiques hydrauliques					
		Angle de bifurcation amont (°)	Longueur du bras (m)	Ratio de longueur (bras/chenal principal)	Sinuosité du bras	Contrainte de cisaillement en fond de lit (N.m ⁻²)*			Pente de la ligne d'eau (m.m ⁻¹)*		
						Q2	Q5	Q10	Q2	Q5	Q10
CHAM rest.	20	48	1171	1,19	1,18	36,8	42,0	47,2	0,0012	0,0012	0,0012
CHAM non rest.	14	48	1171	1,19	1,18	42,0	47,3	52,5	0,0012	0,0012	0,0012
CHAV rest.	20	52	915	1,22	1,23	54,6	60,0	65,5	0,0012	0,0012	0,0013
CHAV non rest.	14	52	915	1,22	1,23	45,7	51,1	56,5	0,0012	0,0012	0,0013
FOUR rest.	19	26	848	1,03	1,18	36,3	38,7	41,8	0,0008	0,0007	0,0006
FOUR non rest.	144	26	848	1,03	1,18	36,2	38,6	41,8	0,0008	0,0007	0,0006
ENIL rest.	19	24	597	0,97	1,04	16,4	20,3	27,1	0,0004	0,0005	0,0005
ENIL non rest.	124	24	597	0,97	1,04	11,8	15,2	20,1	0,0004	0,0005	0,0005
VACH rest.	18	41	938	0,87	1,12	19,4	26,7	32,0	0,0007	0,0007	0,0008
CHEM non rest.	159	26	689	1,04	1,05	27,0	32,8	42,9	0,0006	0,0007	0,0007
PTCO am non rest.	29	20	522	0,98	1,01	15,8	39,2	64,6	0,0005	0,0010	0,0014
PTCO av non rest.	35	28	618	1,01	1,04	19,1	29,4	38,5	0,0006	0,0008	0,0009
GREC rest.	5	41	2686	1,34	1,42	32,2	36,7	39,5	0,0006	0,0006	0,0006
DAME rest.	5	35	1334	1,00	1,06	40,6	45,5	42,6	0,0008	0,0008	0,0007
BARO rest.	5	44	1330	1,06	1,09	38,3	40,5	40,8	0,0008	0,0007	0,0007

*Ces valeurs sont calculées pour différents débits caractéristiques : crue biennale (Q2), crue quinquennale (Q5), crue décennale (Q10).

6.1.1 Les bras vifs du Rhône se comblent-ils et à quel rythme ?

L'étude de l'évolution morpho-sédimentaire des bras vif repose sur la réalisation de bilans sédimentaires. L'élaboration de ces bilans reposent sur des levés topo-bathymétriques réalisés par la CNR (**Tableau 6.1-3**). Ils permettent de documenter la dynamique de stockage/déstockage des matériaux dans les bras et de quantifier leur remplissage par la charge de fond dans le temps et dans l'espace.

Tableau 6.1-3 - Caractéristiques du jeu de données utilisé pour la réalisation des bilans sédimentaires dans les bras vifs.

Vieux-Rhône	Bras	Code bras	Etat	Année de restauration	Nb profils	Nb points	Densité moyenne de points levés par profil	Période
Chautagne	Bras latéral amont	CHAM	Non-rest.	-	9	264	7	1990 - 2003
Chautagne		CHAM	Rest.	2004	9	1397	31	2006 - 2021
Chautagne	Bras latéral aval	CHAV	Non-rest.	-	7	250	9	1995 - 2003
Chautagne		CHAV	Rest.	2004	7	872	21	2006 - 2021
Belley	Fournier	FOUR	Non-Rest.	-	7	148	11	2001 - 2004
Belley		FOUR	Rest.	2005	7	630	15	2007 - 2019
Belley	En-l'île	ENIL	Non-Rest.	-	6	165	7	1994 - 2004
Belley		ENIL	Rest.	2005	6	542	15	2005 - 2019
Belley	Chemilleux	CHEM	Non-Rest.	-	7	945	15	1994 - 2019
Brégnier-Cordon	Pont de cordon amont	PTCO_am	Non-Rest.	-	3	432	14	1996 - 2019
Brégnier-Cordon	Pont de cordon amont	PTCO_av	Non-Rest.	-	4	535	13	1992 - 2019

Les bilans sédimentaires ont été établis pour différentes unités au sein des bras : le chenal entier, les berges et le fond du lit (**Figure 6.1-1**), de manière à distinguer différents processus hydromorphologiques (érosion latérale, exhaussement/incision du fond des bras).

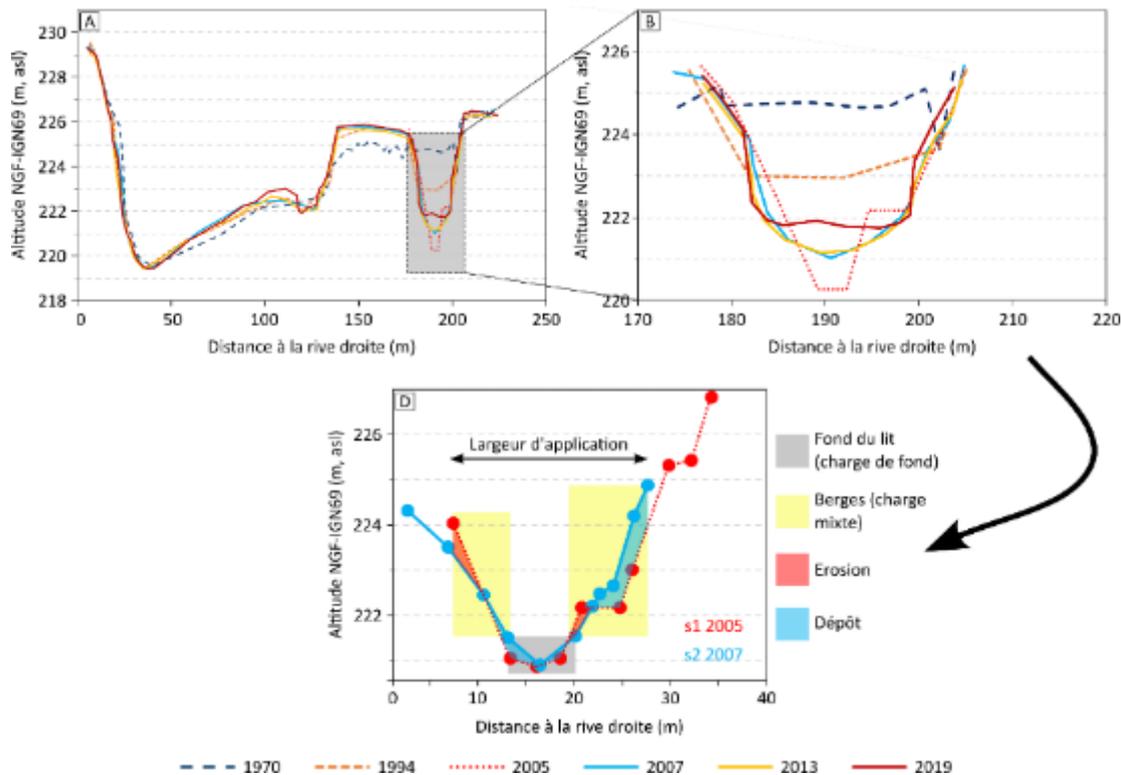


Figure 6.1-1 – Méthode de découpage retenue pour établir les bilans sédimentaires dans les bras vifs à partir des données topo-bathymétriques de la CNR.

N.B. : L'établissement des bilans sédimentaires repose en premier lieu sur le calcul de l'aire entre deux dates de levés successifs pour chaque profil en travers. Puis, les surfaces érodées-déposées (m^2) sont converties en volume (m^3) entre deux dates, à partir d'une extrapolation spatiale reposant sur la formule suivante : $V = \sum_{i=1}^M V_i = \sum_{i=1}^M D_i \Delta S_i$, où ΔS_i représente l'évolution de la surface i entre la date 1 et la date 2 et 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.

6.1.1.1 Les bras vifs : une fonction de puit sédimentaire prédominante

A l'échelle de l'ensemble des bras vifs restaurés et non restaurés étudiés, le stockage sédimentaire prédomine largement sur l'export des matériaux (**Figure 6.1.2**). Toutefois, les bras présentent des trajectoires évolutives et des propensions à stocker des matériaux contrastées, quelle que soit l'unité considérée (chenal entier, berges, fond du lit ; **Figures 6.1-2a, b et c**) et leur état (non restauré, restauré). Sur les bras pour lesquels on dispose d'observations avant et après restauration, on observe que globalement leur propension à accumuler plus ou moins rapidement des matériaux reste relativement similaire entre ces deux états. Autrement dit, 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. Ces éléments soulignent que les contextes hydrosédimentaires des vieux-Rhône au sein desquels se situent ces bras n'ont pas changé à la suite de la restauration (Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon). D'autre part, à l'instar des constats réalisés dans les bras

morts restaurés, ces éléments indiquent que les travaux entrepris ont modifié la forme des bras, mais n'ont pas fondamentalement changer leur identité fonctionnelle. Nous reviendrons sur ce point dans la suite de notre propos.

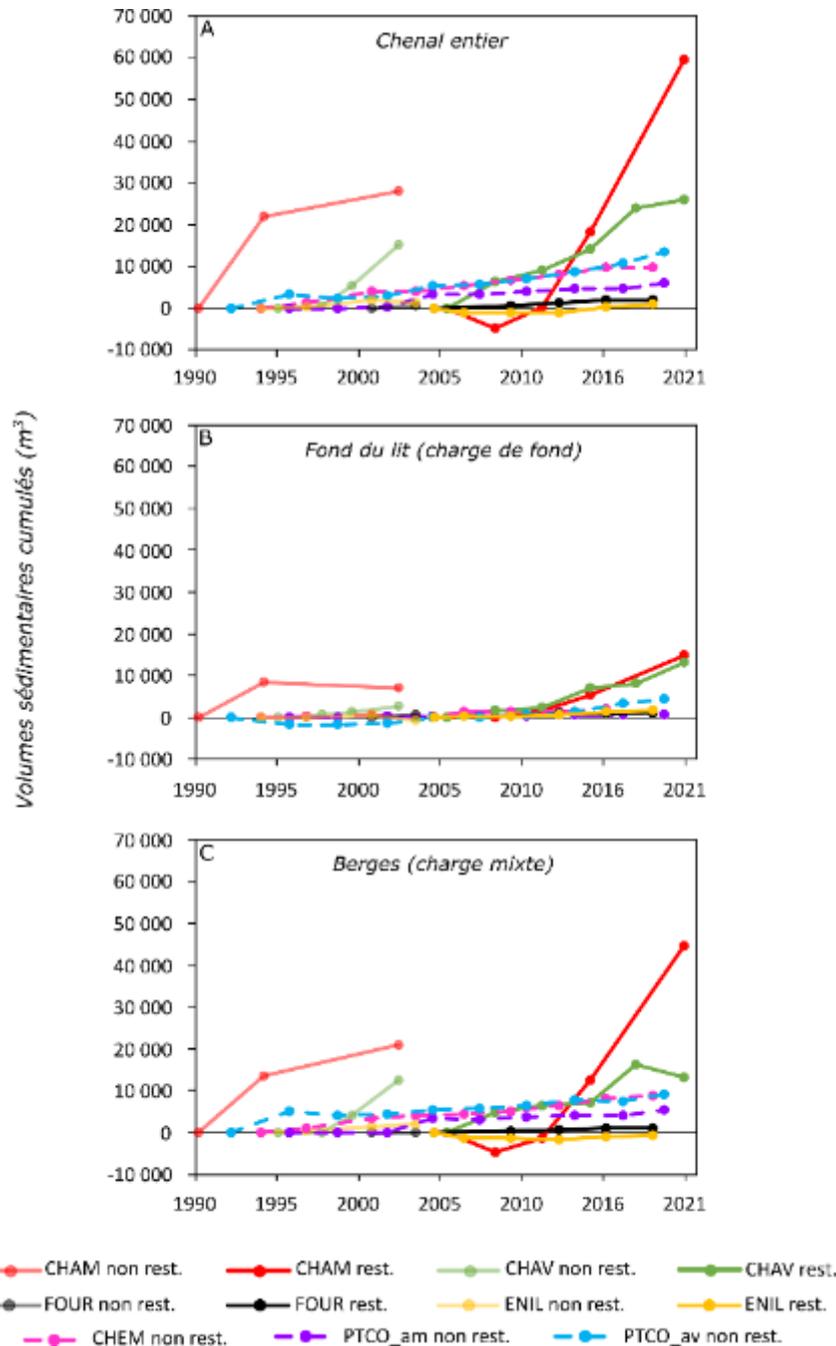


Figure 6.1-2 – Cumul des dépôts sédimentaires observés dans les bras vifs non restaurés et non restaurés pour l'ensemble des inter-observés disponibles (données : levés topo-bathymétriques CNR). Les volumes sédimentaires sont estimés (A) à l'échelle de la totalité des sections en travers disponibles dans le bras (i.e. berges + fond du lit), B) pour le fond du lit et C) pour les berges (cf. figure 6.1.1 pour le découpage des unités).

N.B. : Les calculs reposent sur des extrapolations spatiales entre les profils en travers. Une trajectoire ascendante signifie (B) un exhaussement du fond du lit ou (C) un engraissement de berge/rétractation du bras et à l'inverse une trajectoire descendante indique (B) une incision du fond ou (C) une érosion de berge/élargissement du chenal.

6.1.1.2 Des ajustements morpho-sédimentaires variés

La décomposition des bilans sédimentaires par unité (fond de lit versus berges ; **Figures 6.1-2b et c**), permet de mettre en lumière les processus prédominant en termes d'évolution morpho-sédimentaire des bras (**Tableau 6.1-4**). La majorité des bras non restaurés présentent un bilan sédimentaire essentiellement lié à des dynamiques de berges (contribution du fond de lit de 75 à 90% du bilan net total). D'autres bras, CHAV (Chautagne) et FOUR (Belley), dans leur état restauré présentent une contribution de la dynamique de fond de lit et des berges au bilan net total équilibrée. Seuls FOUR et ENIL dans leur état non restauré présentent une contribution de l'alluvionnement en fond de lit prédominante sur la contribution des berges (contribution de l'unité « berge » de 75 à 91% pour le fond du lit et de 26 à 10% pour les berges). Seuls FOUR dans son état non restauré présente une contribution de l'alluvionnement en fond de lit prédominante sur la contribution des berges. D'un point de vue global, on constate ici que si les bras conservent leur fonction de puit sédimentaire avant et après restauration, les processus contribuant à l'alluvionnement observé peuvent varier.

Tableau 6.1-4 - Synthèse des bilans sédimentaires nets (volumes sédimentaires stockés + volumes érodés) et proportion relative des processus à l'œuvre entre les unités « fond de lit » et « berges » (cf. Figure 1) en fonction des états (restauré / non restauré) et des périodes considérées.

Bras	CHAM		CHAV		FOUR		ENIL		CHEM	PTCO_am	PTCO_av
Période	1990 - 2003	2006 - 2021	1995 - 2003	2006 - 2021	2001 - 2004	2007 - 2019	1994 - 2004	2005 - 2019	1994 - 2019	1996 - 2019	1992 - 2019
Etat	Non rest.	Rest.	Non rest.	Non rest.	Non rest.						
Bilan net chenal (m ³)	28 013	59 459	15 279	26 144	746	2 142	1 451	946	9 864	5 965	13 359
Bilan net fond lit (m ³)	7 019	14 875	2 697	13 060	674	960	-730	1 449	1 168	546	4 273
Bilan net berges (m ³)	20 994	44 584	12 582	13 084	72	1 182	2 181	-503	8 697	5 418	9 086
Proportion fond de lit (%)	25	25	18	50	90	45	25	74	12	9	32
Proportion berges (%)	75	75	82	50	10	55	75	26	88	91	68

De manière à pouvoir aller plus loin dans ces analyses et être en mesure de comparer les vitesses d'alluvionnement en fond de lit entre les bras, nous avons normalisé leurs bilans sédimentaires nets en fond de lit (m³) en les divisant par la surface du lit (m²), ainsi que le temps écoulé entre deux observations, de manière à obtenir des vitesses d'alluvionnement exprimées en m.an⁻¹ (**Figure 6.1-3**). En premier lieu, cette analyse montre que les vitesses de comblement des bras vifs par les alluvions grossières avant et après restauration sont très variables. À l'exception de CHAM, l'ensemble des bras restaurés (CHAV, FOUR et ENIL) présentent des vitesses d'alluvionnement négatives pour leur état pré-restauration. Ces résultats montrent, d'une part que les bras vifs peuvent enregistrer des phases ponctuelles de rajeunissement, où les processus d'export prédominent sur le stockage alluvionnaire. D'autre part, ces éléments illustrent la complexité des processus à l'œuvre dans les bras, d'autant plus lorsque l'on prend en compte des états pré-restauration pour lesquels les données topo-bathymétriques présentent un nombre réduit de points pour décrire la topographie de la section en travers (cf. **Tableau 6.1-3**).

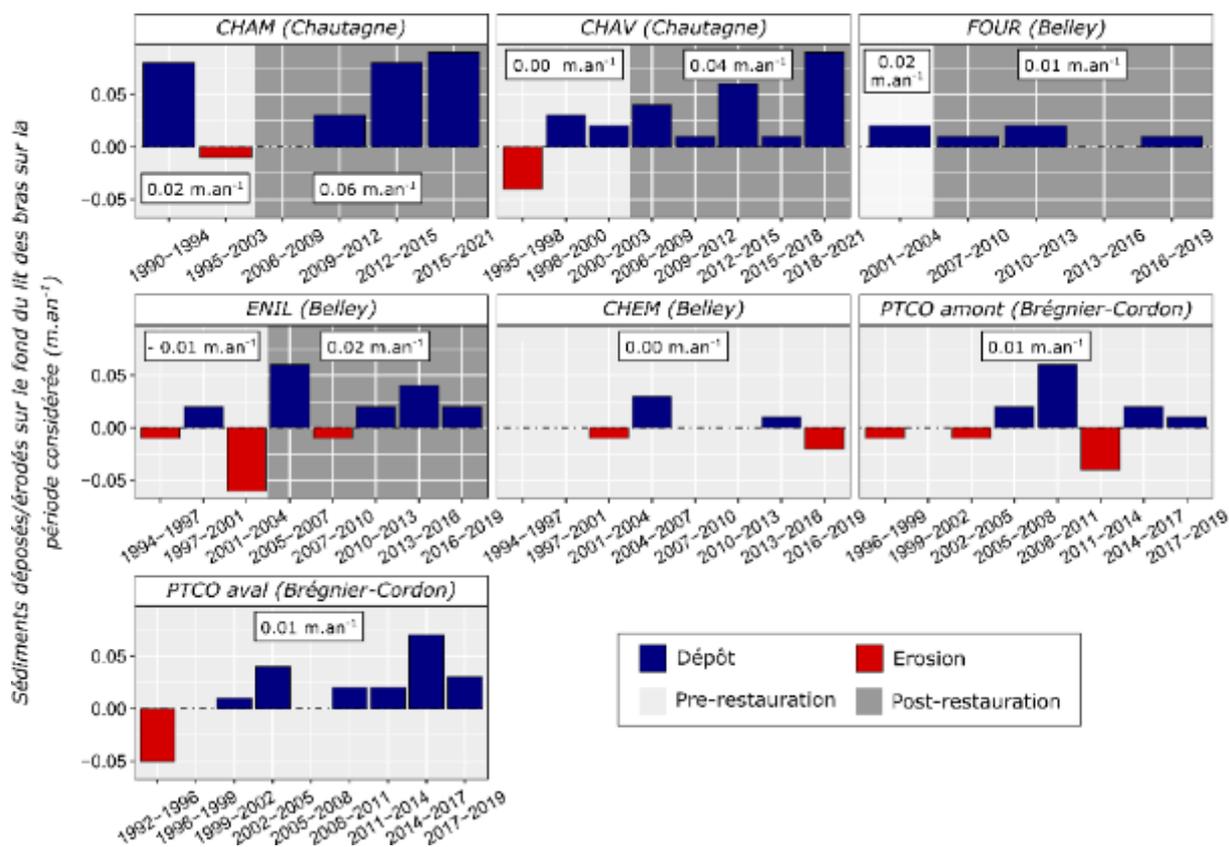


Figure 6.1-3 – Evolution inter-observés des volumes sédimentaires érodés/déposés dans les bras vifs restaurés et non restaurés. Les valeurs affichées dans les étiquettes pour chaque bras/état reflètent le taux d'alluvionnement annuel moyen à long terme (i.e. calculé en référence à la première observation jusqu'à la dernière observation de l'état considéré en incluant l'ensemble des inter-observés).

N.B. : Les calculs reposent sur des extrapolations spatiales entre les profils en travers. Les volumes sont exprimés en $m.an^{-1}$ de manière à pouvoir retirer l'effet taille des bras (plus un bras est grand, plus il est susceptible d'enregistrer des volumes sédimentaires érodés/déposés conséquents) et prendre en compte les variations d'écart temporels entre les observations. Ainsi, le volume sédimentaire considéré pour un inter-observé donné est mesuré en m^3 et ce volume est divisé par la surface sur laquelle il a été calculé (en m^2) et divisé par le nombre d'années écoulées entre deux observations consécutives.

Globalement, les vitesses de comblement du fond de lit estimées s'échelonnent de quelques millimètres à $2 cm.an^{-1}$ pour les bras non restaurés (ou dans leur état avant travaux) et de 1 à 6 cm par an pour les bras restaurés. La variabilité des vitesses mesurées entre les inter-observés et entre les bras est difficilement interprétable en l'état. On retiendra que certains bras ne présentent que très peu de processus érosifs en fond de lit (CHAM, FOUR et ENIL dans leur état post-travaux). On observe une accélération des dépôts depuis la restauration dans CHAM, et dans une moindre mesure dans CHAV (tous deux localisés sur le vieux Rhône de Chautagne). Sur le Vieux-Rhône de Belley, FOUR et ENIL présentent également une accélération des dépôts sur la même période, tandis que FOUR conserve une vitesse de dépôt quasi équivalente à l'état non restauré. Enfin, deux des trois bras « témoins » non restaurés (CHEM et PTCOam) semblent se trouver dans un état d'équilibre métastable ; les vitesses de comblement calculées sur le long terme sont très faibles ou nulles. Le troisième (PTCOav) enregistre quant à lui une dynamique globalement similaire, mais tend à accumuler plus de matériaux depuis 2014.

6.1.1.3 Structuration longitudinale des dépôts

Pour aller plus loin dans l'analyse de l'évolution morpho-sédimentaire des bras vifs, nous avons étudié la structuration longitudinale des dépôts nets en fond de bras (**Figure 6.1-4**). La quasi-totalité des bras vifs non restaurés présente un pseudo équilibre métastable en termes d'ajustement du fond du lit entre le premier état observé et le dernier. Ce constat est sans doute lié à différents facteurs explicatifs. Pour les bras témoins (CHEM, PTCOam, PTCOav) qui se trouvent depuis de nombreuses années en eau (stade de succession jeune), cette observation indique que l'ensemble de leur linéaire est concerné par l'alluvionnement, même si ce dernier reste relativement faible (**Figures 6.1-2 et 6.1-3**). On notera que PTCOav présente une zone de dépôt préférentielle en aval de la section médiane (ancienne mouille à la jonction des écoulement bras/vieux Rhône dans un contexte d'allongement du bras par engraissement du banc latéral de rive gauche). Pour CHAV, ENIL et FOUR avant restauration, qui se trouvaient quant à eux à un stade de maturité/comblement relativement avancé, cette observation reflète l'équirépartition longitudinale des redistributions internes des masses sédimentaires dans un contexte d'entrée de matériaux charriés faibles du fait de la présence de bouchons alluviaux amont bien formés/matures. Enfin, CHAM avant restauration présente des vitesses d'alluvionnement bien plus fortes dans ses sections centrales et aval, comparativement à l'amont. Ce constat s'explique par la présence d'un bouchon alluvial amont en cours de formation et de progradation (non mature). Il s'agit en quelque sorte d'un état intermédiaire entre les deux extrêmes vus précédemment, rendu encore plus explicite du fait de la forte propension du bras à accumuler des matériaux.

En ce qui concerne les bras restaurés, ENIL (ou Anse de Yenne, vieux-Rhône de Belley) enregistre des dépôts relativement bien distribués le long de son linéaire. FOUR ne présente qu'une seule zone de dépôt préférentiel localisée sur sa section médiane aval. A l'opposé, pour CHAM (vieux-Rhône de Chautagne), qui présente une propension à accumuler des matériaux bien plus importante, on observe un alluvionnement préférentiel sur l'ensemble de la première moitié de son linéaire. La seconde moitié présente des accumulations de matériaux non négligeables, mais à des vitesses plus faibles. Ce constat suggère la mise en place rapide d'un bouchon alluvial amont suite aux travaux de restauration. La maturation du bouchon alluvial (exhaussement et progradation dans le bras) explique le ralentissement des vitesses d'alluvionnement en direction de l'aval du bras. Pour CHAV (vieux-Rhône de Chautagne, on observe deux zones de dépôts préférentielles : l'extrémité amont du bras avec la mise en place progressive d'un bouchon alluvial et une seconde zone située à proximité de la portion centrale du bras.

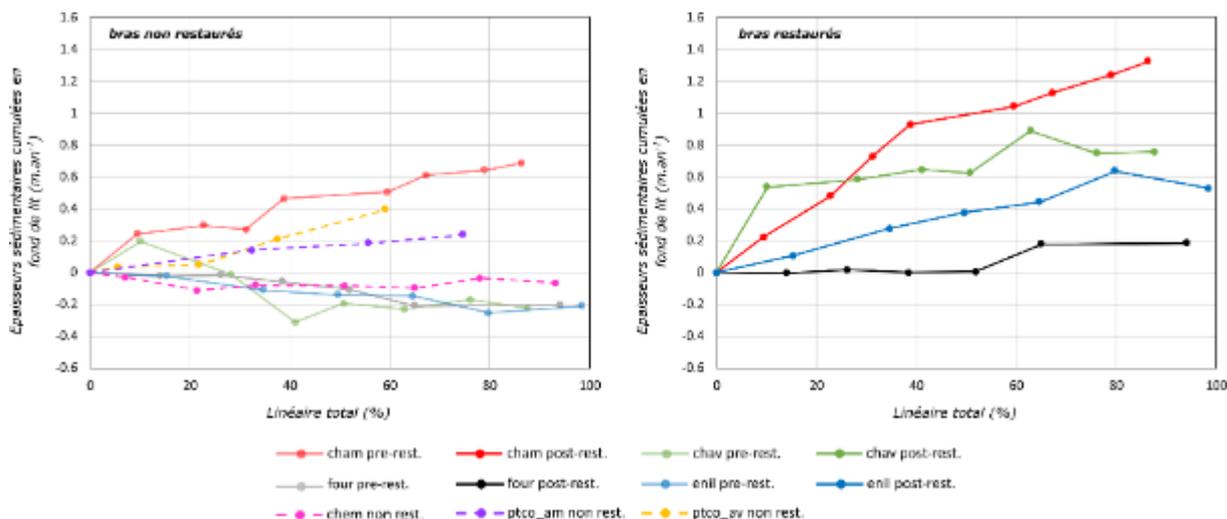


Figure 6.1-4 – Cumul des épaisseurs sédimentaires déposées/érodées en fond de lit le long des bras. Ces valeurs sont calculées pour chaque profil en travers disponible dans les bras.

N.B. : une trajectoire ascendante signifie une tendance à l'exhaussement du fond du lit. A l'inverse, une trajectoire descendante indique une incision du fond sur la période considérée.

6.1.1.4 Observe-t-on la mise en place de bouchons alluviaux à l'extrémité amont des bras ?

Au-delà du remplissage sédimentaire par les matériaux grossiers, un second enjeu concernant les bras vifs repose sur la détermination des vitesses de mise en place des bouchons alluviaux. Cette vitesse détermine la durée de vie des bras vifs en tant qu'habitat lotique. Pour évaluer la vitesse de mise en place de bouchons alluviaux amont, nous avons retenu l'ensemble des profils en travers topo-bathymétriques disponibles pour chaque bras et chaque date disponible dans les 25% amont du linéaire (**Figure 6.1-5**). En effet, très souvent, ces profils en travers sont relativement peu nombreux et leur localisation ne permet pas d'analyser finement ce processus à l'aval immédiat de la zone de diffuence des écoulements entre le chenal principal et le bras (zone la plus sensible à l'alluvionnement potentiel). Ainsi, il convient de garder à l'esprit que les quantifications réalisées ici sous-estiment très probablement les vitesses d'exhaussement « réelles ».

Comme évoqué précédemment, ce sont CHAM et CHAV (bras restaurés sur le vieux-Rhône de Chautagne) qui présentent les vitesses d'alluvionnement dans leur portion amont les plus fortes : de 11 à 13 cm.an⁻¹. Sur ces deux bras, on observe une accélération des taux d'alluvionnement amont à partir de la période 2009-2011. Ces vitesses sont par la suite relativement stables. La vitesse de mise en place du bouchon est beaucoup plus modeste sur ENIL (~1 cm.an⁻¹, soit une épaisseur d'alluvions d'environ 20 cm depuis la restauration). Lors des travaux de restauration, le bouchon alluvial amont a été conservé sur FOUR. L'analyse permet pour ce bras de confirmer que la progradation du banc obstruant l'amont du bras dans la lône n'est que très faible. La trajectoire évolutive, les vitesses et les épaisseurs qui y sont observées sont très similaires à ENIL. Les bras témoins non restaurés de CHEM (vieux-Rhône de Belley) et de PTCOav (vieux-Rhône de Brégnier-

Cordon) présentent des tendances similaires à celles observées sur FOUR et ENIL, à savoir une stabilité relative s’inscrivant dans la durée (1996-2018). Ces deux bras enregistrent une phase d’ajustement de l’ordre de 50 cm d’épaisseur d’alluvions en fond de lit entre 1993 et le début des années 2000 : l’extrémité amont de CHEM s’incise et celle de PTCOav s’exhausse. Par la suite, on observe une stabilité remarquable du fond de lit à l’extrémité amont de ces bras. Ce constat très intéressant démontre que sous des conditions locales particulières, la connexion amont des bras avec le fleuve peut se maintenir dans la durée. L’ensemble de ces éléments nous permettront, très prochainement, de fournir des estimations de durée de vie potentielle des bras vifs en tant qu’habitat courant permanent.

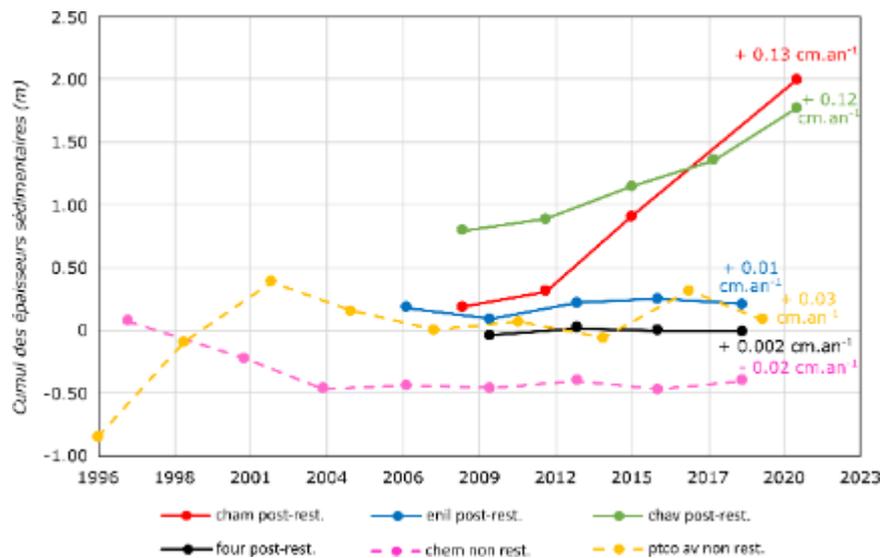


Figure 6.1-5 – Évolution temporelle de l’épaisseur d’alluvions mesurée sur le(s) profils en travers situés dans les 25 % amont des bras. Les valeurs affichées sur le graphique correspondent au taux d’alluvionnement annuel moyen sur l’ensemble de la période considérée.

N.B. : étant donné que les profils en travers disponibles ne sont pas situés immédiatement en aval de la zone de diffluence des écoulements entre les bras et le chenal principal, cette métrique sous-estime très probablement les vitesses d’exhaussement observées à l’extrémité amont des bras. FOUR constitue ici un cas particulier, étant donné que lors des travaux de restauration le bouchon alluvial (banc latéral à l’aval immédiat du seuil Fournier) a été conservé. Pour ce bras, l’analyse est plus le reflet de la dynamique de progradation du banc dans l’extrémité amont du bras, toujours aquatique.

Comme évoqué précédemment, il convient de garder à l’esprit que les chiffres présentés ici sous-estiment très probablement les vitesses d’exhaussement que l’on pourrait observer à l’extrémité amont stricte des bras. D’autre part, au-delà de l’accumulation de matériaux, d’autres paramètres peuvent concourir à la déconnexion amont des bras, tout comme à leur atterrissement global, comme l’abaissement des lignes d’eau dans les vieux-Rhône en condition de débit réservé en lien avec la poursuite de l’incision du lit mineur. Les observations de terrain concernant la déconnexion amont de bras restaurés se multiplient ; c’est notamment le cas pour le bras latéral aval (CHAV, Chautagne), la lône d’En-l’Île (ENIL, Belley), le banc-Rouge (BARO, Donzère-Montdragon) (cf. **Figure 6.1-8**), ou encore la lône du Noyer Sud (Péage-de-Roussillon). Des investigations complémentaires sont en cours pour mieux caractériser et prédire ces déconnexions.

6.1.2 Comment se compose le substrat de surface en fond de lit des bras et quelle est la mobilité des particules grossières ?

La granulométrie de surface joue un rôle important dans la dynamique morpho-sédimentaire (i.e. capacité de transport des particules à l'origine des processus d'érosions/dépôts caractérisés dans les paragraphes précédents) et la diversité de condition d'habitats. La caractérisation de la mobilité des particules dans les bras, repose sur l'emploi de galets équipés de transpondeurs passifs RFID (*Radio Frequency Identification*). Cette technologie, permet de mesurer le mouvement individuel des particules équipées d'un transpondeur afin d'estimer des taux de transport et d'explorer les facteurs de contrôle du charriage dans les bras, qui sont des éléments de connaissances clés pour prédire les ajustements morphologiques des cours d'eau, notamment dans un contexte de restauration sédimentaire. L'emploi des traceurs doit nous permettre de préciser quelles sont les classes granulométriques mobiles, quels sont les débits seuils de mise en mouvement associés et quels sont les patrons spatiaux du charriage dans les bras vifs restaurés équipés.

6.1.2.1 La granulométrie de surface du lit des bras vifs

La description de la distribution granulométrique superficielle du fond de lit des bras a été réalisée à partir de deux méthodes complémentaires : (i) des acquisitions par photographies subaquatiques et (ii) des échantillonnages type « Wolman » réalisés en complément des acquisitions photographiques, dans les zones où les hauteurs d'eau n'étaient pas favorables au déploiement du dispositif. Des relevés opportunistes sur les bancs, en pied de berge et dans le vieux-Rhône ont également été réalisés sur certains sites.

Cette approche nous a permis de caractériser l'identité granulométrique de ces bras (**Figure 6.1-6**) et d'établir des profils granulométriques longitudinaux (**Figure 6.1-7**). Les bras suivis se répartissent sur les vieux-Rhône de Belley et de Brégnier-Cordon. Le vieux-Rhône de Belley présente un chenal principal faiblement pavé (indice de pavage répartis entre 2,1 et 2,7) composé d'éléments de petites tailles (granulométrie médiane [D50] de 24 mm ; Parrot, 2015). Le vieux-Rhône de Donzère-Mondragon présente, quant à lui, un lit pavé (indice de pavage allant de 4 à 5) et une granulométrie du substrat beaucoup plus grossière (D50 de 47 à 52 mm ; *ibid.*).

Les bras du vieux-Rhône de Belley (FOUR et ENIL) présentent des conditions granulométriques très similaires, à la fois à la granulométrie du vieux-Rhône (D50 médian de 28 et 30 mm respectivement) et entre-eux (**Figure 6.1-6 a et b**). Cette observation confirme qu'une partie des matériaux charriés par le vieux-Rhône entre dans ces bras, sans que ne s'opère de tri sélectif. FOUR présente une variabilité intra-bras légèrement supérieure à ENIL. Dans ces deux bras, la granulométrie du substrat est globalement stable le long de leur linéaire, hormis de légers « ressauts » caractérisé par des granulométries plus grossières sur les points hauts de leur profil en long et les radiers.

Sur Donzère-Mondragon, DAME est le bras sur lequel on retrouve la granulométrie la plus grossière (D50 médian de 38 mm). Toutefois, sur les cinq placettes obtenues, trois correspondent à des pieds de berge en cours d'érosion ou des bancs latéraux et deux autres à des échantillons prélevés sur des radiers pour lesquels la granulométrie est généralement plus grossière que le

reste du lit (**Figure 6.1-7**). Ces informations ne sont donc pas représentatives de la granulométrie de surface de l'ensemble du lit mineur, qui doit sans doute être moins grossière. Cette dichotomie entre granularité relativement grossière des dépôts en pied de berge et sur les bancs et granularité plus fine en fond de lit mineur est flagrante sur BARO. La distribution granulométrique des dépôts en fond de lit de BARO est la plus fine observée à l'échelle de l'ensemble des bras étudiés (D50 s'échelonnant de 12 à 28 mm). Cette gamme de granulométrie médiane des placettes peut surprendre comparativement à celle du vieux-Rhône (D50 compris en 47 et 52 mm). Lors des travaux de restauration, la CNR a décidé d'arasé l'ancienne digue longitudinale à l'amont du bras et de la maintenir de manière à ce qu'elle joue un rôle assimilable à celui d'un seuil de fond. Il est probable que cet ouvrage joue un rôle de « filtre » et explique la mise en place d'un tri sélectif des matériaux charriés entrant dans le bras. D'autre part, ces particules peuvent également correspondre à des matériaux hérités stockés en berge et progressivement remobilisés lors des crues ; les processus d'érosion latérale étant non négligeables sur ce bras. BARO est actuellement déconnecté du vieux-Rhône. Trois bouchons alluviaux se sont formés depuis la restauration du bras en 2018 (**Figure 6.1-8 E et F**). Leur localisation atypique, en position intermédiaire le long du linéaire du bras et non pas à l'extrémité amont, interroge. Il est fort probable qu'une partie non négligeable des volumes sédimentaires déstockés des berges présentent une granulométrie relativement grossière (cf. les trois premières placettes en jaune sur la **Figure 6.1-7** pour BARO) difficilement mobilisable par les crues. L'accumulation locale de ces particules grossières a initié une boucle de rétroaction positive en facilitant le dépôt de quantités plus importantes de matériaux plus fins jusqu'à la formation d'atterrissements obstruant totalement l'écoulement superficielle en période de débit réservé.

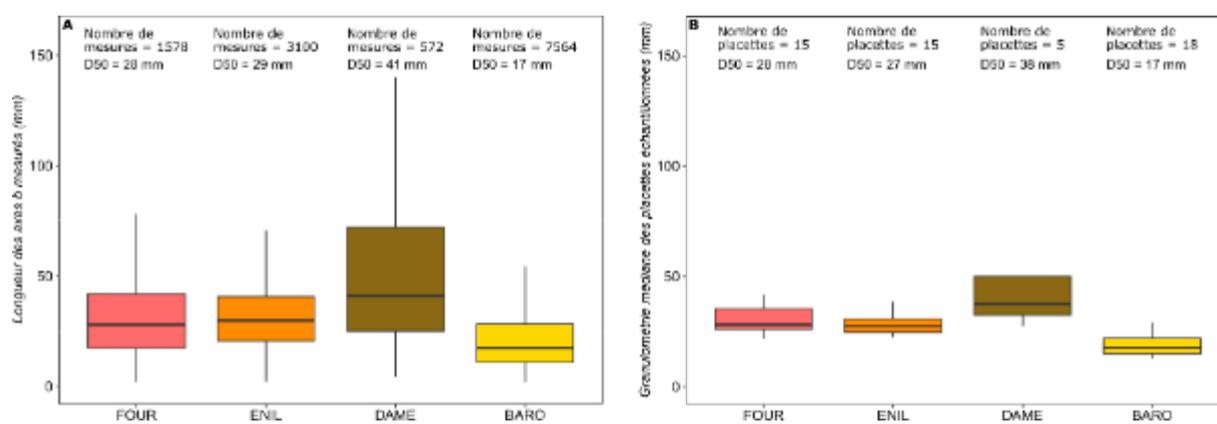


Figure 6.1-6 – Identité granulométrique des bras étudiés. (A) Distributions statistiques de la taille de l'ensemble des particules mesurées dans chaque bras. (B) Distributions statistiques de la médiane des particules mesurées sur chaque placette échantillonnée dans les bras (cf. figure 6.1.7).

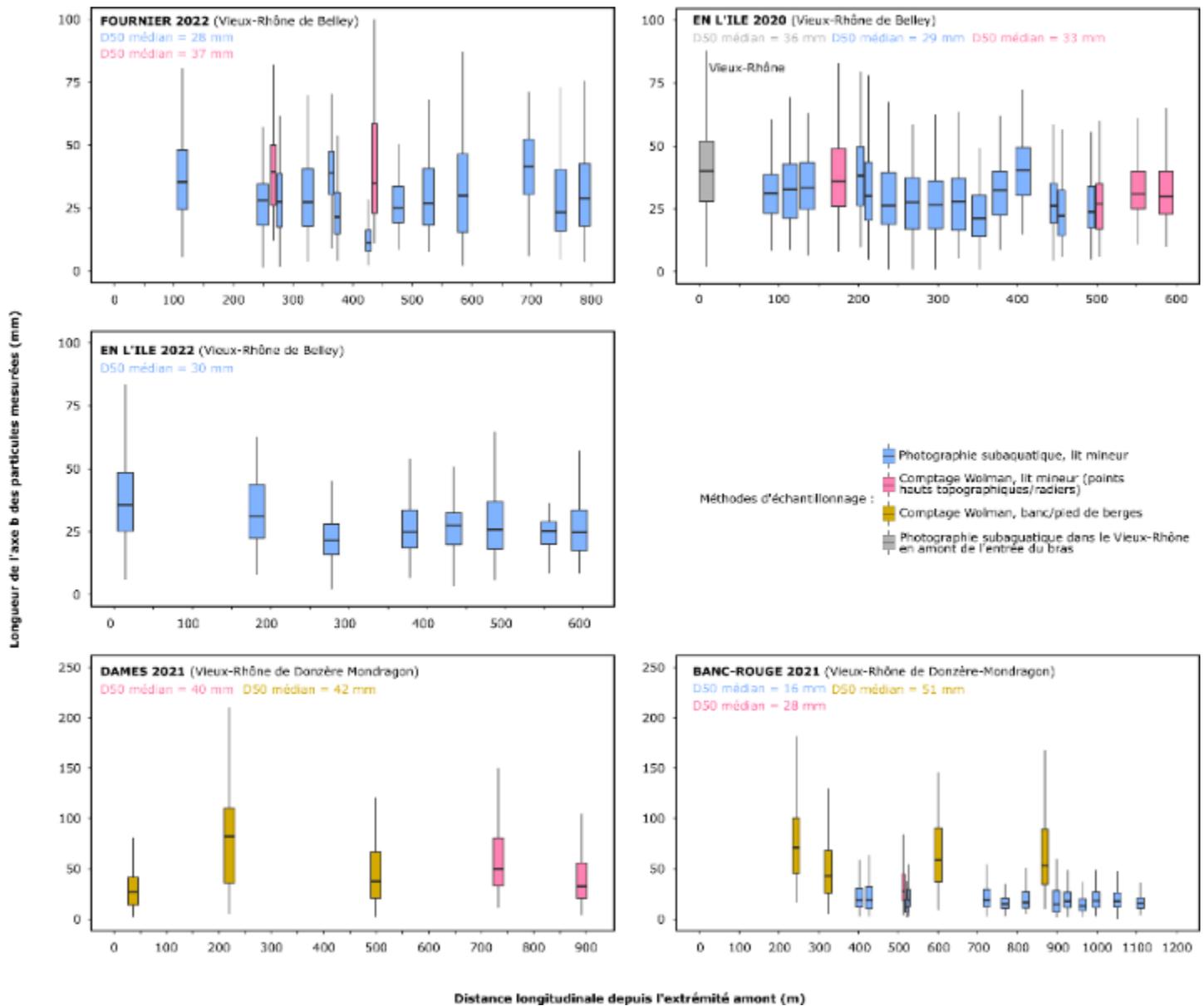


Figure 6.1-7 – Distribution granulométrique complète des placettes échantillonnées le long des bras vifs suivis.

N.B. : La lône d'en-l'île, site test pour nos développements méthodologiques dispose de deux états. La comparaison des deux états permet de mettre en évidence (i) la stabilité des conditions granulométriques à deux ans d'intervalle et (ii) la bonne réplicabilité de la méthode développée. La lône de Vachon (vieux-Rhône de Brégnier-Cordon) est en cours de traitement. La densité de placettes est moindre sur les bras de Donzère-Mondragon du fait de conditions d'acquisition particulières (clarté de l'eau rare, vitesse d'écoulement forte sur de nombreuses sections de la lône des Dames).



Figure 6.1-8 – Illustration des ajustements morpho-sédimentaires observés sur les chenaux secondaires actifs restaurés. Les flèches blanches indiquent le sens d’écoulement. A et B : Mise en place d’un bouchon alluvial sur l’extrémité amont de la lône d’en-l’Île (vieux-Rhône de Belley) (J. Riquier, nov. 2015 et D. Roux-Michollet, mar. 2024). C et D : Mise en place d’un bouchon alluvial sur l’extrémité amont du bras latéral aval (vieux-Rhône de Chautagne) (CNR, 2005 et A. Peeters, fév. 2024). E et F : Mise en place d’un bouchon en position intermédiaire le long de la lône du Banc-Rouge (vieux-Rhône de Donzère-Mondragon) (N. Tissot, nov. 2019 ; C. Lebrun, oct. 2021).

6.1.2.2 La mobilité des particules grossières

Le suivi de la mobilité des particules dans les bras vifs repose sur la mise en place de galets équipés de transpondeurs passifs RFID (*Radio Frequency IDentification*). 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, à raison de 100 à 200 traceurs par bras (**Tableau 6.1-5 ; Figure 6.1-9**). Les profils d’injection sont situés dans le tiers amont des bras, à proximité de la zone de bifurcation. 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). La lône de la Grange écrasée (vieux-Rhône de Donzère-Mondragon) n'est pas représentée dans les figures suivantes. Bien qu'équipée, n'a jusqu'à présent pas enregistré de mouvement significatif (i.e. > 5 m) des particules injectées.

Tableau 6.1-5 - Chiffres clés des campagnes de traçage sédimentaire réalisées dans les bras équipés de traceurs passifs dans les vieux-Rhône de Belley, Brégnier-Cordon et Donzère-Mondragon.

N.B. : Les résultats des suivis dans le bras de la Grange-Écrasée ne sont pas publiés dans ce rapport, du fait de l'absence de déplacements constatés après 7 suivis et de multiples pulsations hydrologiques enregistrées.

Bras / n°station (st)	Année d'injection / Année du dernier suivi	Temps écoulé depuis l'injection des traceurs (années)	Classe granulométrique (mm)	Distance moyenne parcourue (m, +/- 1 écart-type)	Distance médiane parcourue (m, +/-1 écart interquartile)	Distance maximale parcourue (m)	Vitesse annuelle moyenne de déplacement (m.an ⁻¹)	Vitesse annuelle médiane de déplacement (m.an ⁻¹)
BARO_st1	11/2019 à 05/2022	2,5	16-32	44,4 (68,0)	10,7(31,1)	199,4	17,9 (27,4)	4,3 (12,6)
BARO_st1		2,5	32-45	27,6 (97,1)	2,4 (2,5)	391,6	11,1 (39,2)	1,0 (1,0)
BARO_st1		2,5	45-64	2,8 (1,4)	2,5 (1,4)	7,6	1,2 (0,6)	1,0 (0,6)
BARO_st1		2,5	64-80	3,1 (2,6)	2,6 (0,6)	14,3	1,2 (1,7)	1,1 (0,2)
BARO_st2		2,5	16-32	283,5 (195,9)	233,1 (258,0)	590,2	114,3 (79,0)	94,0 (104,1)
BARO_st2		2,5	32-45	268,5 (176,5)	254,9 (277,5)	479,1	108,3 (71,2)	102,8 (111,9)
BARO_st2		2,5	45-64	129,7 (161,4)	15,1 (243,5)	511,4	52,3 (65,1)	6,1 (98,2)
BARO_st2		2,5	64-80	124,6 (164,2)	20,6 (255,0)	487,4	50,2 (66,2)	8,3 (102,8)
DAME	04/2019 à 05/2022	3,1	16-32	21,0 (42,2)	6,6 (10,3)	197,6	6,8 (13,7)	2,1 (3,3)
DAME		3,1	32-45	9,2 (9,3)	6,1 (8,9)	41,5	3,0 (3,0)	2,0 (2,9)
DAME		3,1	45-64	3,3 (1,9)	3,7 (1,7)	6,6	1,1 (0,6)	1,2 (0,5)
DAME		3,1	64-80	3,9 (1,7)	3,8 (2,3)	8,3	1,3 (0,6)	1,2 (0,8)
ENIL	11/2019 à 05/2022	2,5	16-32	15,2 (11,3)	13,2 (7,8)	43,8	6,2 (4,6)	5,3 (3,1)
ENIL		2,5	32-45	14,1 (15,2)	8,7 (13,4)	60,8	5,7 (6,2)	3,5 (5,4)
ENIL		2,5	45-64	11,9 (13,6)	9,1 (4,2)	65,9	4,8 (5,5)	3,7 (1,7)
ENIL		2,5	64-80	14,8 (12,7)	10,6 (5,4)	53,7	6,0 (5,1)	4,3 (2,2)
FOUR	11/2019 à 05/2022	2,5	16-32	6,9 (4,5)	6,0 (3,3)	19,6	2,8 (1,8)	2,4 (1,3)
FOUR		2,5	32-45	6,3 (3,3)	7,1 (3,4)	13,7	2,5 (1,3)	2,9 (1,4)
FOUR		2,5	45-64	7,2 (3,7)	7,9 (5,0)	13,5	2,9 (1,5)	3,2 (2,0)
FOUR		2,5	64-80	6,3 (6,7)	4,3 (6,1)	23,5	2,6 (2,7)	1,75 (2,5)
VACH	02/2020 à 05/2022	2,2	16-32	9,2 (12,3)	5,5 (8,3)	56,5	4,1 (5,5)	2,5 (3,7)
VACH		2,2	32-45	3,5 (2,7)	3,5 (3,2)	11,6	1,5 (1,2)	1,4 (1,4)
VACH		2,2	45-64	1,7 (2,4)	0 (2,6)	6,7	0,8 (1,1)	0,0 (1,2)
VACH		2,2	64-80	6,9 (4,0)	5,4 (3,5)	15,4	3,1 (1,8)	2,4 (1,6)

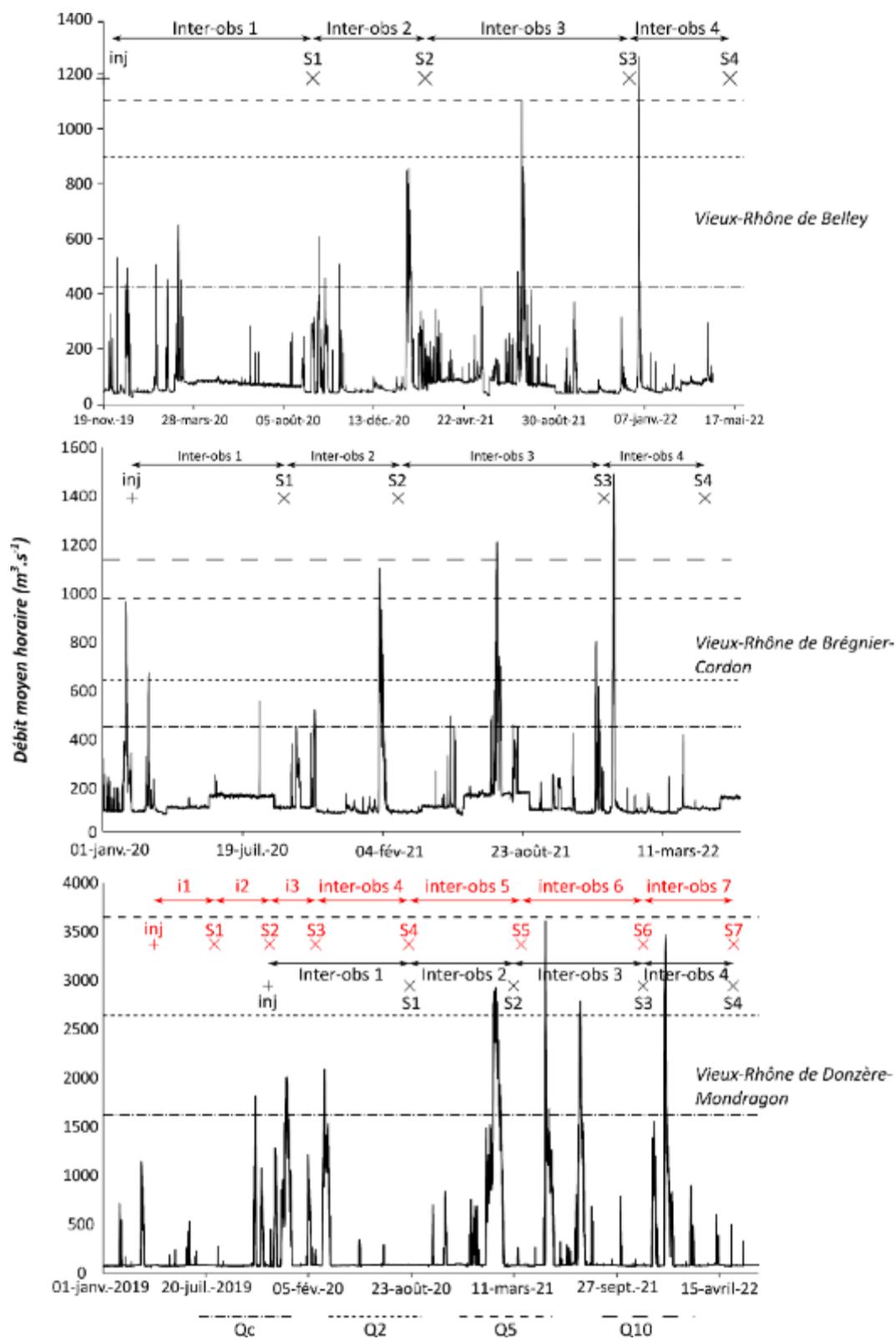


Figure 6.1-9 - Visualisation des campagnes de suivi des galets équipés de traceurs passifs, depuis l'injection des particules dans les bras (« inj »), au sein des chroniques de débit représentatives pour les vieux-Rhône concernés.

N.B. : les bras faisant l'objet d'un traçage sédimentaire sont les bras de Fournier et d'En-l'île (FOUR et ENIL ; Belley), de Vachon (VACH ; Brégnier-Cordon) et les bras de la Grange Ecrasée, des Dames et du Banc-Rouge (GREC, DAME, BARO ; Donzère-Mondragon). Pour Donzère-Mondragon, les campagnes de suivi affichées en noir concernent BARO et celles en rouge représentent celles réalisées sur GREC et DAME.

Depuis les injections, de multiples pulsations hydrologiques ont été observées dans les bras des vieux-Rhône étudiés (Figure 6.1-9). Dans l'ensemble, les résultats des suivis montrent des taux de retours importants quel que soit le site et le suivi considérés (Figure 6.1-10). Pour les bras du Haut-Rhône, les taux de retours sont supérieurs à 75% au suivi n°4. Ils témoignent d'une faible mobilité des particules dans ces bras, avec des distances maximales parcourues comprises entre 24 et 66 m sur FOUR et ENIL (vieux-Rhône de Belley), et 56 m sur VACH (vieux-Rhône de Brégner-Cordon). Sur le Bas-Rhône, DAME possède le plus faible taux de retour (50 %) au septième suivi. Ce bras, qui a été équipé en avril 2019 par la CNR, a enregistré des déplacements significatifs seulement au cours du quatrième suivi que nous avons réalisé en août 2020 et que l'on considèrera comme le premier suivi dans la suite de nos analyses. La complexité de son tracé et la longueur de son linéaire, peuvent en partie expliquer ce taux de retour plus faible. Le Banc-Rouge se distingue lui aussi par sa complexité. La zone d'injection la plus en amont, BARO_station1, possède un taux de retour supérieur à 75% au suivi n°4. A l'échelle de la station, la majorité des traceurs injectés semblent rester au niveau de la zone d'injection (Figure 6.1-10), même si quelques particules ont quitté la zone d'injection et réussi à parcourir plusieurs centaines de mètres vers l'aval (distance max de 392 m). Quelques centaines de mètres en aval, BARO_station2 possède un taux de retour au suivi n°4 légèrement supérieur à 60 %. Cette seconde station se distingue par la forte mobilité de l'ensemble des traceurs injectés comparativement à l'ensemble des sites suivis sur le Haut-Rhône et le Rhône en aval de Lyon. Les résultats contrastés entre ces deux stations situées dans un même bras, mais dans deux zones distinctes, montrent que les bras possèdent des caractéristiques hydrauliques complexes qui influencent la mobilité des particules le long de leur linéaire.

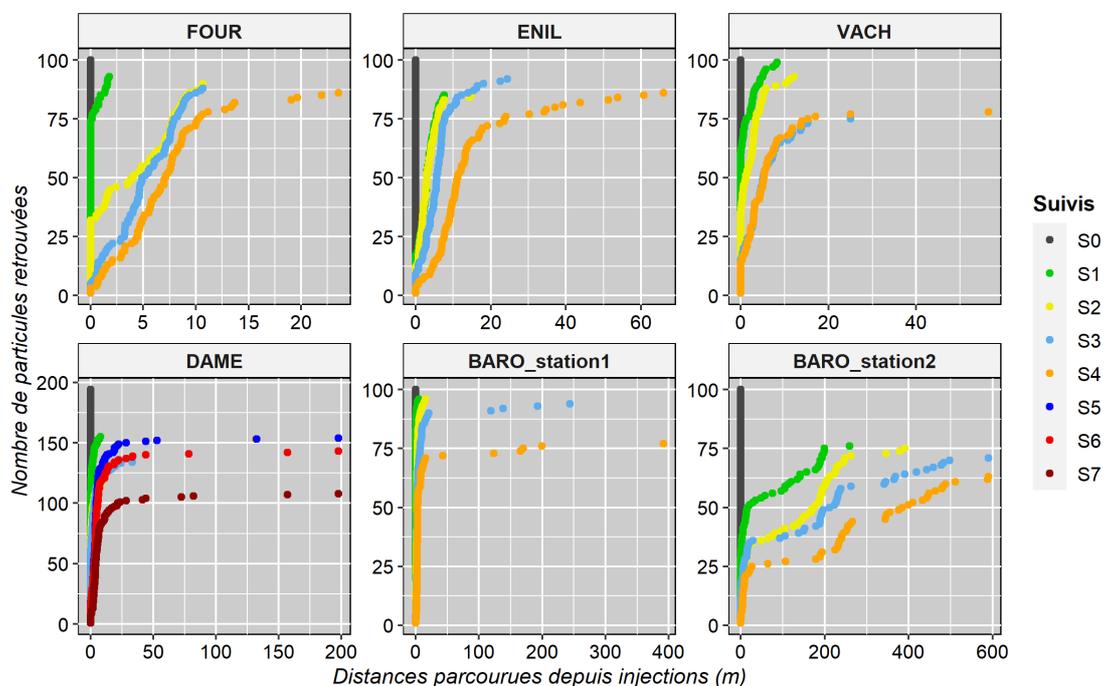


Figure 6.1.10 – Distances parcourues par les galets équipés de traceurs passifs détectés au cours des différents suivis. Chaque point correspond à un galet.

N.B. : L'axe des ordonnées correspond au taux de retour pour les bras dont l'axe des ordonnées du graphique va jusqu'à 100. Pour la lône des Dames, il faut diviser cette valeur par 2 pour obtenir le taux de retour.

L'analyse de la mobilité des particules injectées en fonction des différentes classes granulométriques d'appartenance (16-32, 32-45, 45-64 et 64-80 mm) met en évidence des dynamiques contrastées entre les bras suivis (**Figure 6.1-11**). Dans l'ensemble, les trois bras suivis sur le Haut-Rhône enregistrent une mobilité de l'ensemble de l'étendue granulométrique des particules injectées. Sur le Rhône en aval de Lyon, les bras de Donzère-Mondragon présentent un transport sélectif relativement marqué : les particules les moins grossières (axe b > 45 mm, voire < 32 mm) ont été beaucoup plus facilement mobilisées que les particules grossières.

Sur le Haut-Rhône, les distances moyennes parcourues, calculées sur la totalité de la période et pour chacune des classes granulométriques, sont comprises entre 6 et 7 mètres pour FOUR. Sur ENIL, les distances moyennes parcourues par les particules sont de l'ordre de 12 à 15m. Enfin sur VACH, les particules des classes 45-64 mm et 32-45 mm, se distinguent par leur quasi-immobilité depuis leur mise en place. Seules les classes 16-32 et 64-80 mm connaissent des mouvements significatifs, avec des distances moyennes au suivi n°4 de 9 et 7 mètres, respectivement. Nous pensons que le passage d'engins pour l'installation du batardeau lors de l'APAVER 2021 au niveau de certains profils d'injection et le tassement du matelas alluvial qui en découle peuvent expliquer cette situation.

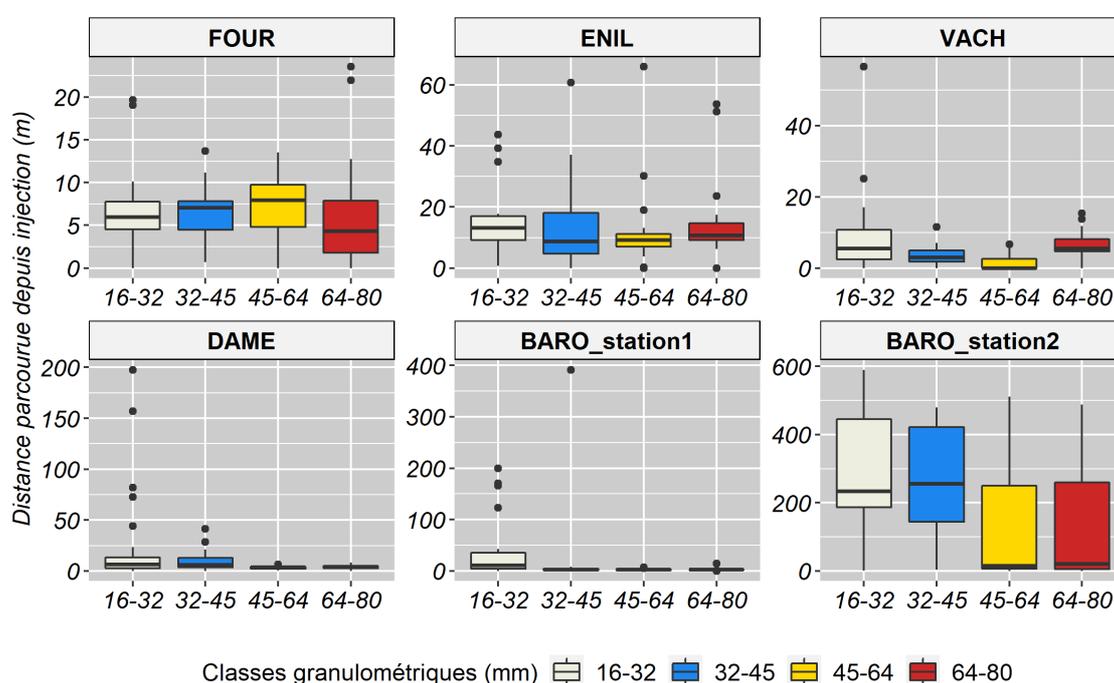


Figure 6.1-11 – Distribution des distances parcourues par les galets équipés de traceurs passifs entre l'injection et la dernière campagne de suivi selon la classe granulométrique des particules.

N.B. : Les dates d'injection et de la dernière campagne sont renseignées dans le Tableau 6.1-5.

Sur le vieux-Rhône de Donzère-Mondragon, les stations DAME et BARO_station1 présentent des résultats globalement similaires sur l'ensemble de la période de suivi (**Figure 6.1-11**). Pour ces deux stations, localisées au niveau de l'extrémité amont des bras, les particules les plus grossières (45-64 et 64-80 mm) sont très peu mobiles, après 3 années de suivi post-injection et deux événements de crues morphogènes enregistrées. Sur DAME, les particules qui composent la classe 16-32 mm sont les plus mobiles avec une distance moyenne parcourue depuis injection de 44 m et une distance maximale parcourue de 197 m. La classe 32-45 mm enregistre également des déplacements (9 m en moyenne, distance maximale de 47 m). La distance moyenne de déplacements des particules de la classe 16-32 mm sur BARO_station1 est de 44 m pour une distance maximale de 200 m. Les 32-45 mm ont parcouru en moyenne 28 m. Une particule a parcouru environ 392 m pour atteindre la zone d'injection de BARO_station2. Au niveau de cette seconde station, les résultats des suivis montrent que la mobilité des particules est particulièrement élevée au regard de l'ensemble des stations étudiées. Ici, les distances moyennes sont comprises entre 125 m pour les 64-80 mm et 283 m pour les 16-32 mm. Les distances maximales s'échelonnent entre 479 m pour les 32-45 mm et 590 m pour les 16-32 mm (**Figure 6.1-11**). Si ces distances semblent importantes, elles concernent surtout les fractions les moins grossières (16-32 et 32-45 mm), comme l'attestent les distances médianes de 233 et 256 m pour ces deux fractions, contre seulement 15 et 21 m pour les fractions grossières.

La confrontation des distances moyennes parcourues par l'ensemble des particules injectées avec le débit horaire maximum enregistré en inter-observé permet d'estimer les débits critiques de mise en mouvement (Q_c) au sein des bras équipés (**Figure 6.1-12**). Sur le Haut-Rhône, les résultats de cette approche empirique permettent d'établir des débits critiques compris entre 660 et 860 $m^3 \cdot s^{-1}$ dans les bras de FOUR et ENIL sur le vieux-Rhône de Belley, soit inférieur à la crue biennale. Pour VACH, sur le vieux-Rhône de Brégnier-Cordon, le débit critique est estimé à 1100 $m^3 \cdot s^{-1}$, soit un débit compris entre la crue biennale et quinquennale. Sur le Bas-Rhône (Donzère-Mondragon), le débits critique d'entraînement des particules dans les bras de BARO_station2 et de DAME est inférieur à la crue biennale : 1600 $m^3 \cdot s^{-1}$ et 1800 $m^3 \cdot s^{-1}$, respectivement. Pour BARO_station1, l'initiation du mouvement des particules est observée pour un débit de 2800 $m^3 \cdot s^{-1}$, soit pour des événements de crue compris entre la crue biennale et la crue quinquennale. Ces relations empiriques sont destinées à être complétées avec la poursuite du suivi (**Figure 6.1-12**). Elles peuvent d'ores et déjà être utilisées pour estimer a priori le déplacement des particules au sein des bras équipés.

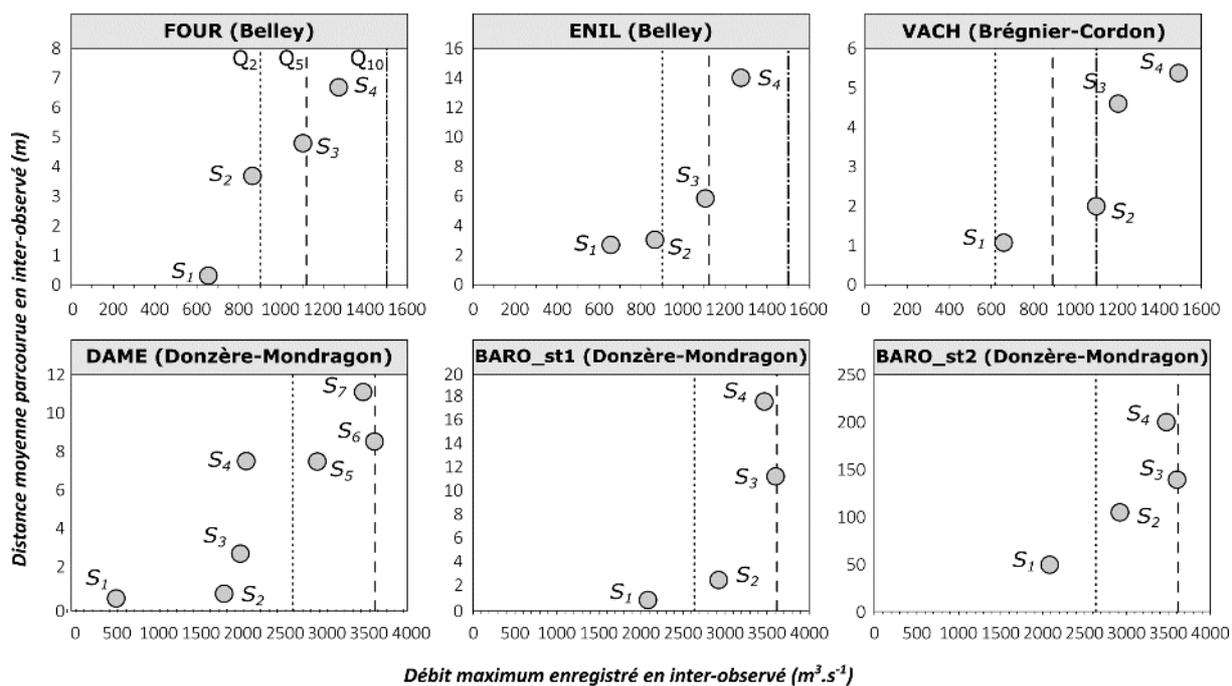


Figure 6.1-12 – Relation entre la distance moyenne parcourue par les traceurs et les débits horaires maximums enregistrés entre les différentes campagnes de suivi sur les bras équipés.

6.1.3 Peut-on prédire l'évolution hydromorphologique des bras vifs ? Dés résultats encourageants qui restent à conforter.

Pour tester notre capacité à prédire la dynamique de remplissage sédimentaires des bras vifs, nous avons établi des régressions linéaires entre les différents paramètres de contrôles hydrauliques testés (contraintes hydrauliques et pentes de la ligne d'eau dans les bras pour différentes valeurs de débit ; cf. **Tableau 6.1-2**) et les vitesses d'alluvionnement des bras calculées à l'échelle (i) du chenal complet des bras (fond de lit et berges), (ii) du fond du lit et (iii) des berges (**Figure 6.1-13**).

Globalement, il ressort que plus les bras présentent des contraintes de cisaillement en fond de lit élevées, plus ils auront tendance à accumuler des quantités importantes de matériaux. Autrement dit, plus les contraintes hydrauliques dans les bras sont élevées, plus le volume de matériaux entrants sera important et de fait les volumes stockés. En effet, nous avons vu précédemment que le stockage des alluvions dans les bras reste largement supérieur aux exports, même si des périodes où l'érosion prédomine peuvent être ponctuellement observées.

Dans le détail, lorsque l'on considère l'ensemble des bras (lois linéaires représentées en noir sur la **Figure 6.1-13**), la prédiction des vitesses d'alluvionnement estimées à l'échelle des chenaux complets (fond de lit + berges) à partir des descripteurs hydrauliques est plutôt satisfaisante (r^2 compris entre 0,38 et 0,61). Les résultats obtenus pour les unités « fond de lit » et « berges » considérant l'ensemble des bras également satisfaisant, bien que la part de la variance expliquée par les modèles soit beaucoup plus faible qu'à l'échelle des chenaux complets. Nous n'observons pas de différences entre bras restaurés et les bras non restaurés pour les chenaux complets. Toutefois, à l'échelle du fond de lit ou des berges, des vitesses d'alluvionnement différenciées sont

observées entre les bras selon leur état (restaurés vs. non restaurés). La part de la variance expliquée par les modèles est plus forte pour l'unité berges que pour le fond de lit.

L'alluvionnement en fond de lit est globalement plus important dans les bras restaurés comparativement aux bras non restaurés, à conditions hydrauliques équivalentes. Ce comportement différencié constitue un marqueur caractéristique des travaux de curage. Le recreusement des bras (approfondissement, élargissement) a pour effet d'augmenter la capacité de piégeage de la charge grossière dans les bras. Par la suite, plus le comblement du bras progresse au gré de l'accumulation des matériaux, plus sa capacité de piégeage et *de facto* les vitesses d'alluvionnement diminuent. A l'échelle de l'unité berges, on observe que plus la pente de la ligne d'eau dans les bras est forte, plus les bras tendent à accumuler des matériaux. Les vitesses mesurées semblent là encore être plus importantes dans les bras restaurés (par définition plus jeunes) que pour les bras non restaurés, à l'exception encore une fois de FOUR dont la vitesse d'alluvionnement en berge est comparable à celle des bras non restaurés.

Quelle que soit l'unité considérée (fond de lit ou berges) on constate des résidus (écarts aux modèles) équivalent entre les bras restaurés et non restaurés. Ce constat est sans doute lié au fait que l'on observe dans les bras considérés, une grande diversité de situations en termes de stades successifs : de bras encore en eau et connectés en permanence avec le fleuve à des bras semi-permanent totalement atterris et présentant des niveaux de remplissage sédimentaire très importants caractéristiques de toposéquences matures. D'autre part, il convient de garder à l'esprit que le nombre de bras restaurés suivis est relativement faible comparativement aux bras non restaurés, ce qui implique une représentativité moins importante de la diversité de fonctionnement hydrosédimentaire observée in situ.

Ces premiers résultats sont très encourageants et démontrent l'intérêt de poursuivre les suivis initiés sur les bras vifs qui permettront à l'avenir d'améliorer ces modèles. Les bras de Donzère-Mondragon restaurés en 2018 seront par la suite intégrés à ces analyses.

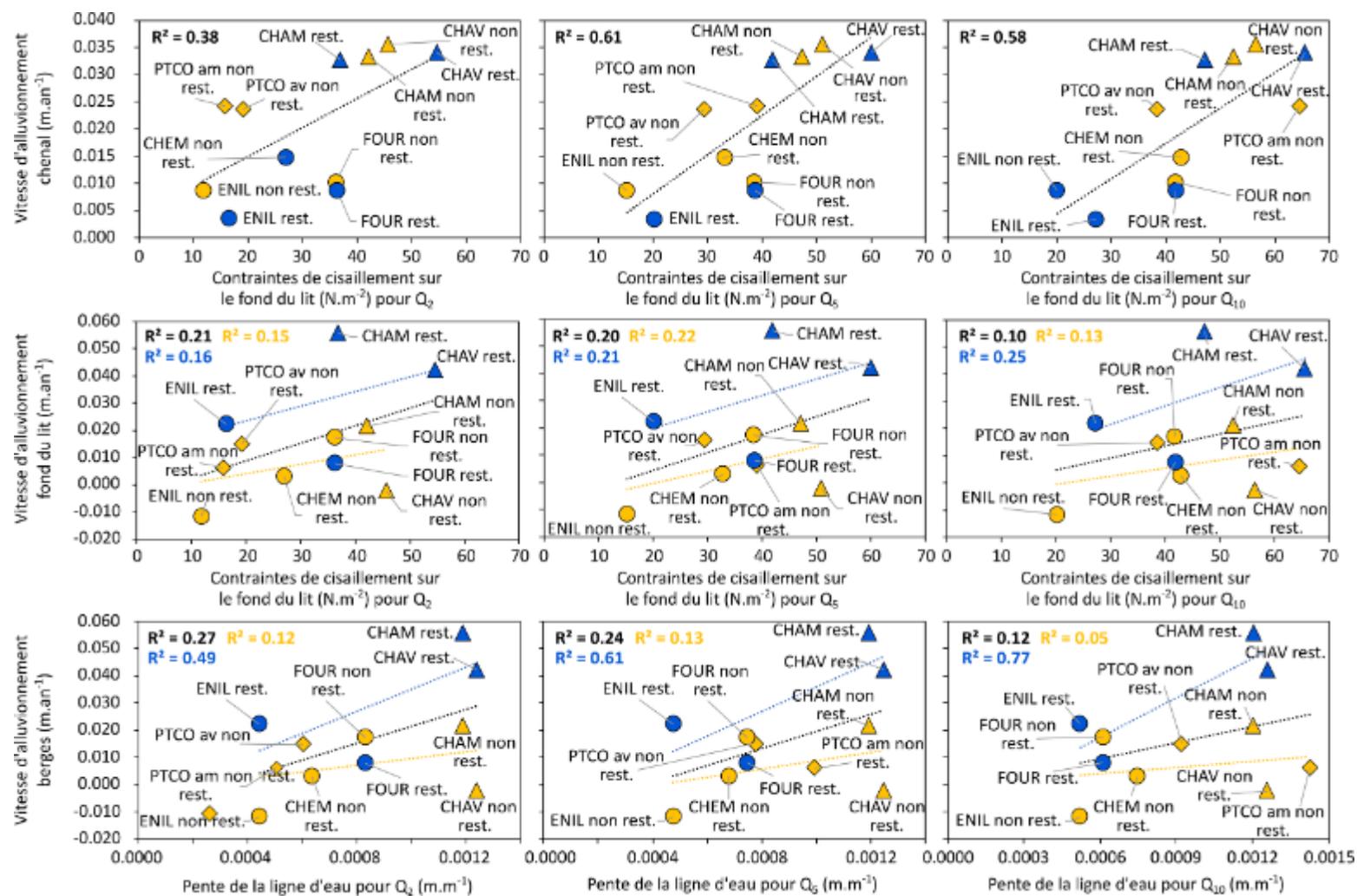


Figure 6.1-13 – Modèles statistiques liant les vitesses d’alluvionnement estimées à l’échelle des chenaux complets (première ligne), du fond de lit (seconde ligne) et des berges (troisième ligne) et les caractéristiques hydrauliques des bras. Les résultats des régressions linéaires considérant l’ensemble des bras étudiés sont affichés en noir. Lorsqu’une différence statistiquement significative est observée entre les bras restaurés et non restaurés, les droites de régression ont également été calculées en considérant le statut des bras (jaune pour les bras non restaurés et bleu pour les bras restaurés). Les secteurs sont représentés par des symboles : triangles pour Chautagne, cercles pour Belley et losanges pour Brégnier-Cordon.

6.1.4 Conclusion

Les chenaux latéraux sont des habitats qui tendent naturellement à se combler et à s'atterrir plus ou moins rapidement. A l'échelle du Rhône et dans le contexte actuel, les créations naturelles de bras restent très rares et la restauration constitue l'unique voie pour maintenir ces unités fonctionnelles. L'évolution récente de certains bras morts restaurés (déconnexion de l'extrémité aval, niveau de comblement avancé avec pertes de fonctionnalités écologiques importantes ; e.g. îlons des Molottes et du Ponton – évolution en accord avec les modèles d'estimation de durée de vie établis) illustre très bien que ces milieux peuvent évoluer rapidement. D'autre part, certains chenaux secondaires courants restaurés sont à présent déconnectés du fleuve ou en voie de l'être, notamment à travers la mise en place de bouchons alluviaux (e.g. bras latéraux en Chautagne, en l'île à Belley, Noyer Sud au Péage-de-Roussillon). Certains, notamment suite aux crues de 2023-2024, sont à présent quasiment totalement comblés (bras latéraux en Chautagne). Ces transformations mettent en avant la nécessité d'anticiper les actions de gestion à réaliser et plus largement de discuter collectivement de la stratégie de maintien des bras à l'échelle de l'hydrosystème : quelles nouvelles restaurations sont à envisager ? Doit-on mettre en œuvre des mesures correctives sur les bras ayant changé de stades successionnels, lesquelles ? En d'autres termes, l'ensemble de ces éléments plaident pour la mise en œuvre d'une planification à long terme des actions de gestion à réaliser sur les bras en prenant en compte la durabilité, la diversité des habitats et des fonctionnalités écologiques associées à l'échelle de chaque secteur.

En ce qui concerne plus spécifiquement les bras vifs, des avancées notables ont été réalisées dernièrement concernant la compréhension de leur trajectoire évolutive. Les résultats obtenus ont notamment permis de souligner la fonction de stockage des sédiments charriés par le fleuve de ces unités et d'établir les premiers modèles pour ce type de bras. Ces modèles sont encore en cours de perfectionnement, mais permettent d'ores et déjà de prédire la propension des bras vifs à accumuler des matériaux grossiers sur la base des conditions hydrauliques observées en leur sein. Plus les contraintes hydrauliques dans les bras sont élevées, plus le volume de matériaux entrants est important et de fait les volumes stockés. L'ampleur des volumes sédimentaires accumulés en une dizaine d'années dans les bras vifs (de 750 m³ à 60 000 m³ par bras) est également à mettre au regard de la stratégie de redynamisation sédimentaire de certains vieux-Rhône (démantèlement des marges et surtout injection sédimentaire). En effet, les dernières opérations d'injection sédimentaire réalisées le long du corridor rhodanien impliquent des volumes réinjectés dans les vieux-Rhône s'échelonnant de 7 850 à 30 000 m³ par opération. Ces résultats questionnent l'inter-compatibilité entre reconnexion totale de chenaux secondaires au fleuve (habitats relativement rares à l'échelle du fleuve) et les opérations de redynamisation sédimentaire qui tendent à se multiplier et gagner en envergure.

Malgré une pression anthropique très forte, le Rhône reste dynamique : il continue de s'ajuster localement (e.g. crues de l'hiver 2023-2024). A ce titre, la perspective « fixiste » de la restauration

des bras, où l'on agit essentiellement sur les formes/les habitats en ciblant des processus particuliers (e.g. connectivité latérale, verticale) montre ces limites : il semble difficile de maintenir les bras à un stade successional donné, les événements morphogènes pouvant modifier de manière brutale la trajectoire évolutive des bras. Dans ce contexte, il serait opportun d'approfondir les réflexions collectives autour des actions potentielles pouvant être menées localement pour redonner au fleuve la possibilité de créer de lui-même des bras (e.g. favoriser l'érosion latérale et les recoupements naturels de bras, favoriser la formation de bancs).

6.2 Analyses des communautés de macroinvertébrés benthiques

Ce chapitre propose une synthèse des observations menées de 2002 à 2021 (Haut-Rhône) et de 2007 à 2022 (Rhône médian et aval) sur les communautés de macroinvertébrés aquatiques dans 69 sites appartenant à 33 îlots, restaurés ou non, dans le cadre du suivi scientifique de la restauration hydraulique et écologique du Rhône français. Les sites retenus pour cette synthèse sont ceux qui ont fait l'objet des suivis les plus longs. A deux exceptions près (Noyé Sud au Péage-de-Roussillon et îlot des Dames à Donzère-Mondragon), ils ont tous fait l'objet d'au moins 10 dates d'échantillonnage, et jusqu'à 22 dates pour le site le plus étudié, sur l'îlot Béard à Belley.

Les données obtenues sur ces sites constituent un ensemble de 69 trajectoires de changements temporels des communautés, pour lesquelles plusieurs métriques peuvent être mises en œuvre afin de décrire l'évolution de la diversité biologique.

L'accent est mis sur :

- la façon dont la diversité des communautés s'établit au sein des secteurs en fonction du niveau de connectivité latérale des îlots avec le fleuve ou de leur alimentation par des sources d'eau non fluviales (affluents),
- les changements provoqués dans les communautés par les actions de restauration de divers types et la dynamique temporelle faisant suite à ces actions,
- les changements dans les communautés pouvant se produire dans des sites non restaurés, connectés ou non au fleuve,
- la contribution des espèces exogènes au bassin rhodanien dans les communautés en place et son évolution au cours du temps,
- la façon dont les changements temporels décrits au sein des sites (diversité alpha) se traduit entre îlots à l'échelle des secteurs (diversité bêta).

L'analyse est proposée par secteurs sous forme de quatre parties (Belley, Brégnier-Cordon, Péage-de-Roussillon, Donzère-Mondragon + Montélimar). Chaque partie possède un résumé par secteur. Les éléments de synthèse généraux sont intégrés à la synthèse globale multithématique du rapport.

6.2.1 Méthodes

6.2.1.1 Sites et dates.

La sélection initiale des lônes suivies a répondu essentiellement à deux critères : i) la connaissance préalable des lônes allant être restaurées et éventuellement (Donzère-Mondragon), une adaptation du suivi à leur désignation précise, ii) l'identification de sites non restaurés dont le suivi présentait un intérêt au titre de leur type de connexion ou de la présence d'espèces notables (cas de sites à *Anisus vorticulus* à Brégnier-Cordon).

Deux sites d'échantillonnage sont classiquement sélectionnés à l'intérieur de chaque lône. Ces sites sont des zones géomorphologiquement homogènes et présentant généralement une unité du point de vue de la végétation aquatique. Ils correspondent aux deux "pôles" caractéristiques des anciens chenaux de type parapotamique (Juget *et al.*, 1979), un site amont peu profond (voire temporaire), déconnecté du Rhône en débit moyen et bien alimenté par les eaux du sous-écoulement et un site aval plus profond, généralement connecté au Rhône. Ce schéma de base a été adapté à tous les types de chenaux en augmentant (trois sites) ou en réduisant (un seul site) le nombre de sites à la longueur de la lône et éventuellement à la mise en eau de sites "nouveaux" par les opérations de restauration. A partir de 2019, le protocole d'échantillonnage a été allégé sur le Haut-Rhône, en ne conservant qu'un site par lône.

Le plan de suivi initial prévoyait un échantillonnage biennal des sites avec deux saisons de prélèvement (printemps et été) et un suivi post-restauration débutant deux ans après les travaux. Ce schéma de base a connu des variations dictées i) par des événements hydrologiques (assèchements ou crues) rendant l'échantillonnage impossible, ii) par des suivis additionnels réalisés par exemple lors des études dédiées aux événements APAVER sur le Haut-Rhône ou de travaux de masters développés autour du suivi RhonEco, iii) lors de périodes pré-restauration courtes entraînant des suivis annuels visant à disposer d'un nombre maximal de dates d'échantillonnage avant restauration. L'échantillonnage estival a pu être réalisé à deux périodes et les analyses ou représentations qui suivent utilisent un regroupement des périodes d'échantillonnage en trois catégories : P1 : 15 mars – 15 mai (Haut-Rhône) ou 30 avril (Bas-Rhône) ; P2 : 1^{er} juin (Haut-Rhône) ou 15 mai (Bas-Rhône) – 31 juillet ; P3 : 15 août – 30 septembre.

La présentation qui suit est structurée par secteur et les informations plus détaillées relatives aux lônes, sites et dates sont fournies pour chacun d'entre eux.

6.2.1.2 Échantillonnage de la macrofaune et description de l'habitat.

Un site est un tronçon de 30 mètres environ (selon l'axe amont-aval de la lône) choisi pour la réalisation des protocoles de description de l'habitat et d'échantillonnage de la macrofaune aquatique. Trois points de prélèvement sont choisis au hasard et la macrofaune y est échantillonnée à l'épuisette (vide de maille 500µm) à l'intérieur d'un quadrat de 50 x 50 cm après description de l'habitat. De 2003 à 2006, quatre prélèvements ont été prélevés et exploités pour certains sites de Belley et Brégnier-Cordon. Les échantillons sont fixés à l'alcool 70% et conservés ainsi jusqu'au tri. Le tri est effectué sous loupe binoculaire. 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. Les mollusques Sphaeriidae ont été déterminés à l'espèce par Jacques Mouthon.

La description de l'habitat à l'intérieur des quadrats de prélèvement de la faune porte sur plusieurs aspects : la profondeur, la vitesse du courant, l'ombrage, la conductivité électrique de l'eau, le substrat minéral, le substrat organique grossier, la quantité, la structure spatiale et la composition de la végétation aquatique. Seuls des éléments issus des mesures de profondeur et de vitesse du courant sont utilisés dans ce rapport. La profondeur est mesurée au centre du quadrat de prélèvement. La vitesse est mesurée en trois points à la moitié de la profondeur et avant la pose du quadrat.

6.2.1.3 Analyse des données faunistiques.

Les données brutes issues des échantillonnages sont des nombres d'individus par taxon et par point de prélèvement (0.25m²). Le logarithme de ces valeurs ($\text{Log}_e(x+1)$) a été utilisé dans l'ensemble des analyses présentées dans la suite de ce rapport (sauf indication contraire), afin de stabiliser leur variabilité et d'adopter une procédure conforme à celle utilisée dans l'analyse des invertébrés des Rhône court-circuités. Les valeurs par point de prélèvement ont été agrégées par site et date (site*date) en calculant la moyenne des trois (ou quatre) points prélevés dans chaque site*date. Le principe de transformation numérique retenu rend non explicite la lecture des axes verticaux des graphes d'évolution temporelle des métriques d'abondance. Les valeurs sur ces axes, qui varient classiquement entre 0 et 7, doivent donc être considérées comme des "proxis" d'abondances réelles.

Les outils analytiques suivants ont été utilisés :

- Une méthode d'ordination a été utilisée pour décrire et comparer les trajectoires de changement de la composition faunistique des sites au cours du temps. La méthode adoptée est une Analyse en Coordonnées Principales (PCoA) basée sur une matrice de distances de Bray-Curtis entre sites*dates. Elle a été réalisée avec le package "ecotraj" dans R selon la méthode d'analyse des trajectoires proposée par De Cáceres *et al.* (2019) et Sturbois *et al.* (2021). Les distances de Bray-Curtis ont été calculées avec la fonction "vegdist" de la librairie "vegan" (Oksanen *et al.*, 2020) de R.
- La matrice de distances de Bray-Curtis entre sites*dates a également été utilisée pour calculer la diversité beta entre sites pour certaines dates. La diversité beta est une mesure de la différenciation entre assemblages faunistiques (Anderson, 2006 ; Anderson *et al.*, 2006). Les mesures sont obtenues et testées entre dates avec la fonction "betadisper" de la librairie "vegan" (Oksanen *et al.*, 2020) de R.

- - Les taxons les plus caractéristiques de groupes de sites ont été identifiés grâce à leur valeur indicatrice calculée selon De Cáceres *et al.* (2010) et Dufrêne & Legendre (1997). Elle combine la « spécificité » du taxon pour un groupe de sites (rapport entre l'abondance du taxon dans le groupe et l'abondance totale du taxon) et sa « fidélité » (rapport du nombre de sites du groupe dans lesquels le taxon est présent et du nombre total de sites du groupe). Les taxons retenus comme indicateurs des groupes possèdent une valeur indicatrice supérieure ou égale à 0.5 et une significativité $p < 0.01$.
- - Plusieurs métriques sont utilisées pour décrire la diversité des communautés de macroinvertébrés aquatiques dans les lônes et ses changements :
 - (1) **la richesse taxonomique totale**. Elle est mesurée sur des niveaux taxonomiques hétérogènes,
 - (2) **la richesse en insectes EPT**. C'est le 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 l'intensité du courant s'exerçant dans les milieux.
 - (3) **la richesse en mollusques gastéropodes et bivalves**. C'est le nombre de taxons appartenant à ce groupe. Elle diminue avec la permanence et l'intensité du courant s'exerçant dans les milieux.
 - (4) Du fait de l'hétérogénéité des nombres d'invertébrés récoltés dans chaque prélèvement et du lien entre l'abondance et la richesse taxonomique, des estimations de richesse taxonomique mesurée sur des échantillons égaux du point de vue de l'abondance ont été calculées 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, il est de 100 dans les calculs réalisés ici. **La richesse raréfiée** peut être vue comme une mesure de diversité au sens des indices classiques de Shannon ou Simpson. Les calculs ont été faits avec la fonction "rarefy" de la bibliothèque "vegan" (Oksanen *et al.*, 2020) dans R.
 - (5) Trois métriques ont été consacrées à singulariser parmi les taxons échantillonnés, les espèces pouvant être considérées comme exogènes au bassin du Rhône. Ces espèces appartiennent majoritairement aux groupes des macrocrustacés (amphipodes, décapodes, isopodes), des mollusques et des annélides polychètes.
 - **le pourcentage d'individus appartenant à des espèces exogènes**, exprimé par rapport à l'abondance totale (non log-transformée) dans les relevés,
 - **la densité moyenne des espèces exogènes** par site*date (moyenne de l'abondance log-transformée par site*date),

- le nombre d'espèces exogènes par site*date.
- (6) **L'abondance des insectes** (log-abondance par unité d'échantillonnage) a été calculée, compte tenu de l'attention portée aux changements de cette métrique dans différents types d'écosystèmes (van Klink *et al.*, 2020, 2024)

Des tests non-paramétriques de Wilcoxon, appariés ou non, ont été utilisés pour tester la différence entre groupes de sites de valeurs pour certaines métriques.

Les représentations graphiques de l'évolution temporelle des métriques utilisent comme repère la médiane de la métrique considérée, calculée pour les sites du Haut- ou du Bas-Rhône en fonction de la localisation des îles. Cette médiane est entourée de l'intervalle interquartile correspondant (Q25 – Q75).

Les calculs et représentations graphiques ont été effectués avec le logiciel R (R Core Team, 2020) dans RStudio.

6.2.2 Le secteur de Belley (2003 – 2021).

6.2.2.1 Îles et sites étudiés.

Sept îles du secteur de Belley (**Tableau 6.2-1**) ont été suivies pendant 19 ans (2003 – 2021). Cette période couvre trois événements APAVER (2012, 2016, 2021) (**Tableau 6.2-2**). Ce secteur comprend les sites ayant fait l'objet du plus grand nombre de dates d'échantillonnage (22 à 24 dates pour certains sites des îles Béard, En l'île et Moiroud), en particulier en raison d'études complémentaires ayant été menées pour le suivi des APAVER et pour des travaux de master (par ex. Besacier-Montbertrand *et al.* 2014). En contraste avec la durée totale du suivi, la période pré-restauration fut largement sous-échantillonnée (2003 – 2004, **Tableau 6.2-2**).

A l'exception de la île de Chantemerle située sur le Rhône plein à l'aval de la restitution de l'ouvrage de Belley, toutes les îles suivies ont été influencées par l'augmentation substantielle des débits réservés dans le court-circuit de Belley lors de la restauration de 2004-2005 (Lamouroux *et al.*, 2015). Les autres travaux de restauration sont essentiellement des créations ou recouvrements de mouilles (**Tableau 6.2-1**). La restauration de la île d'En l'île correspond au rétablissement d'un chenal latéral courant.

Tableau 6.2-1 - Caractéristiques des sites et îlons étudiés dans le secteur de Belley. La typologie des sites renvoie aux catégories de connexion avec le fleuve définies initialement par Amoros *et al.* (1982) et Richardot-Coulet *et al.* (1982) : eup – eupotamon, para – parapotamon, plésio – plésiopotamon. « sec » désigne un thalweg sans eau hors crues.

îlons	sites	codes	coord N			coord E			typologie		restauration de la îlon (actions sur la morphologie)	remarques
			deg	min	sec	deg	min	sec	pré-restau	post-restau		
Béard	amont	BEARam	45	46	50	5	46	29	plésio	plésio	recreusement de mouille existante	
Béard	aval-new	BEARavn	45	46	37	5	46	43	sec	plésio	creusement de mouille	connexion épisodique avec BEARav
Béard	aval	BEARav	45	46	34	5	46	43	para	para	aucune	
Chantemerle	amont	CHANam	45	42	5.1	5	41	59	eup~para	eup~para	aucune	sur le Rhône plein
Chantemerle	aval	CHANav	45	41	43	5	42	14	eup	eup	création de connexions latérales avec le Rhône en 1993-94	sur le Rhône plein
En L'île	amont	ENILam	45	43	7.3	5	45	53	plésio	eup->para	reconnexion amont-aval	déconnexion progressive à l'amont à partir de 2021
En L'île (Anse de Yenne)	aval	ENILav	45	43	4.7	5	45	49	para	para->eup->para	mise en connexion avec ENIL lors de l'hiver 2011-12 (crue)	déconnexion progressive à l'amont à partir de 2021
En L'île	aval-new	ENILavn	45	43	2.4	5	45	50	sec	eup->para	reconnexion amont-aval	déconnexion progressive à l'amont à partir de 2021
Foumier	amont	FOURam	45	46	48	5	46	59	para	para	recreusement de mouille existante	
Foumier	aval	FOURav	45	46	32	5	46	59	para	para	aucune	
Lucey	amont	LUCEam	45	45	54	5	46	58	eup	eup	amélioration de la connexion amont	
Lucey	aval	LUCEav	45	45	30	5	47	2.8	eup	eup	amélioration de la connexion amont	
Luisettes	amont	LUISam	45	48	3.7	5	47	0.1	plésio	para	recreusement de mouille existante	
Luisettes	amont-new	LUISamn	45	48	0.7	5	46	59	sec	para	creusement de mouille	
Luisettes	aval	LUISav	45	47	36	5	46	40	para	para	aucune	
Moiroud	amont	MOIRam	45	47	25	5	46	54	plésio	plésio	aucune	
Moiroud	amont-new	MOIRamn	45	47	23	5	46	52	sec	plésio	creusement de mouille	
Moiroud	aval	MOIRav	45	47	9.5	5	46	36	para	para	décapage du sédiment superficiel	

Tableau 6.2-2 - Dates d'échantillonnage des sites dans le secteur de Belley. Les dates d'échantillonnage sont regroupées en 3 périodes : P1 – 15 mars – 15 mai, P2 – 1 juin – 31 juillet, P3 – 15 août – 30 septembre. Q : augmentation des débits réservés et restauration des îlons. A : événements APAVER.

	2003	2004	2004	2005	2006	2007	2007	2009	2009	2011	2011	2012	2012	2013	2013	2014	2014	2015	2015	2016	2016	2019	2019	2021	2021			
	P2	P1	P2	Q	P2	P1	P2 (P3)	P1	P2	P1	P2 (P3)	P1	A	P2 (P3)	P1	P2	P1	P2	P1	P2	A	P2	P1	P2	P1	A	P3	
BEARam	22.juil	01.avr			22.juil	21.avr	06.avr	20.juil	06.avr	22.juil	29.mars	16.juil	20.mars	28.juin	19.mars	24.juin	24.mars	08.juil	16.mars	27.juin								
BEARavn					22.juil	21.avr	06.avr	20.juil	06.avr	22.juil	29.mars	17.juil	20.mars	20.juin	19.mars	24.juin	03.avr	10.juil	24.mars	08.juil	16.mars	27.juin	05.avr	12.juil	26.avr		06.sept	
BEARav	22.juil	01.avr			22.juil	21.avr	06.avr	20.juil	06.avr	22.juil	28.mars	17.juil	20.mars	20.juin	19.mars	24.juin			24.mars	08.juil	16.mars							
CHANam		29.mars	20.juil				03.avr	23.août	31.mars	23.juil	30.mars	17.juil	22.mars	11.sept	20.mars				26.mars									
CHANav	21.juil	29.mars	20.juil		21.juil	24.avr	28.mars	20.juil	31.mars	23.juil	28.mars	16.juil	21.mars	29.juin	18.mars	27.juin			26.mars	07.juil	17.mars	28.juin	05.avr	11.juil	27.avr		08.sept	
ENILam	21.juil	29.mars			21.juil	24.avr	28.mars	20.juil	31.mars	23.juil	28.mars	16.juil	21.mars	29.juin	18.mars	27.juin			25.mars	08.juil	18.mars	28.juin						
ENILav	21.juil	29.mars			21.juil	24.avr	28.mars	20.juil	31.mars	23.juil	28.mars	16.juil	21.mars	29.juin	18.mars	27.juin			25.mars	08.juil	18.mars	28.juin						
ENILavn					21.juil	24.avr	28.mars	20.juil	31.mars	23.juil	28.mars	16.juil	21.mars	29.juin	18.mars	27.juin			25.mars	08.juil	18.mars	28.juin	05.avr	11.juil	26.avr		06.sept	
FOURam	22.juil	01.avr			05.avr	23.août	06.avr	24.juil	28.mars	16.juil	22.mars			29.juin	20.mars	26.juin			25.mars	09.juil	18.mars	27.juin	10.avr	12.juil	26.avr		06.sept	
FOURav	22.juil	01.avr			05.avr	23.août	06.avr	24.juil	28.mars	16.juil	22.mars			29.juin	21.mars	26.juin			26.mars	09.juil	18.mars	27.juin						
LUCEam	21.juil	01.avr			28.mars	23.août	31.mars	24.juil	28.mars	16.juil	22.mars			29.juin	20.mars	26.juin			26.mars	09.juil	18.mars	29.juin	12.avr	12.juil	26.avr		06.sept	
LUCEav	21.juil	01.avr			28.mars	20.juil	31.mars	23.juil	28.mars	16.juil	22.mars			29.juin	20.mars	26.juin			26.mars	09.juil	18.mars	29.juin						
LURam	22.juil	01.avr			05.avr	24.juil	07.avr	24.juil	29.mars	11.sept	20.mars			28.juin	19.mars	25.juin			24.mars	06.juil	16.mars	27.juin						
LURavn					05.avr	24.juil	07.avr	24.juil	29.mars	11.sept	20.mars			28.juin	19.mars	25.juin			24.mars	06.juil	17.mars	28.juin						
LURav	22.juil	01.avr			06.avr	20.juil	06.avr	24.juil	29.mars	18.juil	21.mars			28.juin	19.mars	25.juin			24.mars	06.juil	17.mars	28.juin	05.avr	12.juil	26.avr		06.sept	
MOIRam	22.juil	01.avr			06.avr	19.juil	07.avr	22.juil	29.mars	11.sept	21.mars			09.juil	19.mars	24.juin			25.mars	06.juil	17.mars	29.juin						
MOIRavn	22.juil	01.avr			06.avr	24.juil	07.avr	24.juil	29.mars	11.sept	21.mars			09.juil	19.mars	25.juin			23.mars	07.juil	17.mars	27.juin						

6.2.2.2 Variations spatiales et temporelles des communautés de macroinvertébrés.

Les différences faunistiques entre lônes (toutes dates prises en compte) traduisent un gradient classique de variation de la connectivité latérale avec le fleuve (**Figure 6.2-1**). De droite à gauche, s'échelonnent les lônes Béard (connexion pour des débits > 980m³/s), Moiroud (420 m³/s), Luisettes (229 m³/s), Fournier (170 m³/s), Chantemerle, Lucey et En l'Île (toutes trois en connexion permanente). Ces valeurs de débit de connexion (adaptées de Riquier *et al.*, 2015) sont établies pour les situations post-restauration qui représentent environ 90% des données disponibles à Belley. Les espèces distinctives des trois groupes de lônes (**Tableau 6.2-3**) manifestent la diversité écologique générée par les différences de connectivité à l'échelle du secteur. Les sites les moins fréquemment connectés sont caractérisés par des espèces typiquement lénitophiles telles que *Cloeon dipterum*, *Hippeutis complanatus* ou *Athripsodes aterrimus*. A l'opposé, *Baetis sp.*, *Serratella ignita*, *Heptagenia sulphurea*, *Silo nigricornis* sont des exemples de taxons rhéophiles que les lônes totalement connectées partagent avec le cours principal du fleuve. En position intermédiaire dans le gradient de connectivité, les lônes Fournier et Luisette possèdent très peu d'espèces propres (*Stictotarsus duodecimpustulatus*), mais partagent des espèces caractéristiques autant avec les sites moins connectés (*Caenis horaria*, *Bithynia tentaculata*, *Limnephilus germanus / lunatus*), qu'avec les lônes lotiques (*Caenis macrura*, *Potamanthus luteus*, *Psychomyia pusilla*).

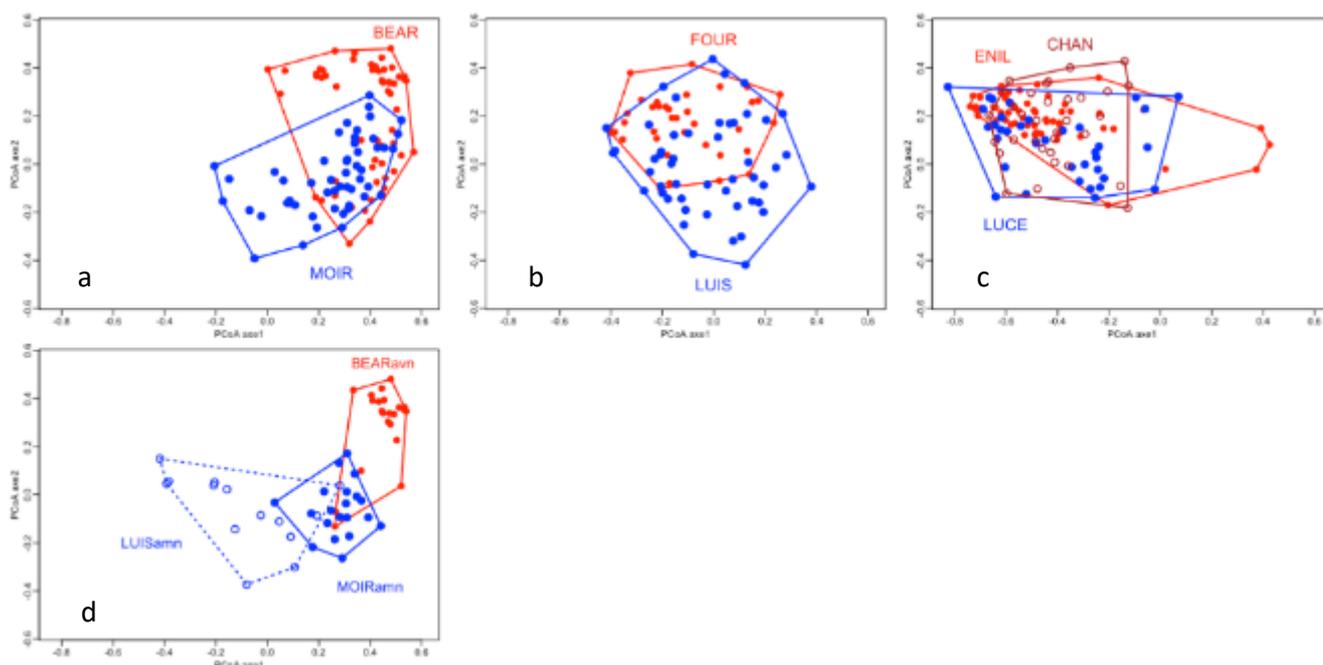


Figure 6.2-1 – Ordination des sites * dates de 7 lônes de Belley (2003 – 2021). Les 320 sites * dates de Belley sont extraits d'une PCoA appliquée aux distances de Bray-Curtis calculées pour la totalité des 904 sites * dates échantillonnés sur l'ensemble du Rhône. Axe 1 : 10.2%, axe 2 : 4% de la variabilité totale des distances.

a, b et c : identification des 7 lônes ; d : identification de trois sites créés par creusement lors de la restauration sur les lônes Béard, Moiroud et Luisettes.

			BEAR, MOIR	LUIS, FOUR	ENIL, LUCE, CHAN
Bi		<i>Musculium lacustre</i>			
Bi		<i>Sphaerium corneum</i>			
Bi		<i>Pisidium milium</i>			
Bi		<i>Pisidium obtusale</i>			
Di		<i>Chaoborus sp</i>			
Di		Culicidae			
Di		Stratiomyidae			
Ep		<i>Cloeon dipterum</i>			
Ga		<i>Anisus vortex</i>			
Ga	Ex	<i>Gyraulus parvus</i>			
Ga		<i>Hippeutis complanatus</i>			
He		Corixinae			
He		<i>Ilyocoris cimicoides</i>			
He		<i>Plea minutissima</i>			
Od		<i>Coenagrion puella / pulchellum</i>			
Tr		<i>Athripsodes aterrimus</i>			
Bi		<i>Pisidium henslowanum</i>			
Bi		<i>Pisidium nitidum</i>			
Co		<i>Haliphus sp</i>			
Ep		<i>Caenis horaria</i>			
Ga		<i>Bithynia tentaculata</i>			
Ga		<i>Radix sp</i>			
Ga		<i>Planorbis carinatus</i>			
Hd		Hydrachnidae			
Is		<i>Asellus aquaticus</i>			
Me		<i>Sialis lutaria</i>			
Tr		<i>Limnephilus germanus / lunatus</i>			
Co		<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>			
Am	Ex	<i>Dikerogammarus villosus</i>			
Bi	Ex	<i>Corbicula fluminea</i>			
Bi		<i>Pisidium tenuilineatum</i>			
Co		<i>Esolus parallelepipedus</i>			
Di		Athericidae			
Di		Empididae			
Ep		<i>Caenis macrura</i>			
Ep		<i>Potamanthus luteus</i>			
Ga	Ex	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			
Ga		<i>Ancylus fluviatilis</i>			
Tr		<i>Goera pilosa</i>			
Tr		<i>Hydropsyche contubernalis</i>			
Tr		<i>Hydroptila sp</i>			
Tr		<i>Athripsodes cinereus</i>			
Tr		<i>Mystacides azurea</i>			
Tr		<i>Psychomyia pusilla</i>			
Bi	Ex	<i>Dreissena polymorpha</i>			
Di		Simuliidae			
Ep		<i>Baetis sp</i>			
Ep		<i>Serratella ignita</i>			
Ep		<i>Heptagenia sulphurea</i>			
Ga		<i>Theodoxus fluviatilis</i>			
Po	Ex	<i>Hypania invalida</i>			
Tr		<i>Silo nigricornis</i>			

Tableau 6.2-3 - Taxons identifiés comme les plus discriminants pour les trois groupes de lômes étudiées à Belley (2003 – 2021). Les groupes de lômes sont ordonnés de gauche à droite en fonction de leur fréquence de connexion croissante avec le Rhône (Figure 6.2-1).

Les taxons retenus comme indicateurs des groupes possèdent une valeur indicatrice supérieure ou égale à 0.5 et une significativité $p < 0.01$. La valeur indicatrice, (De Cáceres *et al.*, 2010 ; Dufrêne & Legendre, 1997), combine la «spécificité » du taxon pour un groupe de lômes (abondance du taxon dans le groupe / abondance totale du taxon) et sa «fidélité » (nombre de sites du groupe dans lesquels le taxon est présent / nombre total de sites du groupe).

Ex : espèce exogène au bassin du Rhône.
Am – amphipode, Bi – bivalve, Co – coléoptère, Di – diptère, Ep – éphéméroptère, Ga – gastéropode, He – hétéroptère, Hd – hydracarien, Is – isopode, Me – mégaloptère, Od – odonate, Po – polychète, Tr – trichoptère.

Au sein de cette de cette typologie globale, le cas de trois "mouilles" créées par creusement lors de la restauration (BEARamn, MOIRamn, LUISamn) illustre le fait qu'une même action de restauration peut produire des habitats et donc des communautés différenciées en fonction du

contexte local (**Figure 6.1-2d et Tableau 6.2-4**). Ces trois sites ont été creusés dans les thalwegs asséchés de leurs lônes respectives en 2004-2005. Il s’agit alors de plans d’eau à substrat minéral grossier, bien alimentés par l’eau de la nappe alluviale. Au cours des 20 ans du suivi, BEARavn se comble progressivement par dépôts de sédiments fins et développement de macrophytes. MOIRavn connaît des alternances de décapage et de dépôts de sédiments sableux par les crues. Le développement des macrophytes fluctue en fonction de cette même action des crues, mais demeure moins important qu’à BEARavn. LUISamn est mis en connexion avec le reste de la lône des Luisettes, l’action des crues y préserve un sédiment grossier et limite le développement des macrophytes. Un écoulement d’eau souterraine y est fréquent. Ces conditions différenciées permettent l’établissement de communautés d’invertébrés contrastées (**Tableau 6.2-4**) : BEARavn est caractérisé par un riche cortège de mollusques gastéropodes et bivalves, LUISamn se différencie par des taxons rhéophiles (*Ancylus fluviatilis*, *Caenis macrura*, *Potamanthus luteus*). MOIRavn ne possède pas de taxons caractéristiques propres, mais en partage avec BEARavn, dont trois mollusques.

			BEARavn	MOIRavn	LUISamn
Bi		<i>Sphaerium corneum</i>			
Bi		<i>Pisidium milium</i>			
Bi		<i>Pisidium nitidum</i>			
Bi		<i>Pisidium obtusale</i>			
Ep		<i>Caenis horaria</i>			
Ga		<i>Bithynia tentaculata</i>			
Ga		<i>Anisus vortex</i>			
Ga		<i>Gyraulus albus</i>			
Ga		<i>Hippeutis complanatus</i>			
Tr		<i>Athripsodes aterrimus</i>			
Bi		<i>Musculium lacustre</i>			
Ep		<i>Cloeon dipterum</i>			
Ga		<i>Planorbis carinatus</i>			
Ga		<i>Valvata piscinalis</i>			
Od		<i>Coenagrion puella / pulchellum</i>			
Am	Ex	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>			
Ep		<i>Caenis macrura</i>			
Ep		<i>Potamanthus luteus</i>			
Ga		<i>Ancylus fluviatilis</i>			

Tableau 6.2-4 : Taxons identifiés comme les plus discriminants pour trois "mouilles" créées lors de la restauration de 2004-2005 dans les lônes Béard, Moiroud et Luisettes.

Ex : espèce exogène au bassin du Rhône. Am – amphipode, Bi – bivalve, Ep – éphéméroptère, Ga – gastéropode, Od – odonate, Tr – trichoptère.

Dans l’image d’ensemble de la diversité des communautés alluviales du secteur de Belley (**Figure 6.2-1**), l’effet spatial domine, associé aux différences de connectivité des lônes avec le Rhône. Il dissimule des changements temporels marqués dans certains sites. Des changements de composition notables et directionnels ont ainsi lieu à En l’île et Béard (**Figures 6.2-3 et 6.2-4, Tableau 6.2-5**). A En l’île, la restauration du chenal courant s’accompagne du passage d’espèces caractéristiques d’habitats lenticques (*Cloeon dipterum*, *Hippeutis complanatus*, *Sialis lutaria*) à des taxons rhéophiles indigènes (*Ancylus fluviatilis*) et exogènes (*Corbicula fluminea*, *Potamopyrgus antipodarum*). La proportion d’individus exogènes dans la communauté augmente significativement à l’amont (test de Wilcoxon, $p=0.03$). A l’aval de Béard (sites av et avn), les espèces de mollusques caractéristiques changent après restauration, au détriment de l’invasive *Gyraulus parvus*. La richesse des mollusques augmente, particulièrement dans le site avn nouvellement créé (test de Wilcoxon, $p=0.02$).

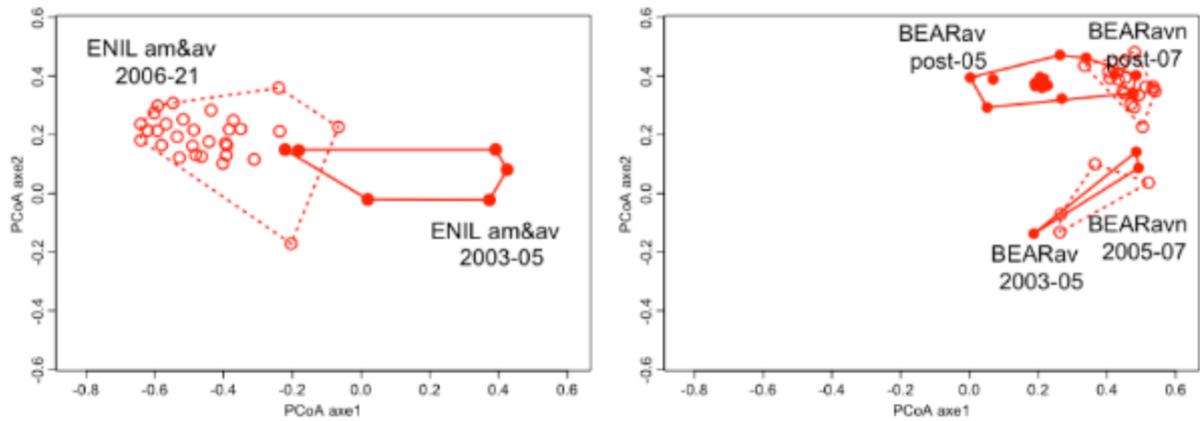


Figure 6.2-2 – Dans l’ordination des sites * dates de 7 îlons de Belley (2003 – 2021) (Figure BE1), différenciation de périodes pour 4 sites des îlons En l’île (à gauche) et Béard (à droite).

Tableau 6.2-5 - Taxons identifiés comme les plus discriminants pour deux périodes des sites ENIL am et av (à gauche), BEAR av et avn (à droite). Ex : espèce exogène au bassin du Rhône. Bi – bivalve, Ep – éphéméroptère, Co – coléoptère, Ga – gastéropode, He – hétéroptère, Me – mégaloptère, Od – odonate.

			ENIL am & av 2003 - 2005	ENIL am & av 2006 - 2021				BEARav 2003-2005	BEARav 2006-2016
								BEARavn 2005-2007	BEARavn 2009-2021
Bi		<i>Musculium lacustre</i>							
Bi		<i>Sphaerium corneum</i>							
Co		<i>Laccophilus sp</i>							
Co		<i>Halipilus sp</i>							
Ep		<i>Cloeon dipterum</i>							
Ga		<i>Hippeutis complanatus</i>							
He		Corixinae							
Me		<i>Sialis lutaria</i>							
Od		<i>Coenagrion puella / pulchellum</i>							
Bi	Ex	<i>Corbicula fluminea</i>							
Ga	Ex	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>							
Ga		<i>Ancylus fluviatilis</i>							
Ga	Ex	<i>Gyraulus parvus</i>							
Od		<i>Libellula depressa</i>							
Bi		<i>Pisidium milium</i>							
Bi		<i>Pisidium obtusale</i>							
Ga		<i>Anisus vortex</i>							

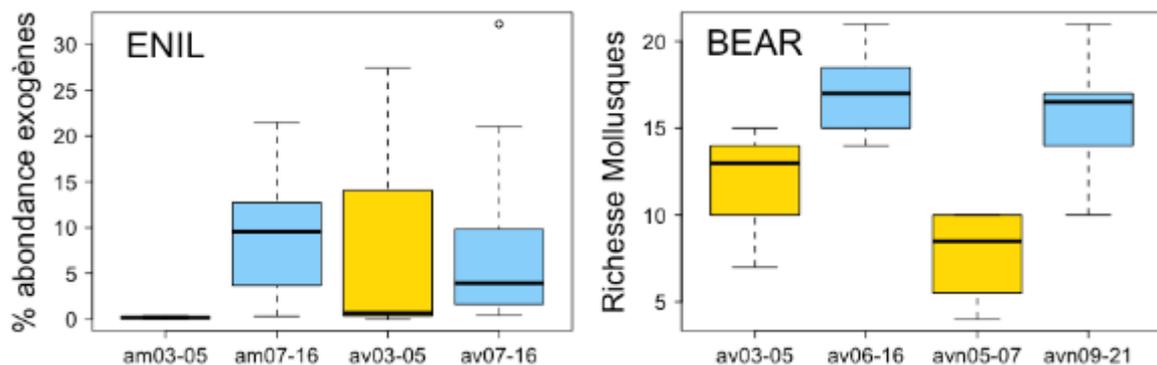


Figure 6.2-3 – Changements temporels de la proportion d’individus exogènes dans deux stations de la îlone d’En l’île (à gauche) et de la richesse en mollusques dans deux stations de la îlone Béard (à droite). am, av, avn : sites amont, aval, et aval “new”, respectivement. Les deux périodes comparées sont issues de la figure 6.2-2.

Sur l'ensemble des 18 sites suivis à Belley, les changements temporels directionnels comme ceux observés à Béard et En l'île sont rares. Les trajectoires de changement faunistique au cours du temps peuvent être regroupées en trois types (**Figure 6.2-4, Annexe 6.2-1**) :

- Des changements relativement directionnels et orientés dans le temps (4 cas) : BEAR av et avn, ENIL am et av. Des changements importants y sont notables entre les 4 à 5 premières dates du suivi et donc attribuables à la restauration. Ils sont d'amplitude plus faible par la suite.
- Des changements non directionnels de faible amplitude (moins de 0.2 unités par an selon la mesure de la longueur des trajectoires de De Cáceres et al. (2019) ramenée à la durée des suivis). Six sites appartiennent à cette catégorie : ENILavn, MOIRamn et av, LUCE am et av, BEARam. Ces changements faibles concernent donc autant des sites recreusés (BEARam, MOIRamn), reconnectés (ENILavn) que peu modifiés morphologiquement par la restauration (LUCE).
- Des changements non directionnels de plus forte amplitude (entre 0.2 et 0.4 unités par an) qui concernent les 8 sites restants. Cette catégorie regroupe également une variété de types de restauration, voir des sites non concernés par celle-ci (CHAN).

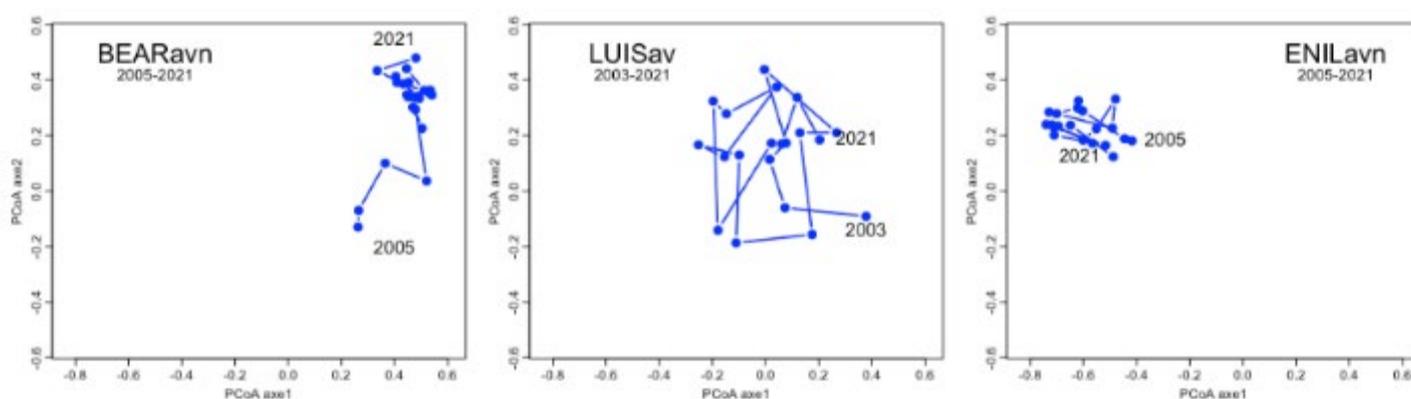


Figure 6.2-4 – Dans l'ordination des sites * dates de 7 îlots de Belley (2003 – 2021) (Figure 6.2-1), exemples illustrant trois types de trajectoires temporelles du changement de composition des communautés : BEARavn – changement directionnel orienté dans le temps, LUISav – changement non directionnel de forte amplitude, ENILavn – changement non directionnel de faible amplitude (voir Annexe 6.2-1).

L'observation des changements temporels d'abondance d'espèces fréquentes et abondantes montre plusieurs types de tendance. La croissance d'espèces exogènes est bien confirmée, même si les niveaux n'atteignent pas ceux observés au sud de Lyon. L'exemple le plus caractéristique est l'Amphipode *Dikerogammarus villosus* (**Figure 6.2-4**). Sa croissance entraîne la chute concomitante des amphipodes indigènes *Gammarus fossarum* et *G. pulex*, confirmant une tendance documentée par ailleurs (Dick & Platvoet, 2000 ; Dick et al., 2002).

La croissance d'un ensemble de taxons dans des sites restaurés peut être interprétée comme témoignant d'un succès de la restauration associée. C'est le cas de taxons rhéophiles dont l'abondance augmente pendant des durées variables après restauration dans des îlots restaurés par augmentation des débits du RCC (Lucey) ou par reconnexion (En l'île) (**Figure 6.2-6**). En contexte déconnecté, l'installation et la diversification de taxons lénotophiles et phytophiles, en

particulier de mollusques gastéropodes, témoigne de la dynamique successionale – initiée par la restauration - vers des habitats lenticques riches du fait de la diversification des microhabitats associés à la végétation aquatique et semi-aquatique (lône Béard, **Figure 6.2-6**). Enfin, des tendances à la baisse sur la fin de la période de suivi sont observables pour des espèces ayant été favorisée par la restauration dans des sites lotiques ou fréquemment connectés (cas de *Potamanthus luteus*, **Figure 6.2-10**).

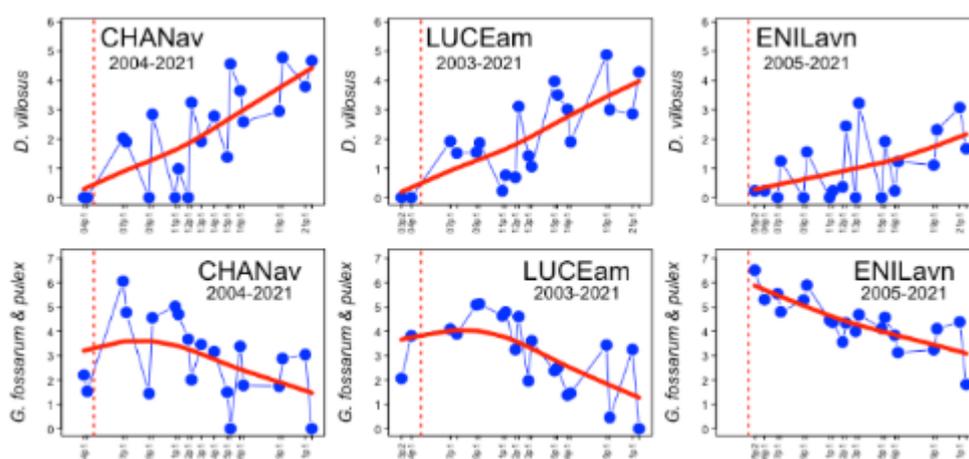


Figure 6.2-5 – Chroniques de changements temporels divergents de l’abondance du crustacé exogène *Dikergammarus villosus* (en haut) et des gammarus indigènes (*Gammarus pulex* & *fossarum*) (en bas) dans trois sites lotiques du secteur de Belley : Chantermerle (non restaurée, connectée au Rhône plein), Lucey (connectée au RCC, restaurée par augmentation du débit réservé), En l’île (restaurée par reconnexion complète au RCC). La ligne verticale rouge indique la restauration du secteur.

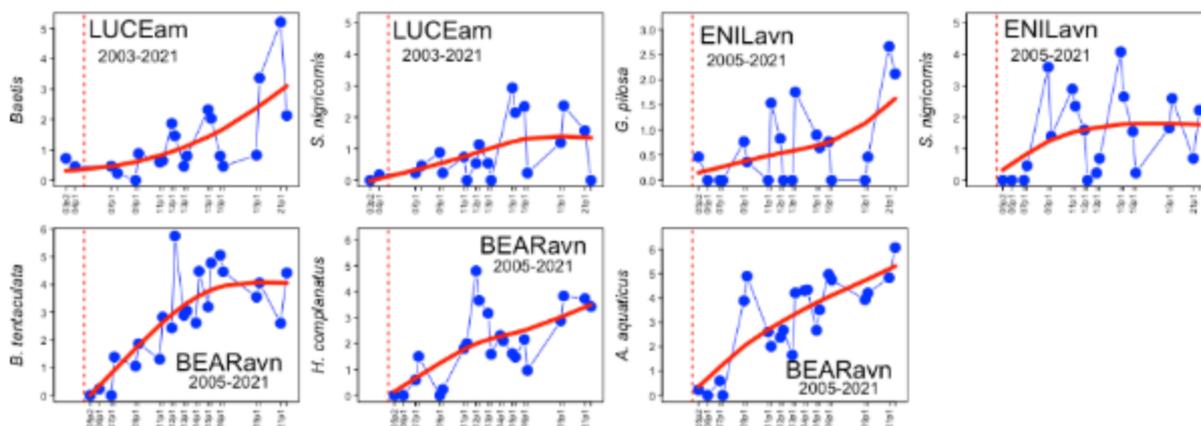


Figure 6.2-6 – Chroniques de changements temporels de l’abondance de taxons pouvant être interprétés comme témoignant du succès de la restauration de sites lotiques (en haut) et lenticque (en bas) dans le secteur de Belley. En haut : croissance des *Baetis* et des trichoptères rhéophiles *Silo nigricornis* et *Goera pilosa* dans les lônes de Lucey (restaurée par augmentation du débit réservé) et En l’île (restaurée par reconnexion complète au RCC). En bas, trois espèces lénitophiles (*Bythinia tentaculata*, *Hippeutis complanatus* et *Asellus aquaticus*) colonisent une mouille créée à l’aval de la lône Béard en réponse à la croissance progressive de la végétation aquatique. La ligne verticale rouge indique la restauration du secteur.

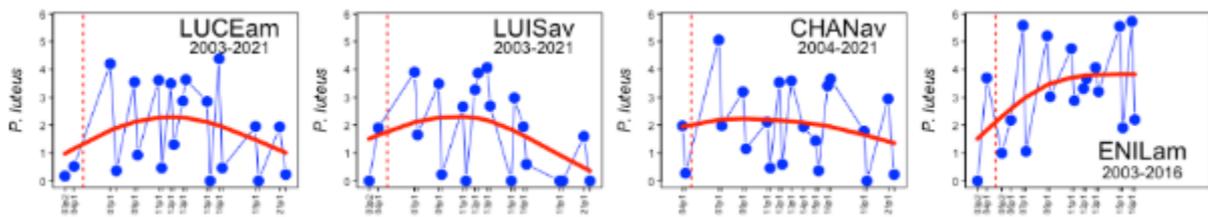


Figure 6.2-7 – Chroniques de changements temporels de l'abondance de l'éphéméroptère à tendance rhéophile *Potamanthus luteus* dans quatre sites du secteur de Belley. Après une croissance post-restauration dans les sites restaurés (Lucey, Luisette, En l'île), une tendance à la baisse est notable. Elle semble moins marquée à Chantermerle (non restaurée). La ligne verticale rouge indique la restauration du secteur.

6.2.2.3 Variations spatiales et temporelles des métriques de diversité et d'abondance à l'échelle des sites.

Le changement progressif de la composition des communautés en fonction du gradient de connectivité latérale avec le Rhône s'accompagne de variations des métriques décrivant leur diversité et leur abondance.

Les richesses en insectes EPT et en mollusques montrent des tendances opposées (**Figure 6.2-8**). La richesse des premiers décroît avec la baisse de la connectivité latérale. En particulier, les valeurs mesurées à Moiroud et Béard sont significativement différentes de celles d'En l'île, Lucey, Chantermerle et Fournier (tests de Wilcoxon, $p < 2.10^{-4}$). De façon moins régulière, la richesse en mollusques augmente avec la déconnexion. La lône Béard est remarquable par la richesse de ce groupe, mais les lônes Chantermerle et Fournier fournissent également des valeurs hautes malgré leur connectivité plus élevée. La richesse raréfiée calculée pour la communauté complète identifie les lônes Béard et Fournier comme les plus diversifiées. Ainsi la diversité de Béard diffère significativement de celles de Moiroud, Luisettes et En l'île (tests de Wilcoxon, $p < 0.02$), celle de Fournier diffère de celles de Luisettes, En l'île, Fournier et Lucey (tests de Wilcoxon, $p < 0.05$).

Comparativement aux secteurs étudiés à l'aval de Lyon, la part de l'abondance des communautés constituée par des espèces exogènes demeure globalement faible dans le secteur de Belley (médianes par lônes $< 12\%$ pour l'ensemble de la période d'étude). Cette part diminue avec la déconnexion des lônes, des valeurs très basses sont ainsi enregistrées à Luisettes, Moiroud et Béard (médianes par lônes $< 3\%$).

Les trois sites créés par la restauration (**Figure 6.2-9**) se distinguent significativement par la richesse en mollusques (tests de Wilcoxon, $p < 0.02$) qui est maximale à BEARavn. Ce site est également plus diversifié que MOIRamn du point de vue de la richesse raréfiée (tests de Wilcoxon, $p < 0.001$). La proportion d'individus appartenant à des espèces exogènes diffère entre les trois sites (tests de Wilcoxon, $p < 0.05$), elle est maximale à LUISamn.

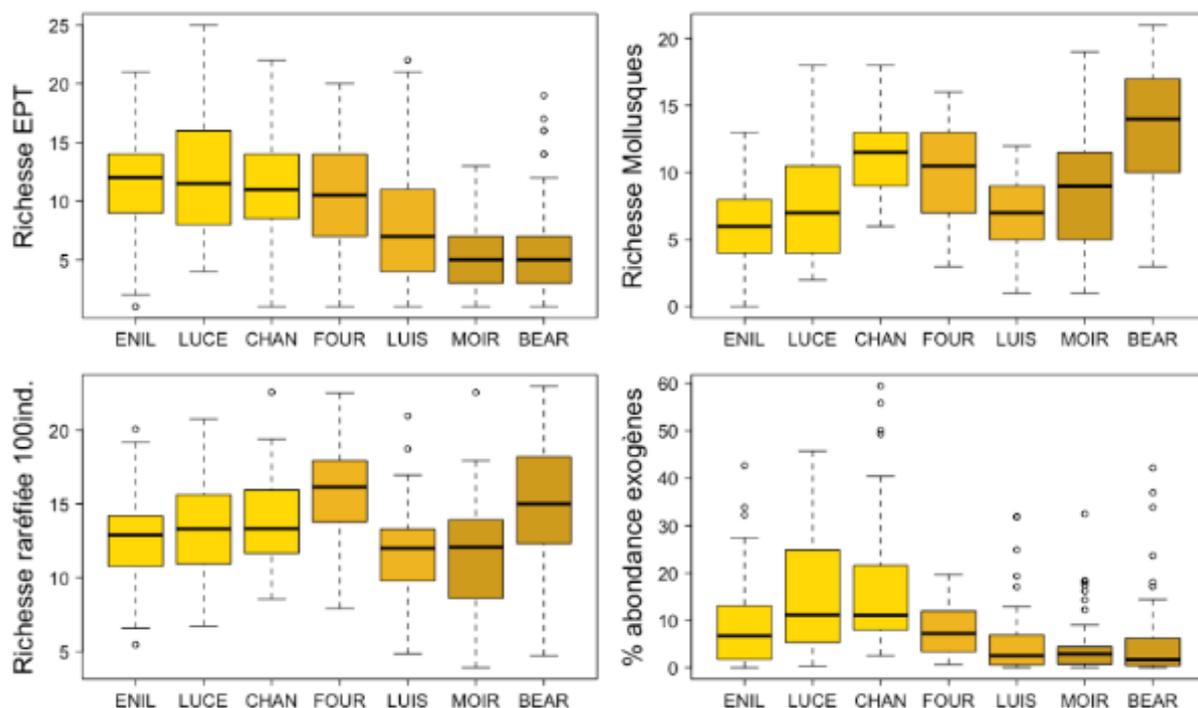


Figure 6.2-8 – Quatre métriques de diversité mesurées pour les 320 sites*dates des sept îlons de Belley (2003 – 2021). De gauche à droite et de haut en bas : nombre de taxons des insectes éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ; nombre de taxons des mollusques gastéropodes et bivalves ; richesse raréfiée de la communauté totale (richesse standardisée pour 100 individus) ; proportion de l’abondance constituée d’espèces exogènes.

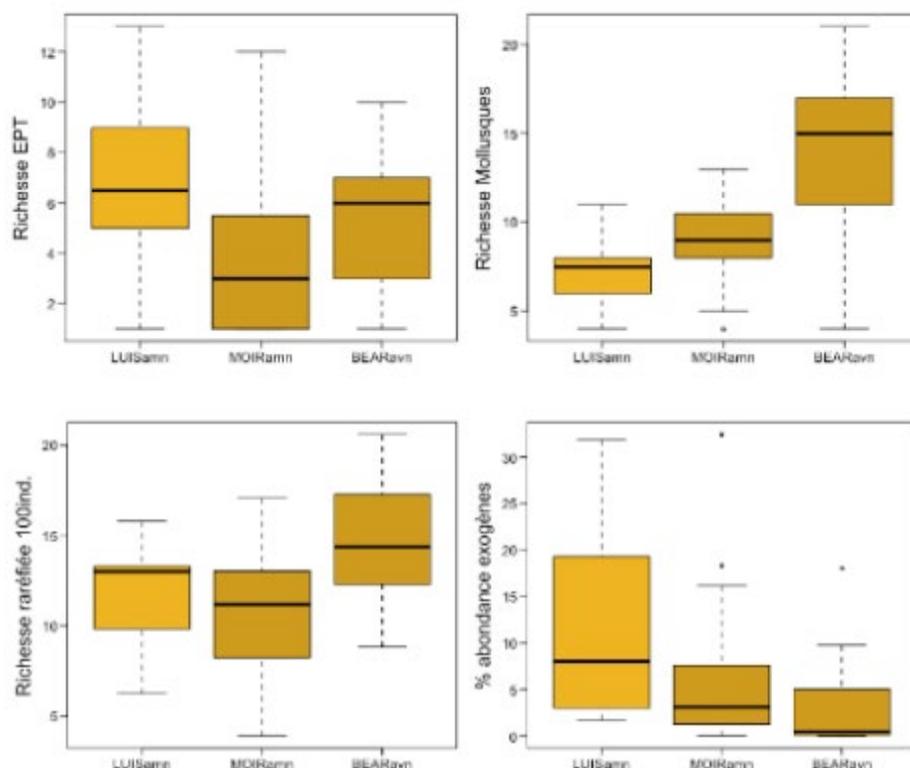


Figure 6.2-9 – Quatre métriques de diversité mesurées pour trois sites créés par la restauration dans les îlons Luisettes, Moiroud et Béard (2003 – 2021, voir Figure 6.2-2).

Les différences spatiales examinées précédemment masquent des changements temporels pouvant être importants. Pour trois métriques (richesse taxonomique totale, abondance des insectes, densité des exogènes), les chroniques temporelles par sites montrent une très grande variété de tendances (Figure 6.2-10, Annexes 6.2-2 à 6.2-4). Cette diversité peut s'exprimer entre lônes, mais également entre sites d'une même lône.

La richesse totale des communautés (Annexe 6.2-2, Figure 6.2-10) singularise l'aval des lônes Béard et Fournier (BEAR av et avn, FOURav) comme «hotspots» de richesse taxonomique. Ce statut qui avait été souligné dès le début du suivi, se maintient dans le temps. Les parties amont de ces mêmes lônes (BEARam, FOURam), mais aussi MOIR am et amn, LUISam, moins influencées par une connexion avec le fleuve, ont des niveaux de richesse plus bas. Des tendances à la baisse de la richesse au cours du temps sont notables à l'amont des lônes Luisettes et Moiroud, mais aussi à l'aval de Chantemerle, lône du Rhône plein, non restaurée.

L'abondance des insectes (Annexe 6.2-3, Figure 6.2-10) est également élevée dans certains des «hotspots» mentionnés ci-dessus (BEAR av et avn). Si la majorité des sites ne montre pas de tendance temporelle claire, un déclin est notable dans les mouilles à l'amont de certaines lônes (MOIRam, BEARam, LUISam). A l'opposé, l'abondance des insectes croît tendanciellement au fil du temps dans certains sites courants restaurés (ENILavn, LUCEam).

Pour tous les sites échantillonnés avant restauration, les valeurs de **densité totale des espèces invasives** (Annexe 6.2-4, Figure 6.2-10) sont les plus basses à cette période. Par la suite, l'augmentation de densité de ce cortège est manifeste dans la moitié des sites. Cette métrique montre des croissances considérables dans les sites lotiques, restaurés ou non (ENILavn, LUCE, CHAN). Le maintien de niveaux bas (MOIRam, LUISav) et des inflexions à la baisse (MOIR amn et av) sont localement notables.

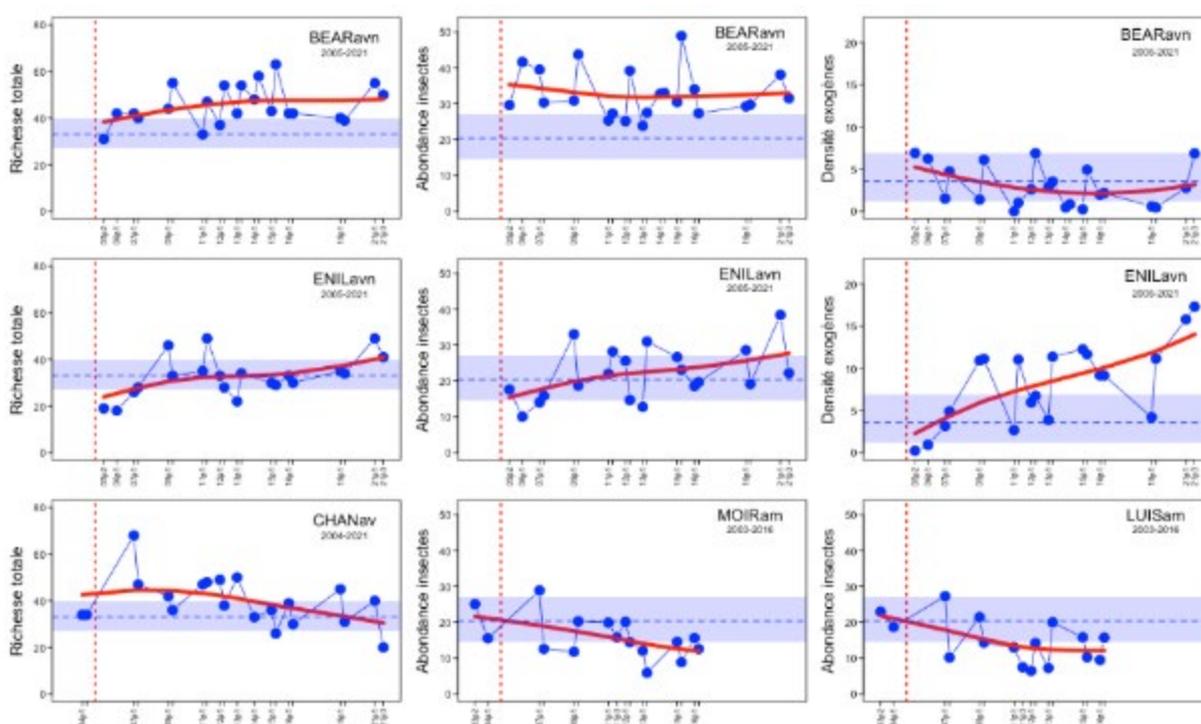


Figure 6.2-10 – En haut : BEARavn, maintien d'un niveau élevé de richesse totale et d'abondance des insectes, associé à un faible niveau de densité des exogènes. Au centre : ENILavn, croissance simultanée de la richesse totale, de l'abondance des insectes et de la densité des exogènes. En bas : décroissance de la richesse totale (CHANav) et de l'abondance des insectes (MOIRam, LUISam). Voir Annexes 6.2-2 à 6.2-4. La ligne verticale rouge indique la restauration. La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l'entoure sont la médiane et l'intervalle interquartile de la métrique pour l'ensemble des sites*dates du Haut-Rhône.

Le changement temporel des sites pour une même métrique pouvant s'opérer en sens opposés, il n'est pas possible de détecter des effets tendanciels significatifs qui traduiraient une évolution cohérente globale à l'échelle du secteur. Huit métriques de diversité et d'abondance sont ainsi représentées pour 13 sites échantillonnés au printemps (période P1) de 2004 (pré-restauration) à 2016 (Figure 6.2-11).

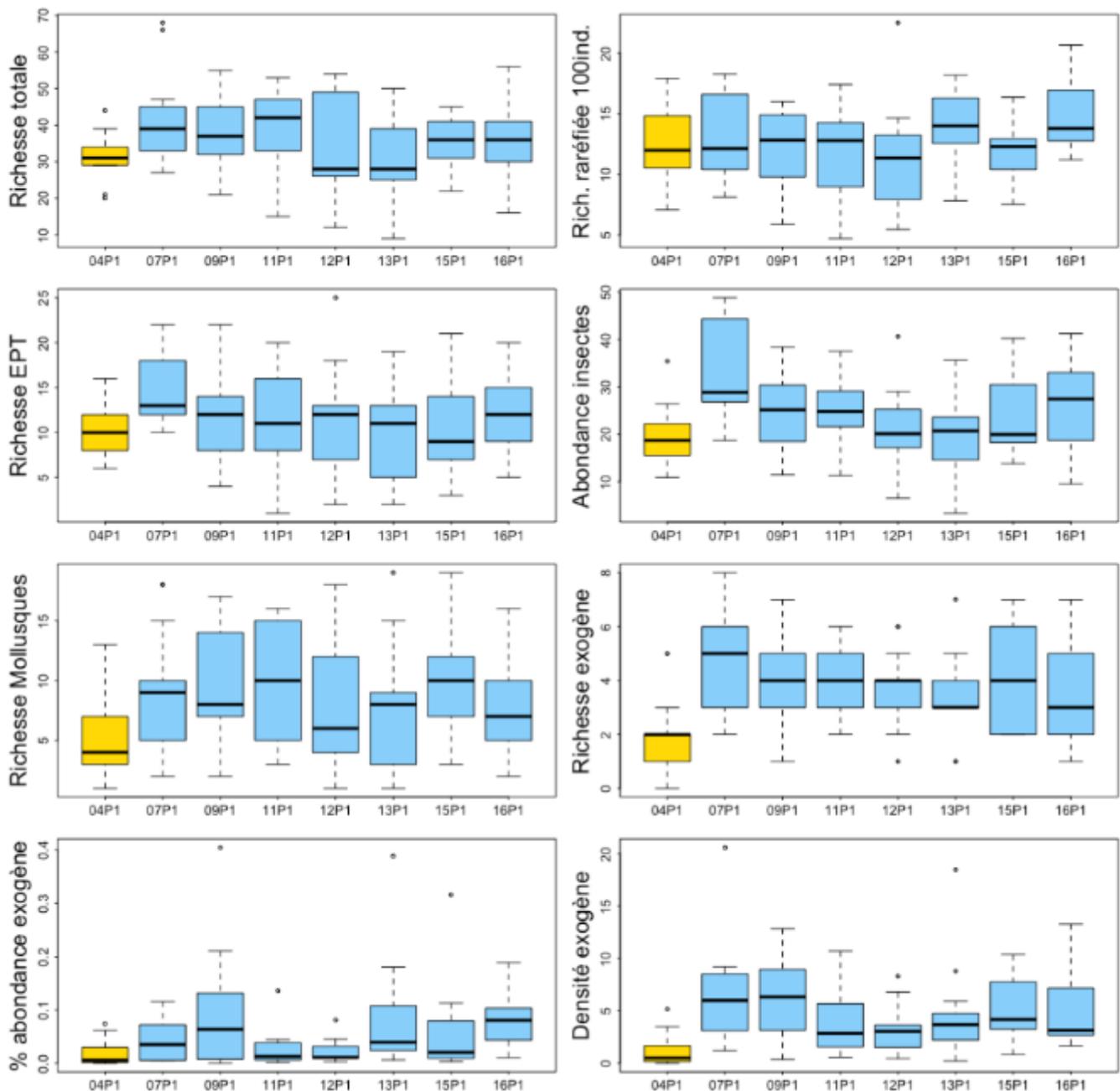


Figure 6.2-11 – Huit métriques de diversité et d'abondance des communautés échantillonnées dans 13 sites de 2004 à 2016 à Belley en conditions printanières (période de prélèvement P1). En jaune, l'échantillonnage pré-restauration.

Peu de différences significatives existent hors des métriques caractérisant les espèces exogènes. Seule l'abondance des insectes en 2004 diffère de celle de 2007 (test de Wilcoxon apparié, $p=0.005$) et celle de 2007 diffère de celle de 2013 ($p=0.03$). Concernant les espèces exogènes, la période pré-restauration (2004) diffère significativement de nombreuses périodes postérieures :

- pour la densité cumulée des espèces exogènes, elle diffère de 2007, 2009, 2015 et 2016 (tests de Wilcoxon appariés, $p \leq 0.05$) ;
- pour la richesse des espèces exogènes, elle diffère de 2007, 2009, 2011, 2012 et 2015 (tests de Wilcoxon appariés, $p \leq 0.05$) ;
- pour la proportion d'individus appartenant à des espèces exogènes, elle diffère de 2016 (test de Wilcoxon apparié, $p=0.02$).

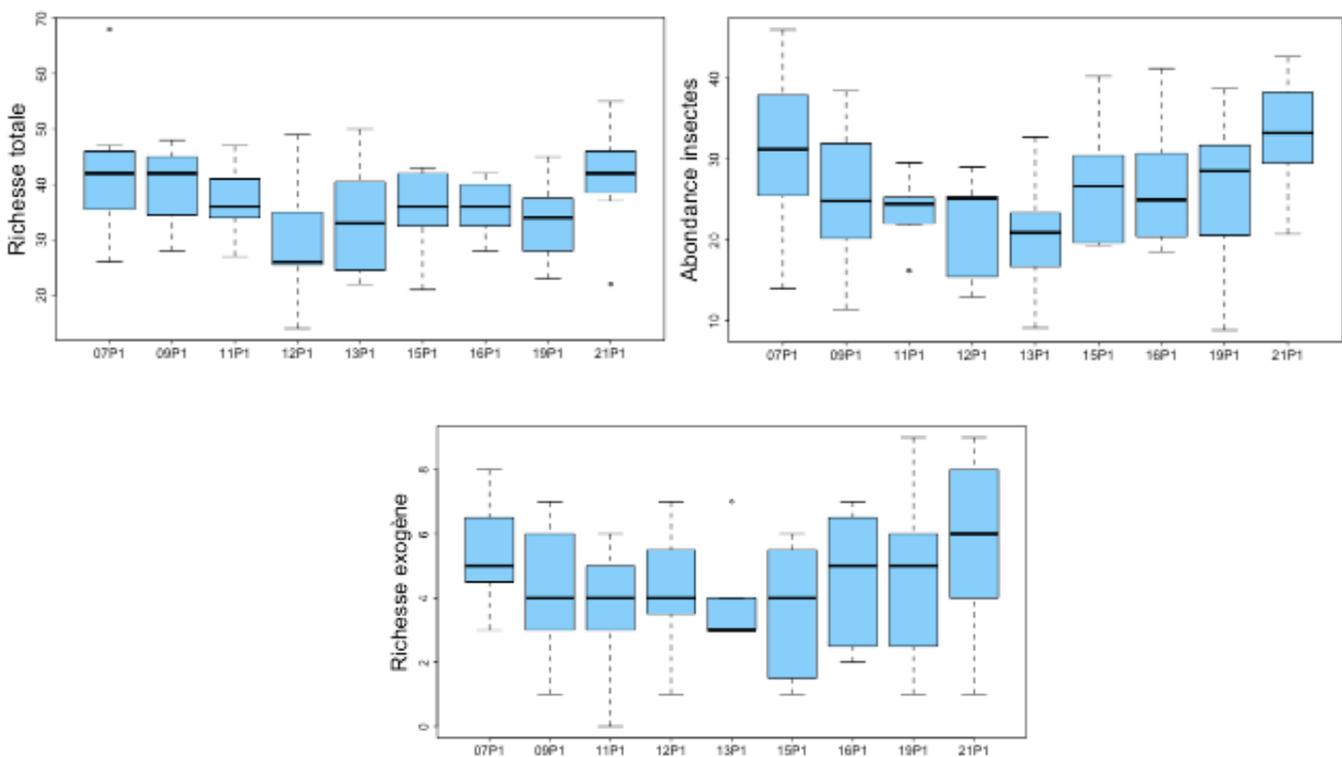


Figure 6.2-12 – Trois métriques de diversité et d'abondance des communautés échantillonnées dans 7 sites de 2007 à 2021 en conditions printanières (période de prélèvement P1).

L'incorporation des échantillons de 2019 et 2021 aux séries temporelles printanières post-restauration ne porte plus que sur 7 sites (BEARavn, CHANav, ENLIavn, FOURam, LUCEam, LUISav, MOIRamn, **Tableau 6.2-2**) et ne permet pas de détecter de différences significatives entre périodes. L'examen des médianes par année (**Figure 6.2-12**) montre que l'année 2021 est un « point haut » pour la richesse totale, l'abondance des insectes et la richesse en espèces exogènes dans la période post-restauration. Les trois métriques représentées suggèrent, pour ces sept sites, une baisse des valeurs de 2007 à 2012 (richesse totale) ou 2013 (abondance des insectes et richesse exogène), puis une augmentation jusqu'au point haut de 2021.

6.2.2.4 Variation temporelle de la diversité des communautés entre sites.

La mesure de la diversité des communautés entre sites (diversité beta) est une métrique de diversité qui ne s'intéresse pas à la richesse des communautés de chaque site mais qui quantifie leurs différences de composition. Son échelle spatiale est donc celle du secteur au sein duquel la mesure est effectuée.

Le jeu de données restreint aux périodes de prélèvement comparables (17 sites échantillonnés au Printemps, période P1) montre une tendance croissante de la diversité entre sites (**Figure 6.2-13**). En particulier (**Figure 6.2-13** à gauche), l'année pré-restauration est significativement différente des sept autres périodes d'échantillonnage (test de permutation, $p \leq 0.001$ pour tous les cas). Par ailleurs, toutes les autres paires de périodes sont significativement différentes ($p < 0.02$ dans tous les cas) à l'exception des paires associant 2016 aux cinq périodes précédentes (2009 – 2015) ($p > 0.08$ dans les cinq cas). La tendance croissante de la diversité entre sites après restauration existe également lorsque sont exclues les données collectées dans les quatre sites créés par la restauration et donc absents de l'année 2004 (**Figure 6.2-13**, droite). Dans ce cas, l'année pré-restauration est significativement différente des années 2009, 2011, 2013, 2015 et 2016 ($p < 0.04$ dans les 5 cas).

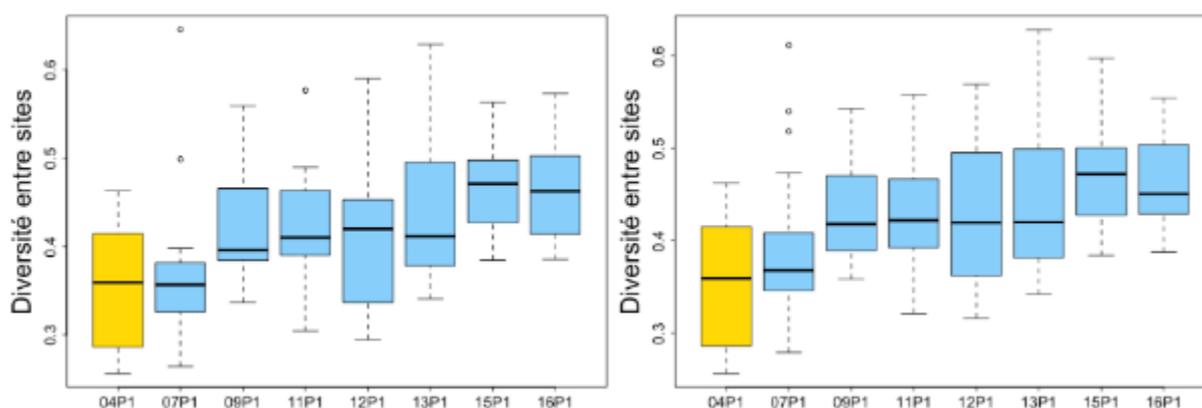


Figure 6.2-13 – Changements temporels de la diversité entre sites (diversité beta) de 2004 à 2016 dans le secteur de Belley. En jaune l'année 2004 pré-restauration. Seules les données de printemps sont utilisées (période d'échantillonnage P1). A gauche : 17 sites, incluant les 4 sites "new" créés par la restauration et n'existant pas en 2004. A droite : 13 sites sans les 4 sites "new".

L'amplification de la diversité faunistique entre sites peut également être visualisée grâce à l'ordination des communautés (**Figure 6.2-14**). En ne conservant que les années 2004 (pré-restauration), 2016 (fin du suivi initial « dense ») et 2021 (dernière date du suivi « allégé »), on y observe l'augmentation de la distance entre les sites de 2004 (polygone bleu) et ceux de 2016 (polygone rouge). Cette tendance significative traduit l'augmentation de la différence faunistique entre les communautés de chaque site à l'échelle du secteur. La situation de l'année 2021, non incorporée aux tests de la **Figure 6.2-13** du fait de la réduction du nombre de sites étudiés, apparaît très proche du positionnement des points de 2016. Elle indique donc un maintien à cette date d'une diversité beta supérieure à celle de 2004. Le détail des trajectoires par site (graphes par îlons de la **Figure 6.2-14**) montre que l'amplification de la diversité est dû à des évolutions

temporelles divergentes des communautés de chaque site. D'une manière générale, pour chaque lône, les communautés en 2004 (points bleus) sont plus proches les unes des autres, et donc plus semblables, qu'en 2016 (et en 2021). Cette différenciation ne présente pas d'homogénéité au sein de types de lônes ou de modes de restauration. Ainsi, des trajectoires longues existent pour des niveaux variés de connectivité au Rhône (BEAR, LUIS, LUCE). Des lônes à connectivité et modes de restauration proches montrent des trajectoires d'amplitudes et de directions diverses (BEAR vs MOIR, LUIS vs FOUR). Un site non restauré (CHANav) montre des changements d'amplitude comparables à ceux de sites restaurés.

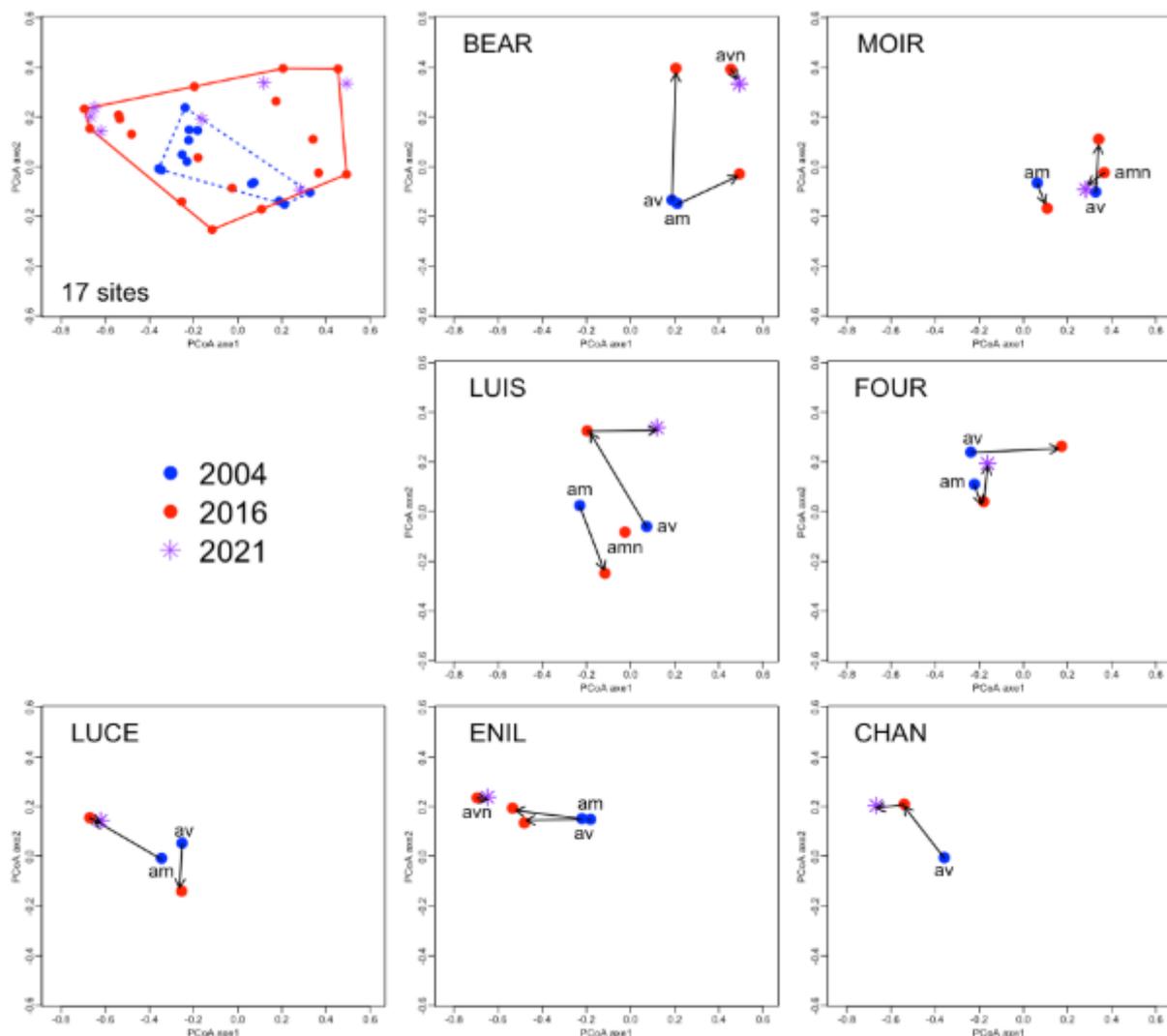


Figure 6.2-14 – Dans l’ordination des sites * dates de 7 lônes de Belley (2003 – 2021) (Figure 6.2-1), représentation des changements temporels de la diversité entre sites pour les années 2004, 2016 et 2021 (campagnes de printemps, période P1). L’année 2016 comporte 4 sites “new” (n) créés par la restauration. L’année 2021 ne comporte que les 7 sites dont l’étude a été poursuivie après 2016. En haut à gauche : ensemble des sites * dates. Les polygones rassemblent les sites en 2004 et 2016. Les autres graphes montrent, pour chaque lône, la trajectoire de changement faunistique des sites entre les années sélectionnées.

L'analyse des fondements faunistiques de ces divergences nécessite un examen détaillé des changements de composition et d'abondances des taxons au sein des communautés. Nous proposons ici les résultats d'un tel examen pour les lînes de Béard (sites BEAR am et av) et de Lucey (sites LUCE am et av). Ces deux lînes sont contrastées dans leur connectivité latérale (connexion rare à BEAR, permanente et complète à LUCE) et dans leur mode de restauration (recreusement de mouilles à BEAR, influence limitée à l'augmentation des débits réservés à LUCE). Elles montrent toutes deux une divergence marquée de leurs stations amont et aval après 2004 (Figure BE9).

A Béard, le nombre total de taxons des sites am et av augmente de 2004 (45) à 2016 (61), mais la proportion de taxons communs aux deux sites ne change pas (36%). La divergence des communautés des sites am et av ne provient donc pas d'une augmentation de la proportion des taxons qui les différencient. Deux éléments peuvent alors expliquer la divergence :

i) les cortèges propres à chacun des deux sites changent profondément de composition entre les deux dates. A l'amont en 2016, seuls 2 des 12 taxons figuraient dans le cortège propre au site en 2004. A l'aval, c'était le cas de 4 des 27 taxons. Ainsi, en ne nommant que les taxons propres les plus abondants, le site BEARam était caractérisé par *Coenagrion puella / pulchellum*, *Anabolia nervosa*, *Elmis sp* et *Gyraulus albus* en 2004 ; par *Gyraulus parvus* et *Chaoborus* en 2016. A BEARav, les taxons caractéristiques étaient *Pisidium subtruncatum* et *Erpobdellidae* en 2004, *Limnephilus germanus / lunatus*, *Gammarus fossarum/pulex* et *Pisidium nitidum* en 2016.

ii) en addition au changement des cortèges singularisant les sites, l'abondance moyenne des taxons qui constituent ces cortèges augmente. En 2016 la note moyenne d'abondance des 12 taxons propres à BEARam était de 0.76 (0.30 pour 16 taxons en 2004). A l'aval les 27 taxons propres au site en 2016 avaient une note moyenne de 1.35 (0.37 pour 13 taxons en 2004).

A Lucey, le nombre total de taxons des sites am et av augmente également de 2004 (34) à 2016 (60) et la proportion de taxons communs aux deux sites change peu (53 et 60% respectivement). Comme à Béard, on observe également une augmentation entre les deux dates de l'abondance moyenne des taxons propres aux deux sites : de 0.23 pour 5 taxons à 1.17 pour 17 taxons à l'amont ; de 0.31 pour 14 taxons à 0.72 pour 19 taxons à l'aval. Comme à Béard également, les cortèges propres aux sites changent profondément entre les deux années. A l'amont, le taxon propre le plus abondant est *Baetis* en 2004, puis *Ancylus fluviatilis* et *Heptagenia sulphurea* en 2016. A l'aval, les taxons caractéristiques sont *Centroptilum luteolum* et *Anabolia nervosa* en 2004, *C. luteolum*, *Mystacides azurea* et *Gyraulus parvus* en 2016.

6.2.2.5 Le secteur de Belley – en résumé.

a) Le secteur de Belley a fait l'objet du suivi de communautés de macroinvertébrés aquatiques en zone alluviale à la fois le plus long (7 lînes étudiées de 2003 à 2021) et le plus dense à l'échelle du Rhône. Il peut ainsi être considéré comme **fondamental pour un observatoire du Rhône** et la description des changements à long terme de l'état de l'hydrosystème.

b) A l'issue de la période de suivi (2021) l'état du secteur est celui d'un secteur où **la diversité**

des communautés d'invertébrés est directement liée aux différences de connectivité latérale avec le fleuve. Les lônes à connectivité intermédiaire (Luisettes, Fournier) sont soumises à des crues décapantes suffisamment efficaces pour maintenir de larges étendues de substrat à dominante minérale grossière, limiter le développement des macrophytes et assurer une alimentation souterraine notable. Les lônes les moins connectées (Moiroud, Béard) demeurent sous l'influence du fleuve via des crues pouvant être actives (Moiroud amont) ou entraîner les sites dans un fonctionnement de décanteur de sédiment fin (Béard).

c) Dans ce contexte, la diversité des communautés d'invertébrés aquatiques s'exprime à plusieurs échelles spatiales et temporelles. **A l'échelle du secteur**, la diversité des conditions de connectivité latérale héberge tout le spectre d'espèces attendues des communautés rhéophiles rhodaniennes aux communautés lénitophiles associées à des habitats à végétation aquatique diversifiée et alimentation en eau souterraine soutenue. Ces communautés sont particulièrement riches. Les lônes d'En l'Île et Béard, aux extrémités du gradient de connectivité, représentent ainsi chacune des « hotspots » de richesse spécifique, comparées à l'ensemble des sites étudiés sur le fleuve. En position de connectivité intermédiaire, la lône Fournier qui combine des richesses moyennes à forte en insectes EPT et en mollusques, apparaît comme un « hotspot » de diversité. **A l'échelle des lônes**, le nombre important de sites suivis permet de montrer l'hétérogénéité des conditions pouvant se succéder le long d'un même chenal et soutenant des communautés différenciées sur des distances courtes (quelques centaines de mètres). Enfin, la diversité se manifeste également **dans la dimension temporelle** du suivi : les trajectoires de changement des communautés pendant environ 20 ans, peuvent avoir des amplitudes et des directions différentes, décrivant ainsi une mosaïque de modes de fonctionnement contrastés, responsable *in fine*, de la diversité du secteur.

d) Bien que la brièveté du suivi pré-restauration limite les interprétations, il est possible de considérer que **la restauration du secteur est en grande partie responsable de la diversité** résumée ci-dessus. La conjonction d'une augmentation substantielle du débit réservé et d'une diversité d'actions de restauration des lônes a permis le maintien ou l'amplification de la diversité des communautés d'invertébrés. La diversité des communautés hébergées par des sites de petite taille, les « mouilles » créées par creusement à l'amont des lônes Luisettes, Moiroud et Béard, en est un exemple à petite échelle. La même action de restauration a en effet conduit, dans trois contextes qui diffèrent par leur connectivité, à trois types de communautés représentatifs de l'ensemble du spectre possible pour le secteur. A plus large échelle, la croissance, pendant la durée du suivi, de la diversité inter-sites des communautés est un résultat remarquable qui n'a pas été observé dans les trois autres secteurs restaurés suivis sur le Rhône.

e) Le suivi des lônes du secteur de Belley montre, comme c'est le cas dans les trois autres secteurs étudiés, des **tendances à la baisse** de certaines métriques (abondance des insectes, richesse totale) ou espèces (l'éphémère *Potamanthus luteus*) au cours du temps. Cependant, ces évolutions paraissent localisées et s'accompagnent de trajectoires soutenues à la hausse ou du maintien de niveaux élevés pour d'autres métriques et / ou d'autres sites, attestant du **maintien global d'un niveau de qualité élevé**. Il n'en demeure pas moins que l'évolution sédimentaire documentée par ailleurs sur plusieurs sites pose question pour le **devenir du**

système à plus long terme. C'est le cas de l'aval de la lône Béard, dont la richesse a été soulignée, qui évolue rapidement par **comblement** par les sédiments fins et l'accumulation autogène de matières végétales, dont la durée de vie après restauration est estimée entre 35 et 93 ans (Riquier *et al.*, 2017). Des **obturations** relativement brusques peuvent également se produire, comme observé à l'amont de la lône d'En l'Île après 2021, dont les conséquences sur la faune n'ont pas pu être documentées par la présente étude.

6.2.3 Le secteur de Brégnier-Cordon (2003 – 2021).

6.2.3.1 Lônes et sites étudiés.

Onze lônes du secteur de Brégnier-Cordon (**Tableau 6.2-6**) ont été suivies au cours de la période 2003 – 2021. Celle-ci couvre trois événements APAVER (2012, 2016, 2021) (**Tableau 6.2-7**). Comme dans le cas du secteur de Belley, la période pré-restauration (2003 – 2005) fut largement sous-échantillonnée (**Tableau 6.2-7**), rendant difficiles les comparaisons avec le suivi postérieur à 2005.

Le secteur de Brégnier-Cordon est riche en anciens chenaux de styles géomorphologiques et de types de connexion variés (Bravard *et al.*, 1986). Tous n'ont pas été restaurés et l'augmentation limitée du débit réservé dans le Rhône court-circuité (Lamouroux *et al.*, 2015) a permis le suivi de plusieurs sites « témoins » non restaurés, en particulier de lônes de type plésiopotamique (Plaine, Vieille Lône, Creux de Bleu, Rossillon et Mortier amont), mais aussi d'un chenal latéral eupotamique (la lône du Tonkin, ou lône de la Fonde) (**Tableau 6.2-6**). La restauration a généré des milieux de plusieurs types : plésiopotamons (Granges), parapotamons (Molottes, Ponton), chenaux latéraux eupotamiques totalement reconnectés (Mathan, Vachon). A cette diversité s'ajoute le fait que certains sites suivis sont associés au Rhône plein à l'aval de la restitution de l'aménagement (Ponton, Plaine) et non pas au tronçon court-circuité du fleuve.

Tableau 6.2-6 - Caractéristiques des sites et lônes étudiés dans le secteur de Brégnier-Cordon. La typologie des sites renvoie aux catégories de connexion avec le fleuve définies initialement par Amoros *et al.* (1982) et Richardot-Coulet *et al.* (1982) : eup – euptotamon, para – parapotamon, plésio – plésiopotamon

lônes	sites	codes	coord N			coord E			typologie		restauration de la lône (actions sur la morphologie)	remarques
			deg	min	sec	deg	min	sec	pré-restau	post-restau		
Creux de Bleu	amont	CRBLam	45	38	30.4	5	36	3.9	plésio	plésio	aucune	
Granges	amont	GRANam	45	37	47.5	5	38	44.5	plésio	plésio-para	recreusement	
Granges	aval	GRANav	45	37	40.8	5	38	36.2	plésio	plésio-para	recreusement	
Mathan	amont	MATHam	45	38	44.2	5	35	26.9	plésio	eup	reconnexion amont avec avec la lône des Graviers Grand Jean, aval avec le Tonkin	
Mathan	aval	MATHav	45	39	9.1	5	35	19.4	plésio	eup	reconnexion amont avec avec la lône des Graviers Grand Jean, aval avec le Tonkin	mouille temporaire avant restauration
Mololles	amont	MOLOam	45	39	8	5	35	57.8	plésio	plésio	aucune	
Mololles	aval	MOLOav	45	39	21.2	5	35	21.9	plésio	para	recreusement et mise en connexion aval avec la lône du Tonkin	mouille temporaire avant restauration, tendance à l'obturation aval après 2019
Mortier	centre	MORTce	45	39	56.8	5	35	34.5	plésio	plésio	aucune	
Mortier	aval	MORTav	45	40	11.3	5	35	20.4	para	para	aucune	connexion aval avec le Gland environ 500m à l'amont de sa connexion avec le canal de fuite
Plaine	amont	PLAam	45	41	7.7	5	33	18.4	plésio	plésio	aucune	mouille temporaire après 2019
Plaine	aval	PLAav	45	41	11.1	5	33	15.4	plésio	plésio	aucune	
Ponton	amont	PONTam	45	41	7.8	5	33	28.1	plésio	plésio	aucune	
Ponton	aval	PONTav	45	41	16.7	5	33	17.8	plésio	para	mise en connexion aval avec la lône Gabriel	tendance à l'obturation aval à partir de 2019-2020
Rossillon	amont	ROSSam	45	38	9.8	5	36	48	plésio	plésio	aucune	
Rossillon	aval	ROSSav	45	38	13.6	5	36	57.7	plésio-para	plésio-para	aucune	décapage du sédiment superficiel en 1993. Connexion aval avec le contre-canal.
Tonkin ou Fonde	amont	TONKam	45	39	9.1	5	35	19.4	eup	eup	aucune	prise d'eau busée sur le RCC
Tonkin ou Fonde	aval	TONKav	45	39	4.7	5	35	33.8	eup	eup	aucune	confluence avec la lône des Graviers Grand Jean
Vachon	amont	VACHam	45	37	21.5	5	38	34.7	plésio	eup	reconnexion amont-aval avec le RCC	
Vachon	aval	VACHav	45	37	8.5	5	38	16.2	para	eup	reconnexion amont-aval avec le RCC	
Vieille Lône	amont	VILOam	45	38	1.4	5	37	0.5	plésio	plésio	aucune	
Vieille Lône	aval	VILOav	45	38	0.2	5	36	57.4	plésio	plésio	aucune	

Tableau 6.2-7 - Dates d'échantillonnage des sites dans le secteur de Brégnier-Cordon. Les dates d'échantillonnage sont regroupées en 3 périodes : P1 – 15 mars – 15 mai, P2 – 1 juin – 31 juillet, P3 – 15 août – 30 septembre. Q : augmentation des débits réservés et restauration des lônes. A : événements APAVER.

	2003	2003	2004	2004	2005	2005	2006	2006	2008	2008	2010	2010	2011	2011	2012	2012	2013	2014	2014	2016	2016	2019	2019	2021	2021	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	Q	P1	P2	P1	P2 (P3)	P1	P2	P1	P3	P1	P2	P1	P2	P1	A	P1	P2	P1	A	P3
CRBLam	14.avr	02.juil								18.avr	17.juil	12.avr	14.juin		29.mars	03.juil				07.avr		06.juil	10.avr	10.juil	28.avr	07.sept
GRANam				20.juil	13.avr					03.avr	16.juil	12.avr	06.juil			27.mars	02.juil	19.mars	07.juil	06.avr		12.juil	10.avr	11.juil	28.avr	07.sept
GRANav				20.juil	13.avr					03.avr	16.juil	12.avr	06.juil			27.mars	02.juil	03.avr	07.juil	06.avr		12.juil	10.avr	11.juil	28.avr	07.sept
MATHam		23.juil	02.avr							25.avr	18.juil	13.avr	09.juil			29.mars	03.juil			07.avr		07.juil	10.avr	10.juil	28.avr	07.sept
MATHav		23.juil	02.avr							25.avr	18.juil	14.avr	08.juil			28.mars	04.juil			07.avr		05.juil				
MOL.Oam				20.juil	12.avr					18.avr	17.juil	15.avr	08.juil			29.mars	03.juil			07.avr		06.juil				
MOL.Oav				18.juil	12.avr					25.avr	18.juil	14.avr	08.juil			28.mars	04.juil			08.avr		05.juil	12.avr	11.juil	27.avr	08.sept
MORTce	15.avr	01.juil								23.avr	14.juil	14.avr	09.juil			29.mars	02.juil	18.mars	07.juil	06.avr		12.juil				
MORTav	15.avr	01.juil								23.avr	14.juil	14.avr	07.juil			27.mars	02.juil	18.mars	07.juil	13.avr		13.juil				
PLAam				19.juil	13.avr					28.avr	15.juil	13.avr	07.juil			04.avr	10.juil	04.avr	08.juil	14.avr		13.juil	12.avr	10.juil	27.avr	07.sept
PLAav				19.juil	13.avr					28.avr	15.juil	13.avr	07.juil			04.avr	10.juil	04.avr	08.juil	14.avr		13.juil				
PONTam				19.juil	13.avr					28.avr	15.juil	13.avr	07.juil			04.avr	10.juil	04.avr	08.juil	14.avr		13.juil				
PONTav				19.juil	13.avr					28.avr	15.juil	13.avr	07.juil			04.avr	10.juil	04.avr	08.juil	14.avr		13.juil	12.avr	10.juil	27.avr	07.sept
ROSSam	15.avr	02.juil								03.avr	14.juil	15.avr	06.juil			27.mars	02.juil	17.mars	08.juil	06.avr		12.juil				
ROSSav	15.avr	02.juil								23.avr	14.juil	15.avr	06.juil			29.mars	02.juil	17.mars	08.juil	06.avr		12.juil				
TONKam								25.avr	18.juil	25.avr	17.juil	12.avr	08.juil			27.mars	03.juil			07.avr		06.juil	10.avr	10.juil	28.avr	07.sept
TONKav								25.avr	18.juil	25.avr	18.juil	14.avr	08.juil			28.mars	04.juil			08.avr		05.juil				
VACHam		23.juil	02.avr							06.mai	03.sept	15.avr		30.mars	11.sept	28.mars		20.mars		08.avr		14.juil	12.avr		27.avr	08.sept
VACHav		23.juil	02.avr							06.mai	03.sept	15.avr		30.mars	11.sept	28.mars		20.mars		08.avr		14.juil				
VIL.Oam					07.avr	14.juil				03.avr	15.juil							17.mars	09.juil	14.avr		13.juil				
VIL.Oav					07.avr	14.juil				03.avr	16.juil	15.avr	14.juin			27.mars	09.juil	17.mars	09.juil	14.avr		14.juil	12.avr	11.juil	27.avr	

6.2.3.2 Variations spatiales et temporelles des communautés de macroinvertébrés.

La diversité faunistique entre lône du secteur de Brégnier-Cordon s'organise classiquement le long d'un gradient de connectivité latérale avec le fleuve (**Figure 6.2-15, Tableau 6.2-8**). Les sites lotiques (groupe G1, **Tableau 6.2-8** : Mathan et Vachon post-restauration, Tonkin) sont caractérisés par un riche cortège de taxons lotiques, dont beaucoup, comme *Baetis sp.*, *Serratella ignita*, *Heptagenia sulphurea* ou *Silo nigricornis*, sont communs avec les habitats du même type dans le secteur de Belley. A l'extrémité opposée du gradient, les sites plésiopotamiques peu fréquemment connectés au fleuve et non concernés par la restauration (groupe G3, **Tableau 6.2-8** : Creux de Bleu, Vieille Lône, lônes du Mortier, de Rossillon, de la Plaine) constituent un ensemble non représenté dans les sites suivis à Belley. Ce groupe héberge des espèces peu ou pas présentes ailleurs comme *Sphaerium nucleus* et *Anisus vorticulus*. Entre ces deux groupes, les sites du groupe G2 sont essentiellement de type parapotamique, c'est-à-dire possédant une connexion aval avec le fleuve. Ils se distinguent également des sites à connectivité intermédiaire de Belley (Luisettes, Fournier) par des conditions plus lentiques et moins dynamiques lors des crues (développement de la végétation aquatique plus important, sédiment minéral plus fin). Ces conditions sont bien traduites par l'abondant cortège de taxons lénitophiles communs avec les sites du groupe G3. C'est le cas par exemple de *Cloeon diptenum* et *Hippeutis complanatus* qui caractérisent les sites les plus déconnectés à Belley.

Dans cette typologie d'ensemble, la modification des communautés causée par la reconnexion totale des lônes Mathan et Vachon entraîne, de façon logique, le passage de ces sites du groupe G2 au groupe G1 (**Figure 6.2-15, Tableau 6.2-8**). Des changements de cet ordre associés aux autres types de restauration sont moins notables et doivent être considérés avec prudence compte tenu du faible nombre d'observations pré-restauration. Pour les reconnexions de type parapotamique (Ponton, Molottes), seul le site PONTav passe du groupe G3 à G2. A la lône des Granges, la communauté évolue en direction opposée vers une composition indiquant une plus faible connectivité latérale (déplacement de G2 vers G3).

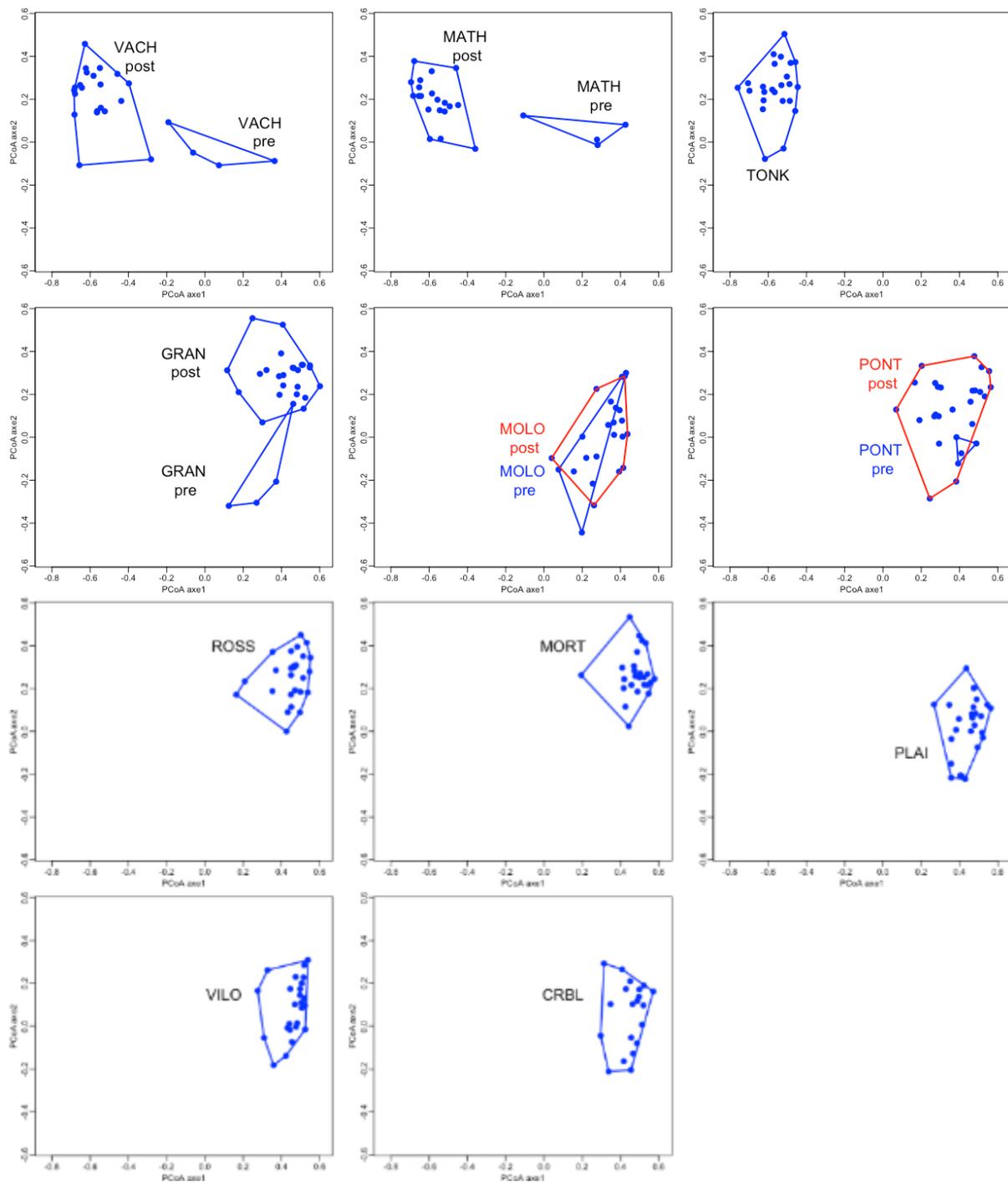


Figure 6.2-15 – Ordination des sites * dates de 11 îlons de Brégner-Cordon (2003 – 2021). Les 270 sites * dates de Brégner-Cordon sont extraits d’une PCoA appliquée aux distances de Bray-Curtis calculées pour la totalité des 904 sites * dates échantillonnés sur l’ensemble du Rhône. Axe 1 : 10.2%, axe 2 : 4% de la variabilité totale des distances. Pour certaines îlons, les situation «pre » et «post » restauration sont identifiées.

			G1	G2	G3
Am	Ex	<i>Dikerogammarus villosus</i>			
Bi	Ex	<i>Corbicula fluminea</i>			
Co		<i>Elmis sp</i>			
Co		<i>Esolus parralelepipedus</i>			
Co		<i>Limnius sp</i>			
Ep		<i>Baetis sp</i>			
Ep		<i>Caenis macrura</i>			
Ep		<i>Serratella ignita</i>			
Ep		<i>Heptagenia sulphurea</i>			
Ep		<i>Potamanthus luteus</i>			
Ga		<i>Theodoxus fluviatilis</i>			
Ga		<i>Ancylus fluviatilis</i>			
Od		<i>Onychogomphus forcipatus</i>			
Po	Ex	<i>Hypania invalida</i>			
Tr		<i>Agapetus ochripes</i>			
Tr		<i>Goera pilosa</i>			
Tr		<i>Silo nigricornis</i>			
Tr		<i>Hydropsyche pellucidula/incognita</i>			
Tr		<i>Hydroptila sp</i>			
Tr		<i>Athripsodes albifrons</i>			
Tr		<i>Psychomyia pusilla</i>			
Tu		<i>Dendrocoelum lacteum</i>			
Tu	Ex	<i>Girardia tigrina</i>			
Am		<i>Gammarus fossarum/pulex</i>			
Ga	Ex	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			
Bi		<i>Pisidium casertanum</i>			
Bi		<i>Pisidium henslowanum</i>			
Ga		<i>Radix sp</i>			
Ga	Ex	<i>Gyraulus parvus</i>			
Ga		<i>Valvata piscinalis</i>			
He		<i>Micronecta sp</i>			
Od		<i>Erythromma najas / lindenii</i>			
Am	Ex	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>			
Bi		<i>Musculium lacustre</i>			
Bi		<i>Sphaerium corneum</i>			
Bi		<i>Pisidium milium</i>			
Bi		<i>Pisidium nitidum</i>			
Bi		<i>Pisidium obtusale</i>			
Bi		<i>Pisidium subtruncatum</i>			
Co		<i>Hydroporus sp</i>			
Co		<i>Hyphydrus sp</i>			
Co		<i>Laccophilus sp</i>			
Co		<i>Halipus sp</i>			
Di		<i>Chaoborus sp</i>			
Di		Culicidae			
Ep		<i>Cloeon dipterum</i>			
Ep		<i>Caenis robusta</i>			
Ga		<i>Bithynia tentaculata</i>			
Ga		<i>Stagnicola sp</i>			
Ga		<i>Physella acuta</i>			
Ga		<i>Gyraulus albus</i>			
Ga		<i>Hippeutis complanatus</i>			
Ga		<i>Planorbis carinatus</i>			
Ga		<i>Valvata cristata</i>			
He		Corixinae			
Hi		<i>Helobdella stagnalis</i>			
Is		<i>Asellus aquaticus</i>			
Me		<i>Sialis lutaria</i>			
Od		<i>Coenagrion puelka / pulchellum</i>			
Od		<i>Chalcolestes viridis</i>			
Tr		<i>Limnephilus germanus / lunatus</i>			
Bi		<i>Sphaerium nucleus</i>			
Ga		<i>Anisus vorticulus</i>			
He		<i>Plea minutissima</i>			
Hi		<i>Hemiclepsis marginata</i>			
Tr		<i>Athripsodes aterrimus</i>			

Tableau 6.2-8 - Taxons identifiés comme les plus discriminants pour les trois groupes de lônes étudiées à Brégnier-Cordon (2003 – 2021). Les groupes de lônes sont ordonnés de gauche à droite en fonction de leur fréquence de connexion décroissante avec le Rhône (Figure 6.2-15).

Les taxons retenus comme indicateurs des groupes possèdent une valeur indicatrice supérieure ou égale à 0.5 et une significativité $p < 0.01$. La valeur indicatrice, (De Cáceres et al., 2010 ; Dufrêne & Legendre, 1997), combine la «spécificité» du taxon pour un groupe de lônes (abondance du taxon dans le groupe / abondance totale du taxon) et sa «fidélité» (nombre de sites du groupe dans lesquels le taxon est présent / nombre total de sites du groupe).

Ex : espèce exogène au bassin du Rhône. Am – amphipode, Bi – bivalve, Co – coléoptère, Di – diptère, Ep – éphéméroptère, Ga – gastéropode, He – hétéroptère, Is – isopode, Me – mégaloptère, Od – odonate, Po – polychète, Tr – trichoptère.

G1 :

MATH post, VACH post, TONK.

Sites lotiques connectés en permanence au Rhône

G2 :

MATH pre, VACH pre, GRAN pre,

PONTav post,

MOLO.

Sites para- à plésiopotamiques plus influencés par le Rhône que dans le groupe G3

G3 :

GRAN post,

PONT pre et PONTam post,

MORT, ROSS, PLAI, CRBL, VILO.

Sites essentiellement plésiopotamiques.

Comme dans le secteur de Belley, plusieurs types de trajectoires de changement des communautés dans le temps sont notables (**Figure 6.2-16, Annexe 6.2-5**). Peuvent être distingués :

- - un changement directionnel important associé à la restauration suivi de changements non directionnels de plus faible amplitude (Mathan, Vachon, Granges aval),
- - des fluctuations non directionnelles de faible amplitude traduisant une stabilité de la composition taxonomique au cours du temps, en milieux lotiques (Tonkin aval) ou lenticques (Plaine, Mortier, Rossillon, Vieille Lône amont),
- - des changements de moyenne amplitude conduisant à un état final proche de celui observé au début du suivi. C'est le cas des deux sites parapotamiques restaurés (Molottes aval et Ponton aval),
- - des dérives plus ou moins progressives en contextes lotique (Tonkin amont) ou lenticque (Vieille Lône aval) non restaurés.

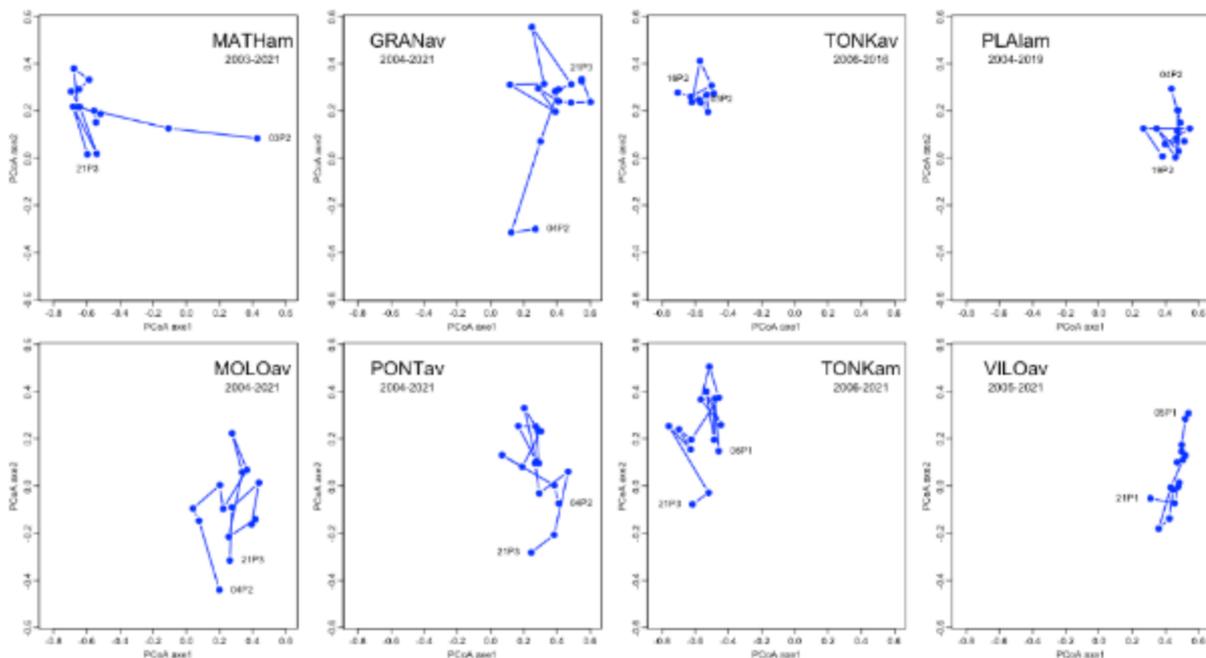


Figure 6.2-16 – Dans l’ordination des sites * dates de 11 lômes de Brégnier-Cordon (2003 – 2021) (Figure 6.2-15), exemples illustrant quatre types de trajectoires temporelles du changement de composition des communautés : MATHam et GRANav – changements directionnels orientés dans le temps avec une première phase de changements importants entraînés par la restauration ; TONKav et PLAlam – changements non directionnels de faible amplitude en milieu lotique (TONK) ou lenticque (PLAI) ; MOLOav et PONTav – changements d’amplitude moyenne tendant vers un retour à l’état initial ; TONKam et VIL0av – dérive temporelle plus ou moins progressive en milieu lotique (TONK) ou lenticque (VILO) (voir Annexe 6.2-5).

A la lône des Granges, l’évolution tendancielle vers un caractère plus isolé du fleuve se matérialise par la croissance d’espèces lénitophiles (*Cloeon dipterum*, *Gyraulus albus*), certaines augmentant vers la fin de la période de suivi (*Hippeutis complanatus*, *Valvata cristata*). De plus, des espèces à tendances plus rhéophiles qui avaient augmenté après restauration décroissent à partir de 2014 environ (**Figure 6.2-17**).

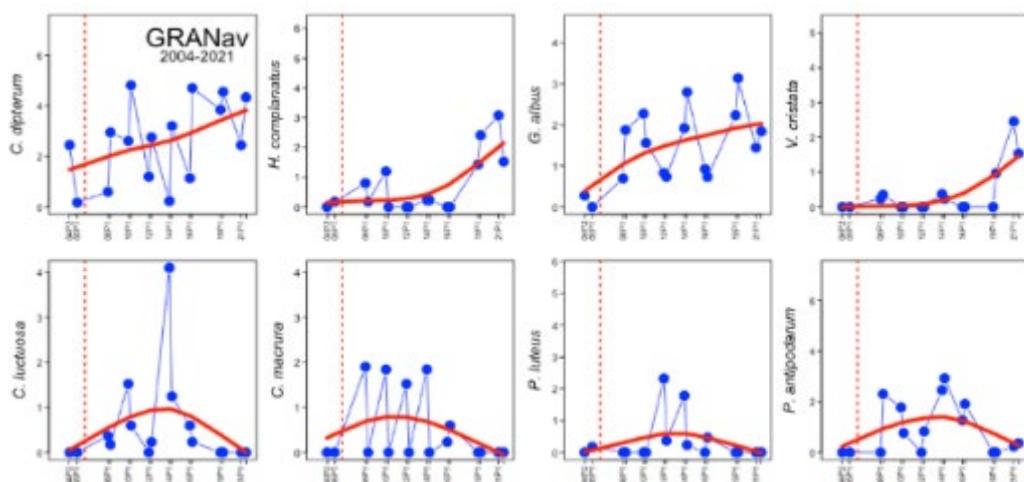


Figure 6.2-17 – Chroniques de changements temporels (2004 – 2021) de l’abondance de huit espèces pour le site Granges aval (secteur de Brégnier-Cordon). Tendances croissantes d’espèces lénitophiles (*Cloeon dipterum*, *Hippetuis complanatus*, *Gyraulus albus*, *Valvata cristata*). Décroissance d’espèces à tendances plus rhéophiles s’étant installées après restauration (*Caenis luctuosa* et *C. macrura*, *Potamanthus luteus*, *Potamopyrgus antipodarum*).

Dans les sites restaurés par réouverture de la connexion aval (PONTav, MOLOav), et pour lesquels une trajectoire «de retour » se manifeste au niveau du changement global de la communauté (**Figure 6.2-16**), des espèces identiques dans les deux sites montrent des trajectoires similaires avec une augmentation post-restauration suivie d’une chute (**Figure 6.2-18**). Ce phénomène concerne autant des espèces souvent associées aux conditions de faibles mouvements d’eau et d’apports de sédiment sableux rencontrées à la connexion aval des milieux parapotamiques (*Potamopyrgus antipodarum*, *Valvata piscinalis*), que des espèces plus ubiquistes et lénitophiles (*Bithynia tentaculata*, *Cloeon dipterum*, *Physella acuta*, *Pisidium subtruncatum*).

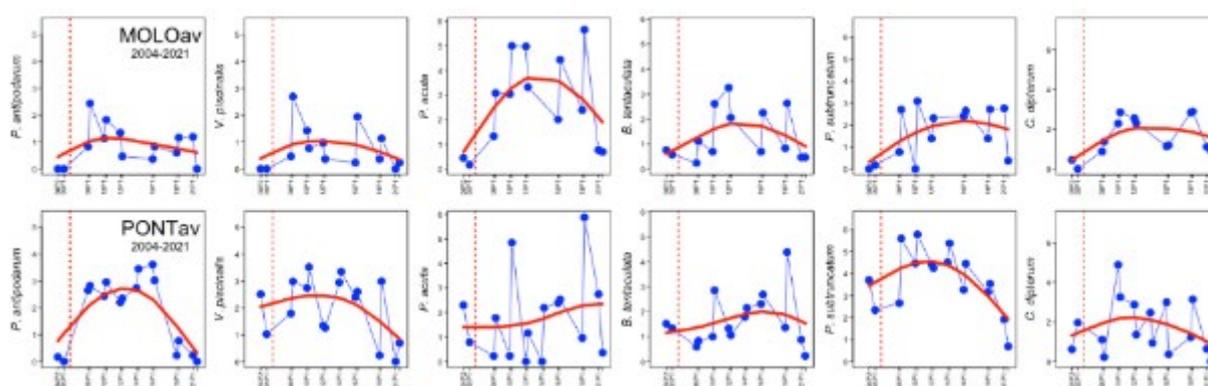


Figure 6.2-18 – Chroniques de changements temporels (2004 – 2021) de l’abondance de six espèces communes aux sites Molottes aval (en haut) et Ponton aval (en bas) (secteur de Brégnier-Cordon), restaurés par reconnexion aval (sites parapotamiques). A l’exception de *Physella acuta* à PONTav, l’abondance de ces espèces tend à décroître après un optimum post-restauration. Ces espèces peuvent avoir une tendance rhéophile (*Potamopyrgus antipodarum*, *Valvata piscinalis*), lénitophile (*Bithynia tentaculata*, *Cloeon dipterum*) ou être très ubiquistes (*Physella acuta*, *Pisidium subtruncatum*).

De façon notable, certains sites non restaurés, dont les trajectoires de changement des communautés traduisent une forte stabilité au cours de la période de suivi (**Figure 6.2-16**), hébergent des taxons pouvant manifester des changements d'abondance drastiques au cours du temps (**Figure 6.2-19**). En contexte lotique (Tonkin amont), des espèces exogènes (*Potamopyrgus antipodarum*, *Dikerogammarus villosus*) croissent fortement, après 2012 pour ces deux exemples. L'antagonisme documenté (Dick & Platvoet, 2000 ; Dick et al., 2002) de *D. villosus* peut être proposé comme cause plausible du déclin simultané des gammares natifs (*Gammarus pulex* et *fossarum*). De même, la disparition du gastéropode *Theodoxus fluviatilis* de l'ensemble des chenaux lotiques du Haut-Rhône a été mise en relation avec l'événement APAVER de 2012 et peut être suggérée comme cause de la croissance concomitante de *Ancylus fluviatilis*, un autre gastéropode rhéophile plus tolérant qui occupe le même habitat que *T. fluviatilis*. Par contre, en contexte stagnant (Vieille Lône aval), le déclin massif de taxons lénitophiles classiquement largement répandus et abondants (*Asellus aquaticus*, *Cloeon dipterum*, *Haliphus sp.*) pose question.

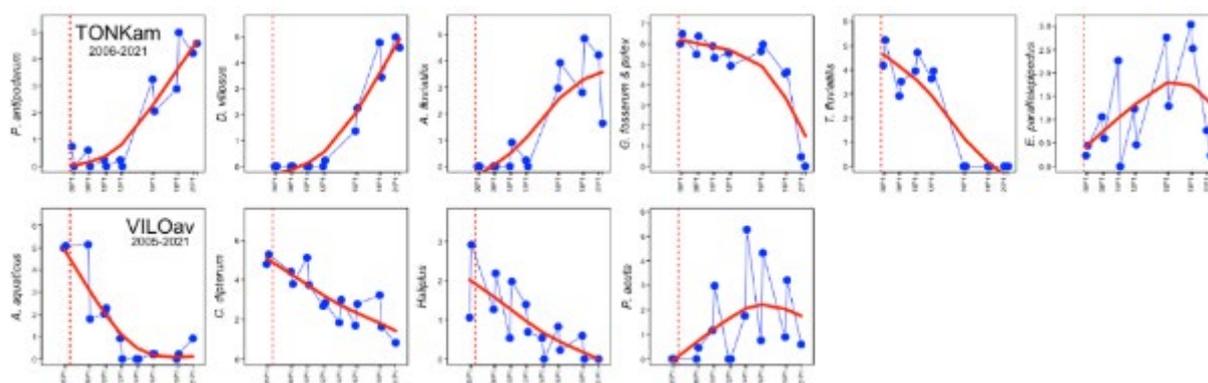


Figure 6.2-19 – Chroniques de changements temporels (2005 – 2021) de l'abondance de dix espèces dans deux lômes non restaurées, lotique (Tonkin) et lentique (Vieille Lône) (secteur de Brégner-Cordon). En haut, *Potamopyrgus antipodarum*, *Dikerogammarus villosus*, *Ancylus fluviatilis*, *Gammarus fossarum* & *pulex*, *Theodoxus fluviatilis* et *Esolus parallelepipedus* sont des espèces rhéophiles. En bas : *Asellus aquaticus*, *Cloeon dipterum*, *Haliphus sp.* et *Physella acuta* sont lénitophiles et ubiquistes.

6.2.3.3 Variations spatiales et temporelles des métriques de diversité et d'abondance à l'échelle des sites.

Comme à Belley, les métriques de diversité et d'abondance des communautés répondent au gradient de connectivité latérale des lômes (**Figure 6.2-20**), mais elles traduisent à Brégner-Cordon, une dichotomie assez franche entre les trois lômes lotiques (TONK, VACH, MATH) et les autres. Comme attendu, les premières sont plus riches en insectes EPT. Chacune de ces trois lômes possède une richesse en EPT significativement différente de celle des lômes non totalement connectées (tests de Wilcoxon, $p < 0.02$, à l'exception de MATH et GRAN non significativement différentes, $p = 0.08$). La **richesse en mollusques** marque une différence très nette entre les trois lômes lotiques et les autres. Les lômes parapotamiques (MOLO, PONT), proche de cet état (GRAN), ou possédant encore une forme de connexion aval, bien qu'en voie d'atterrissement notable (ROSS, MORT), montrent des richesses malacologiques élevées. Les valeurs mesurées à Granges

sont du même ordre (15 espèces environ en valeurs médianes) que celles mesurées dans la lône Béard à Belley. Les richesses en espèces de mollusques mesurées dans les trois lônes lotiques sont significativement différentes des valeurs obtenues dans les autres lônes (tests de Wilcoxon, $p < 0.0005$). Combinant des richesses intermédiaires en insectes EPT et élevées en mollusques, les sites de Granges et Ponton, se caractérisent par une diversité élevée, telle que mesurée par la **richesse raréfiée**. Comme à Belley et comparativement aux secteurs étudiés à l'aval de Lyon, la part de l'abondance des communautés constituée par des **espèces exogènes** demeure globalement faible dans le secteur de Brégnier-Cordon (médianes par lônes $< 17\%$ pour l'ensemble de la période d'étude). Cette part diminue avec la déconnexion des lônes et les proportions mesurées pour les lônes plésio- et parapotamiques sont inférieures à 4% en valeurs médianes par lônes.

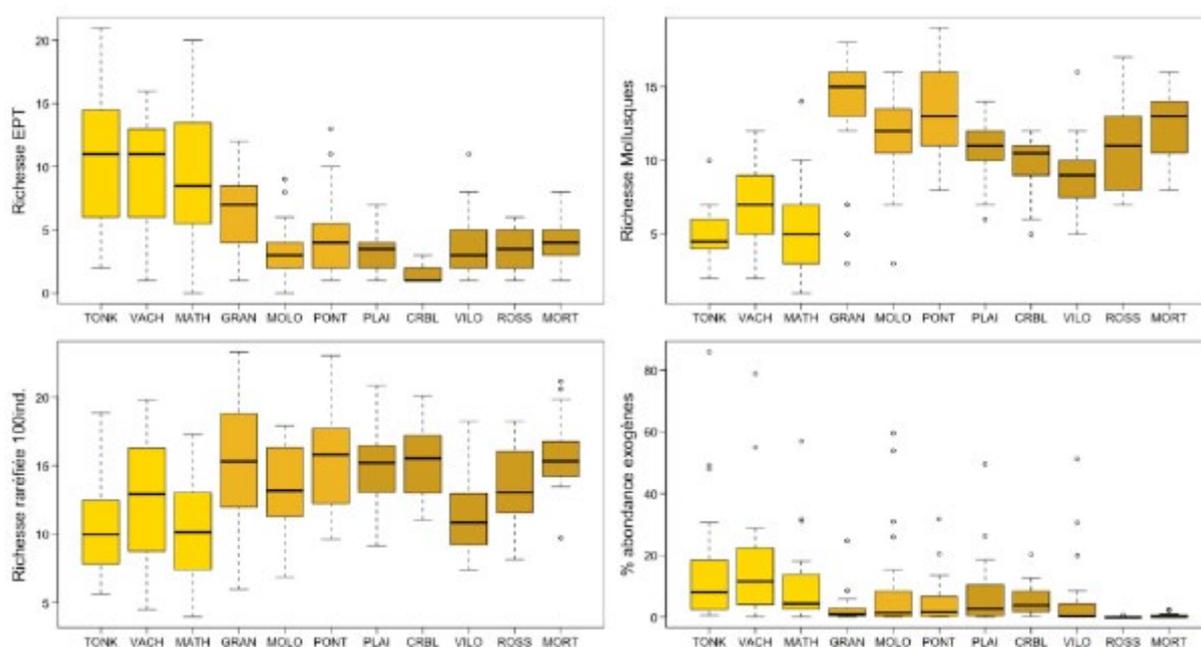


Figure 6.2-20 – Quatre métriques de diversité mesurées pour les 268 sites*dates de onze lônes de Belley (2003 – 2021). De gauche à droite et de haut en bas : nombre de taxons des insectes éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ; nombre de taxons des mollusques gastéropodes et bivalves ; richesse raréfiée de la communauté totale (richesse standardisée pour 100 individus) ; proportion de l'abondance constituée d'espèces exogènes.

L'examen des variations temporelles des métriques de diversité et d'abondance montre que le changement radical de composition de la communauté dans les lônes restaurées par reconnexion complète (Mathan, Vachon) ne s'accompagne pas de changements du même ordre en termes de richesse totale ou d'abondance des insectes (**Figure 6.2-21**). Ces changements montrent une relative stabilité (VACH, MATHam pour la richesse) ou une légère croissance (TONK, MATHam pour l'abondance des insectes). L'évolution temporelle de ces métriques ne diffère pas fondamentalement de ce qui est observé dans la lône lotique du Tonkin, non restaurée, où ces métriques sont en légère croissance.

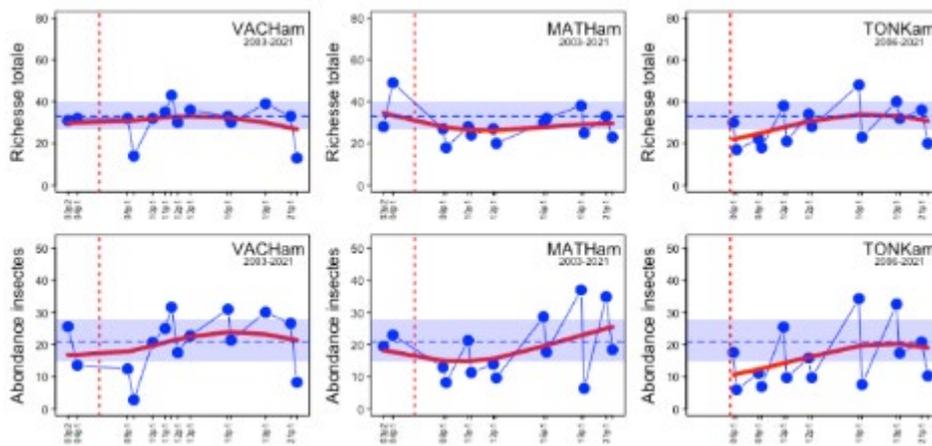


Figure 6.2-21 – Tendances temporelles (2003-2021) de la richesse totale (en haut) et de l’abondance des insectes (en bas) dans trois sites du secteur de Brégnier-Cordon restaurés par reconnexion complète au fleuve : Vachon, Mathan, Tonkin (voir Annexes 6.2-6 à 6.2-8). La ligne verticale rouge indique la restauration. La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la métrique pour l’ensemble des sites*dates du Haut-Rhône.

Dans la lône des Granges et dans les sites restaurés par reconnexion aval (MOLoav, PONTav) (**Figure 6.2-22**), les trois métriques considérées montrent une tendance comparable à celle des espèces illustrées plus haut (**Figures 6.2-17 et 6.2-18**) : après une phase de croissance post-restauration, la valeur des métriques tendent à décliner ou à se stabiliser.

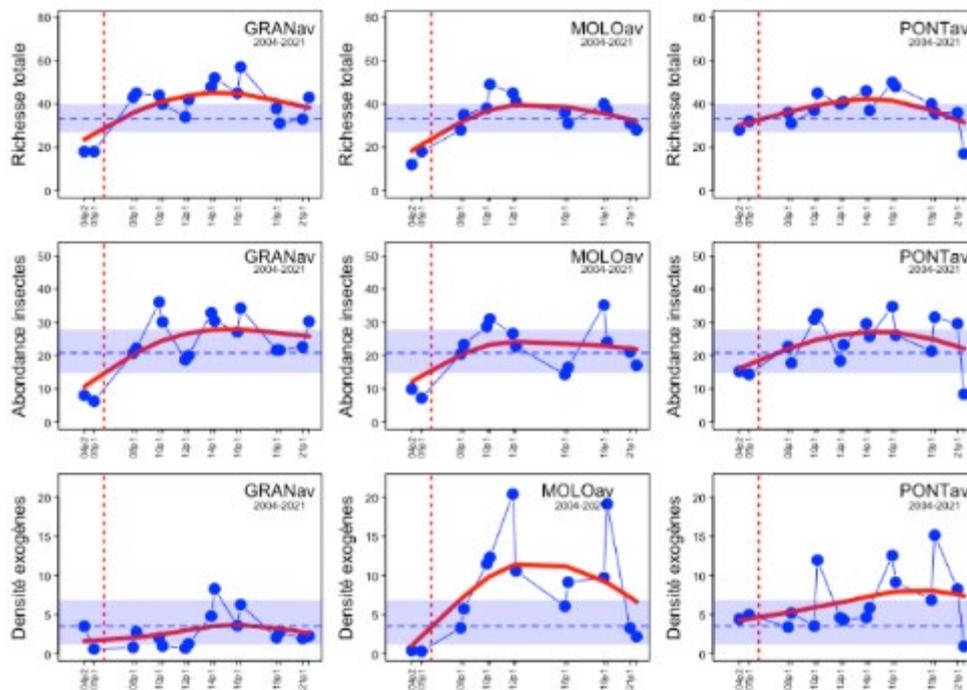


Figure 6.2-22 – Tendances temporelles (2004-2021) de la richesse totale (en haut), de l’abondance des insectes (au centre) et de la densité des espèces exogènes (en bas) dans trois sites du secteur de Brégnier-Cordon restaurés par reconnexion aval au fleuve (Molottes aval, Ponton aval) ou recréusement (Granges aval) (voir Annexes 6.2-6 à 6.2-8). La ligne verticale rouge indique la restauration. La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la métrique pour l’ensemble des sites*dates du Haut-Rhône.

La densité des espèces exogènes croît fortement dans les lônes totalement connectées au fleuve (**Figure 6.2-23**), qu’elles aient été restaurées (Vachon, Mathan) ou non (Tonkin). En 2021 (dernière année du suivi sur le Haut-Rhône), les valeurs de densité n’atteignent toutefois pas celles observées dans les sites alluviaux suivis à l’aval de Lyon. Les densités progressent également dans les milieux plus isolés et non restaurés (**Figure 6.2-23**). Il est notable que certains sites isolés et non restaurés (les mouilles à l’amont de Molottes et Ponton, Rossillon) demeuraient pratiquement exempts d’espèces exogènes en 2016, dernière année du suivi de ces sites (**Annexe 6.2-8**).

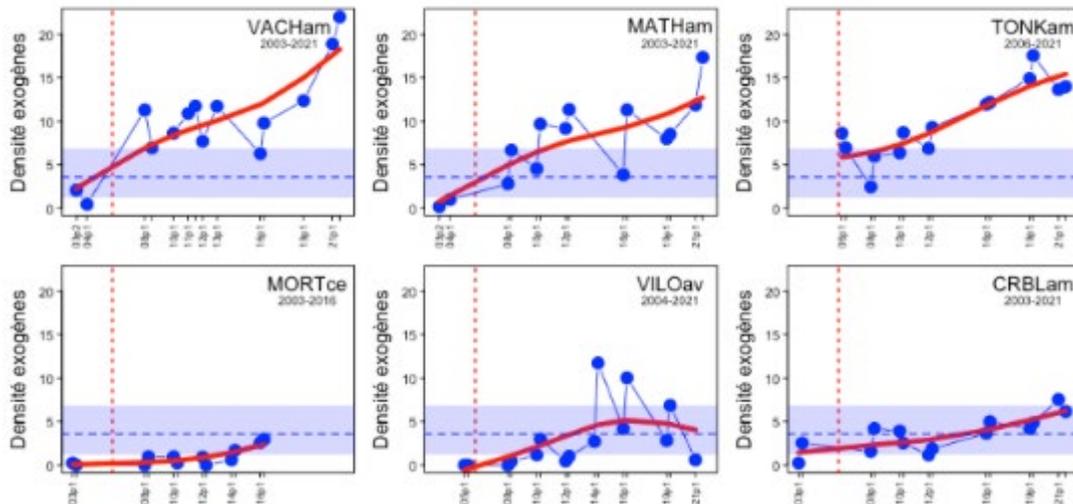


Figure 6.2-23 – Tendances temporelles (2003-2021) de la densité des espèces exogènes dans six sites du secteur de Brégnier-Cordon. Vachon, Mathan, Tonkin ont été restaurés par reconnexion complète au fleuve. Mortier, Vieille Lône et Creux de Bleu sont des milieux plésiopotamiques non restaurés (voir Annexes 6.2-6 à 6.2-8). La ligne verticale rouge indique la restauration. La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la métrique pour l’ensemble des sites*dates du Haut-Rhône.

6.2.3.4 Variation temporelle de la diversité des communautés entre sites.

La mesure de la diversité des communautés entre sites (diversité beta) à l’échelle du secteur (**Figure 6.2-24**) ne montre pas de tendance aussi régulière au cours du temps que dans le secteur de Belley. Il n’y a cependant pas de tendance à la diminution de cette diversité. Lorsque le nombre maximal de site est pris en compte (suivi jusqu’en 2016), l’année 2012 montre la diversité maximale. Elle est en particulier significativement différente des niveaux mesurés pour les trois années qui précèdent (pré- restauration, 2008 et 2010). Sur une durée plus longue (jusqu’en 2021, avec moins de sites suivis), 2012 et 2021 offrent les valeurs les plus élevées.

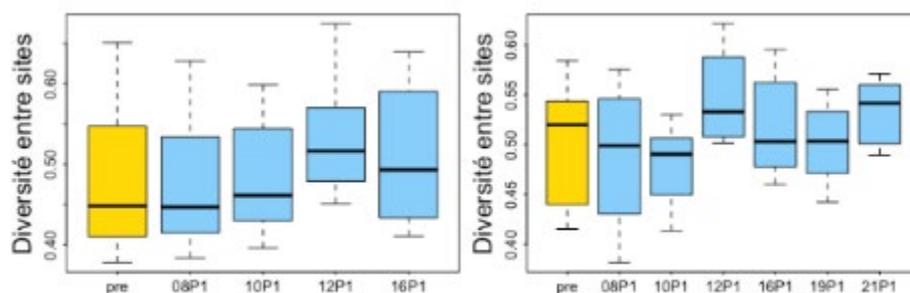


Figure 6.2-24 – Changements temporels de la diversité entre sites (diversité beta) pour le secteur de Brégnier-Cordon en situation printanière (période P1). En jaune les années pré-restauration (2003-2005).

A gauche : 20 sites pour les années 2008, 2010, 2012 et 2016 après restauration. Différences significatives pour pre – 2012 ($p=0.02$), 2008 – 2012 ($p=0.008$), 2010 – 2012 ($p=0.02$) (tests de permutation).

A droite : 8 sites pour les années 2008, 2010, 2012, 2016, 2019 et 2021 après restauration. Différences significatives pour 2010 – 2012 ($p=0.006$), 2010 – 2021 ($p=0.01$), 2012 – 2019 ($p=0.04$) (tests de permutation).

6.2.3.5 Le secteur de Brégnier-Cordon – en résumé.

a) Les onze lônes analysées pour le secteur de Brégnier-Cordon constituent **deux ensembles assez distincts** par la composition de leurs assemblages de macroinvertébrés et les valeurs de certaines métriques de richesse. Les trois lônes lotiques (eupotamiques) restaurées (Vachon, Mathan) ou non (Tonkin ou Fonde) sont ainsi très distinctes faunistiquement des huit autres, à caractère plus lentique, qu'elles soient de type parapotamique, plésiopotamique, restaurées ou non. Les lônes suivies à Brégnier-Cordon offrent l'opportunité, pour le Haut-Rhône, de **mesurer les changements faunistiques prenant place dans des systèmes non restaurés** lotiques (Tonkin) ou lentiques (Creux de Bleu, Vieille Lône, Plaine, Mortier, Rossillon).

b) Les lônes restaurées par **reconnexion complète** au Rhône court-circuité (Vachon, Mathan) montrent le **rétablissement rapide de communautés rhéophiles** typiques, associé à une stabilité de leur richesse au cours du temps, malgré la croissance rapide des espèces exogènes. Ce phénomène est par ailleurs indépendant de la restauration, comme la montre la tendance similaire observée à la lône du Tonkin. Dans les sites **restaurés par reconnexion aval** (parapotamiques : Ponton aval, Molottes aval), une évolution a lieu pendant la durée du suivi conduisant au retour des communautés vers un état proche de l'état pré-restauration. Elle correspond à l'obturation progressive de la connexion aval documentée dans le suivi sédimentologique et par les observations de terrain. Une évolution comparable a lieu dans la lône des Granges, recreusée, dans un état intermédiaire entre para- et plésiopotamon, très diversifiée et riche en espèces de mollusques, où les espèces à tendances rhéophiles déclinent au cours du temps, au profit d'espèces lénitophiles.

c) **Les lônes non restaurées** suivies à Brégner-Cordon permettent de documenter des changements faunistiques indépendants de modifications de connectivité latérale, mais aussi d'augmentation du débit réservé puisque celui demeure largement inchangé dans ce secteur. La lône du Tonkin montre la croissance rapide d'espèces exogènes rhéophiles comme *Dikerogammarus villosus*, probable responsable du déclin des gammares indigènes. En contexte lentique, dans certains sites, **le déclin spectaculaire de taxons ubiquistes et largement répandus**, est inexplicable à ce stade et peut être mis en relation avec des tendances identiques observées à l'aval de Lyon.

6.2.4 Le secteur du Péage-de-Roussillon (2007 – 2022).

6.2.4.1 Lônes et sites étudiés.

Six lônes du secteur de Péage-de-Roussillon ont été suivies au cours de la période 2007 – 2022. Ce nombre est obtenu en comptant les Noyés Nord et Sud comme des « lônes », alors qu'ils sont des « bras latéraux » totalement connectés à la lône de la Platière (**Tableau 6.2-9**). Dans ce secteur, les actions de restauration des lônes n'ont pas été synchronisées avec l'élévation du débit réservé dans le Rhône court-circuité. Les périodes de suivi avant et après restauration des débits sont cependant globalement équilibrées avec, pour la majorité des lônes, six dates d'échantillonnages sur la période 2007 – 2013 et huit dates entre 2015 et 2022 (**Tableau 6.2-10**).

Bien que portant chacun sur peu de cas, plusieurs modes de restauration ont été mis en œuvre pour les lônes de Péage-de-Roussillon : abaissement ou élimination des enrochements des rives du RCC afin d'augmenter la fréquence de connexion amont (Platière) ou de la rétablir (Boussarde), reconnexion aval (Sainte), recusement de mouilles isolées (Ilon), recréation de chenaux latéraux courants (Noyés) (**Tableau 6.2-9**).

Tableau 6.2-9 - Caractéristiques des sites et lônes étudiés dans le secteur de Péage-de-Roussillon. La typologie des sites renvoie aux catégories de connexion avec le fleuve définies initialement par Amoros *et al.* (1982) et Richardot-Coulet *et al.* (1982) : eup – eupotamon, para – parapotamon, plésio – plésiopotamon. « à sec » désigne un thalweg sans eau hors crues.

			coord N			coord E			typologie		restauration de la lône (actions sur la morphologie)	remarques
			deg	min	sec	deg	min	sec	pré-restau	post-restau		
La Platière	amont	PLATam	45	21	25.9	4	46	14	para	para	abaissement des enrochements de la rive gauche du RCC à l'amont de la lône	connecté à l'aval au reste de PLAT
La Platière	centre	PLATce	45	20	4.1	4	45	56	para + affluent	id	abaissement des enrochements de la rive gauche du RCC à l'amont de la lône	reçoit des eaux prélevées dans le canal d'amenée
La Platière	aval	PLATav	45	19	34.7	4	45	54	para + affluent	id	abaissement des enrochements de la rive gauche du RCC à l'amont de la lône	reçoit des eaux prélevées dans le canal d'amenée
Noyé Nord		NOYN	45	20	55.2	4	46	32	para + affluent	id	recréusement et connexion à la lône de la Platière (avant 2007)	bras latéral de PLAT
Noyé Sud		NOYS	45	20	36.8	4	46	45	à sec	para + affluent	recréusement et connexion à la lône de la Platière	bras latéral de PLAT, assèchement partiel observé en avril 2022
Ilon	amont	ILONam	45	20	1.4	4	46	7.3	à sec	plésio	creusement de mouilles isolées	
Ilon	aval	ILONav	45	19	53.1	4	46	0.3	para	id	aucune	connecté à l'aval avec PLAT
La Sainte		SAIN	45	17	14.6	4	48	31	plésio	para	recréusement et connexion au Rhône à l'aval	
La Boussarde	amont	BOUSam	45	19	35.7	4	45	36	para	marge du RCC	enlèvement des enrochements de la rive droite du RCC	
La Boussarde	amont bis	BOUSamb	45	19	48.9	4	45	31	plésio	para	recréusement et connexion à l'aval au reste de la Boussarde	connecté avec la partie principale de BOUS
La Boussarde	centre	BOUSce	45	19	32.7	4	45	33	plésio	ca	remise en connexion avec le RCC par enlèvement des enrochements de la rive droite du RCC	pré-restauration: séparé du RCC par l'enrochement seul

Tableau 6.2-10 - Dates d'échantillonnage des sites du secteur de Péage-de-Roussillon. Les dates d'échantillonnage sont regroupées en 3 périodes : P1 – 15 mars – 30 avril, P2 – 15 mai – 31 juillet, P3 – 15 août – 30 septembre. Q : augmentation des débits réservés. Plages bleues : périodes de restauration des lônes et leurs dates

	2007	2008	2009	2010	2011	2011		2013	2013		Q	2014	2014		2015	2015	2017	2017	2020	2021	2022	2022
	P2	P2	P3	P1	P2/P1	P3		P2	P3			P2	P3		P2	P3	P2	P3	P3	P2	P1	P3
PLATam	18.juil	26.mai			07.juin	26.août		11.juin	12.sept					2014-15	08.juin	25.août	08.juin	07.sept	07.oct	03.juin	12.avr	05.oct
PLATce	23.juil	26.mai			10.juin	26.août		08.juil							08.juin	25.août	08.juin	07.sept	07.oct	02.juin	11.avr	05.oct
PLATav	18.juil	26.mai			07.juin	26.août		12.juin	12.sept						08.juin	25.août	08.juin	07.sept	09.sept	02.juin	11.avr	05.oct
NOYN	19.juil	26.mai						12.juin	12.sept						12.juin	26.août	08.juin	07.sept	07.oct	02.juin	12.avr	05.oct
NOYS							2011-12								12.juin	26.août	08.juin	07.sept	07.oct	02.juin	12.avr	06.oct
ILONam										2013-14					26.juin	25.août	09.juin	08.sept	09.sept	03.juin	11.avr	06.oct
ILONav	23.juil	26.mai			07.juin	23.août		08.juil	12.sept						26.juin	25.août	09.juin	08.sept	09.sept	03.juin	12.avr	06.oct
SAIN	23.juil	26.mai	07.sept		10.juin	26.août	2012-13	12.juin	11.sept			13.juin	29.août		26.juin	25.août	07.juin	06.sept	02.sept	02.juin	11.avr	05.oct
BOUSam			07.sept	01.avr	25.mars	23.août		11.juin	11.sept								07.juin	06.sept				
BOUSamb					25.mars	23.août		11.juin	11.sept								07.juin	06.sept	02.sept	03.juin	12.avr	06.oct
BOUSce			11.sept	01.avr	25.mars	23.août											07.juin	06.sept	02.sept	03.juin	12.avr	06.oct

6.2.4.2 Variations spatiales et temporelles des communautés de macroinvertébrés.

Comme pour les autres secteurs étudiés, la diversité des sites et dates analysés s'organise le long d'un gradient lotique – lentique (**Figure 6.2-25**). Le pôle lentique regroupe l'Ilon, la Boussarde et l'état pré-restauration de la lône de la Sainte. Le pôle lotique est constitué des sites à courant rapide de la Platière et de ses annexes (Noyés). Dans ce gradient, une position intermédiaire est occupée par l'état post-restauration de la lône de la Sainte et le site amont de la Platière (PLATam) (**Figure 6.2-25**).

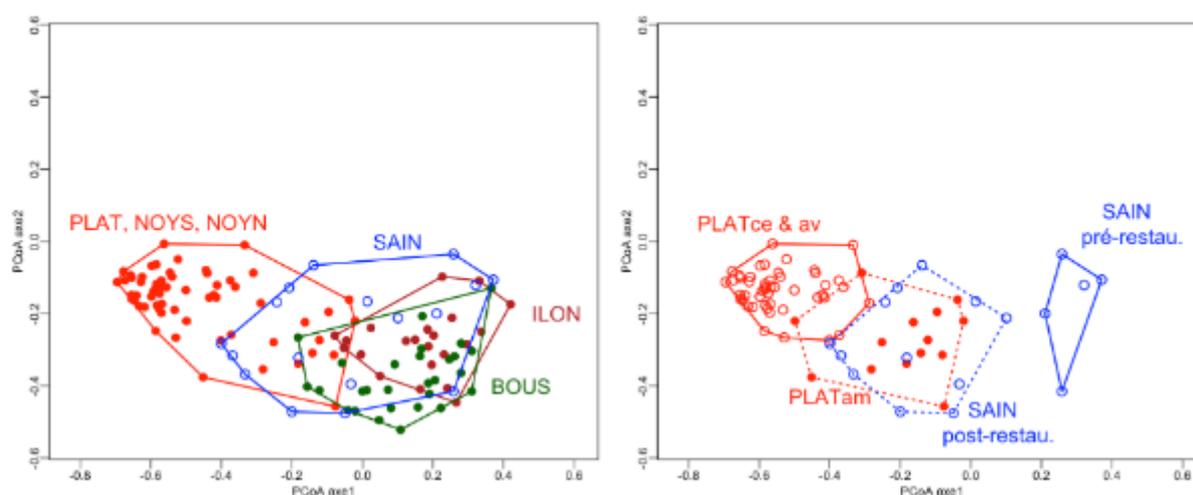


Figure 6.2-25 – Ordination des sites * dates de 6 lônes de Péage-de-Roussillon (2007 – 2022). Les 129 sites * dates sont extraits d'une PCoA appliquée aux distances de Bray-Curtis calculées pour la totalité des 904 sites * dates échantillonnés sur l'ensemble du Rhône. A gauche : totalité des sites * dates regroupés par lône, à droite : distinction des états pré- et post-restauration de la lône de la Sainte et de la station PLATam par rapport au reste de la lône de la Platière. Axe 1 : 10.2%, axe 2 : 4% de la variabilité totale des distances.

La distribution des taxons caractéristiques des lônes ou groupes de lônes (**Tableau 6.2-11**) matérialise le gradient lotique - lentique (**Figure 6.2-25**). Le pôle lotique est caractérisé par des taxons rhéophiles comme *Baetis*, *Onychogomphus forcipatus*, *Hydropsyche angustipennis*, *Psychomyia pusilla* et les Simuliidae, qui discriminent les secteurs lotiques de la lône de la Platière et ses annexes. Les sites les plus lotiques partagent un riche cortège d'espèces exogènes avec d'autres sites bien connectés au RCC comme la Sainte restaurée et la Boussarde. Il s'agit en particulier de plusieurs crustacés (*Dikerogammarus villosus*, *Gammarus tigrinus*, *Jaera istri*, *Chelichorophium sowinskyi*, *Limnomysis benedeni*). Avant restauration, la lône de la Sainte était caractérisée par un assemblage typique de taxons propres aux milieux aquatiques de faible profondeur à tendances temporaires (les coléoptères *Ochthebius* et *Helochaeres*, les gastéropodes *Galba truncatula* et *Stagnicola*). Après restauration, cet assemblage fait place à un cortège de milieu stagnant ouvert au Rhône.

L'examen des trajectoires de changement de composition des communautés ne montre aucune trajectoire à tendance directionnelle marquée (**Figure 6.2-26, Annexe 6.2-9**). Seule l'amplitude des

changements varie, entre des sites particulièrement stables au cours du temps (PLATce, BOUSamb) et d'autres à fluctuations de plus grande amplitude entre dates (PLATam). Seule la lône de la Sainte montre une distinction claire des périodes pré-et post-restauration, mais avec des fluctuations non ordonnées dans le temps au sein de ces deux périodes.

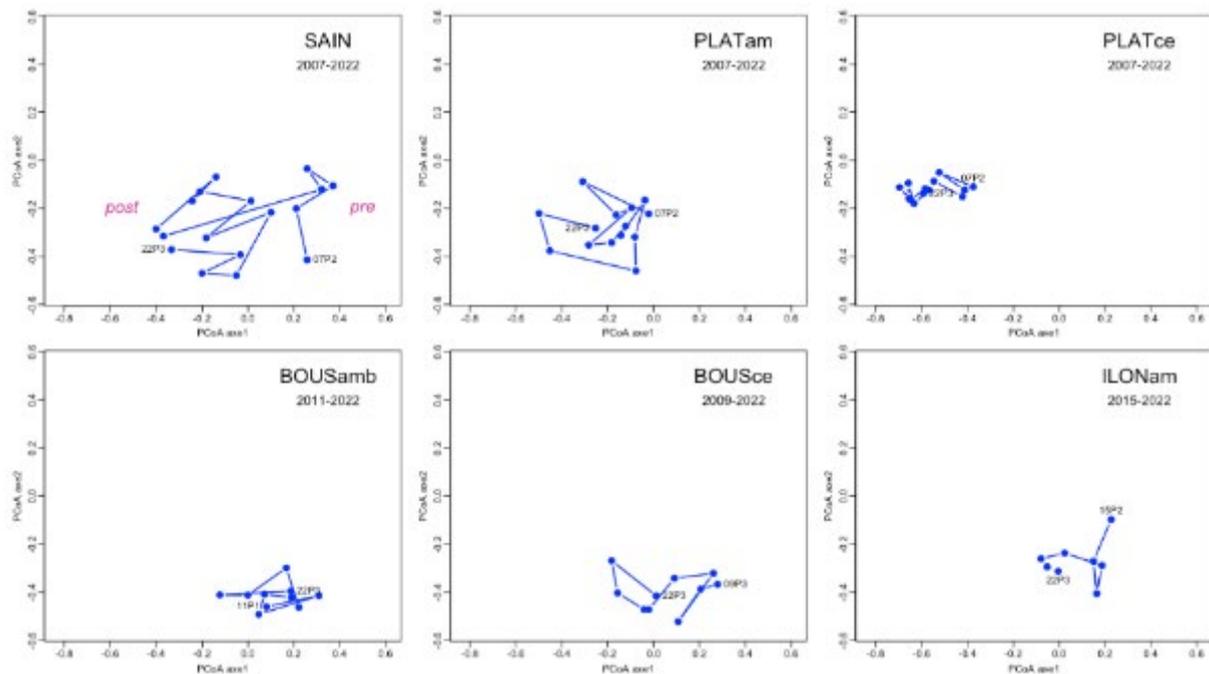


Figure 6.2-26 – Dans l’ordination des sites * dates de 6 lômes de Péage-de-Roussillon (2007 – 2022) (Figure 6.2-25), exemples de trajectoires temporelles du changement de composition des communautés (voir Annexe 6.2-9) :

SAIN – changement non directionnel au sein des périodes pré- et post-restauration clairement séparées ;

PLAT am et ce – changements non directionnels d’amplitudes différentes ;

BOUSamb, BOUSce et ILONam– changements non directionnels dans trois sites restaurés (voir Tableau 6.2-9).

Tableau 6.2-11 - Taxons identifiés comme les plus discriminants pour les lônes étudiées à Péage-de-Roussillon (2007 – 2022). Les groupes sont ordonnés de gauche à droite en fonction de leur ordre dans l'ordination des sites (Figure 6.2-25). Les taxons retenus comme indicateurs des groupes possèdent une valeur indicatrice supérieure ou égale à 0.5 et une significativité $p < 0.01$. La valeur indicatrice, (De Cáceres et al., 2010 ; Dufréne & Legendre, 1997), combine la « spécificité » du taxon pour un groupe de sites (abondance du taxon dans le groupe / abondance totale du taxon) et sa « fidélité » (nombre de sites du groupe dans lesquels le taxon est présent / nombre total de sites du groupe).

Ex : espèce exogène au bassin du Rhône. Am – amphipode, Bi – bivalve, Co – coléoptère, Di – diptère, Ep – éphéméroptère, Ga – gastéropode, He – hétéroptère, Is – isopode, Hi – hirudiné, My – Mysidae, Od – odonate, Po – polychète, Tr – trichoptère.

		PLATce, av NOYN, NOYS	PLATam	SAIN post- restau.	BOUS	ILON	SAIN pre- restau.
Di	Simuliidae						
Ep	Baetis sp						
Od	Onychogomphus forcipatus						
Tr	Hydropsyche angustipennis						
Tr	Hydroptila sp						
Tr	Psychomyia pusilla						
Hi	Erpobdellidae						
Tr	Goera pilosa						
Bi Ex	Corbicula fluminea						
Ga	Ancylus fluviatilis						
Am Ex	Dikerogammarus villosus						
Is Ex	Jaera istri						
Po Ex	Hypania invalida						
Am Ex	Gammarus tigrinus						
Tr	Mystacides azurea						
Am Ex	Chelicorophium sowinskyi						
My Ex	Limnomyia benedeni						
Ga	Gyraulus albus						
Od	Platycnemis cf pennipes						
Ga Ex	Ferrissia clessiniana						
Is	Asellus aquaticus						
Ga Ex	Physella acuta						
Di	Ceratopogonidae						
Ga	Valvata piscinalis						
He	Micronecta sp						
Ep	Cloeon dipterum						
Am Ex	Crangonyx pseudogracilis						
Hi	Helobdella stagnalis						
Bi	Pisidium casertanum						
Bi Ex	Pisidium compressum						
Bi	Pisidium subtruncatum						
Od	Erythromma najas / lindeni						
Bi	Musculium lacustre						
Ga	Bithynia tentaculata						
Bi	Pisidium henslowanum						
Co	Halipus sp						
Od	Erythromma viridulum						
Ga Ex	Gyraulus parvus						
Co	Hydroporus sp						
Co	Ochthebius sp						
Co	Helochaetes sp						
Di	Culicidae						
Di	Limoniidae						
Di	Psychodidae						
Di	Rhagionidae						
Ga	Galba truncatula						
Ga	Stagnicola sp						
He	Nepa sp						

6.2.4.3 Variations spatiales et temporelles des métriques de diversité et d'abondance à l'échelle des sites.

Comme observé généralement, la richesse en insectes EPT représentée au niveau des lînes traduit très directement le gradient lotique – lentique (**Figure 6.2-27**). Les valeurs les plus basses sont mesurées dans la lîne de la Sainte avant restauration (différente significativement de l'ensemble de la Platière et de ses annexes lotiques, tests de Wilcoxon, $p < 0.015$). La Platière et les Noyers, où les valeurs les plus élevées sont mesurées, diffèrent significativement de l'ensemble des autres lînes (tests de Wilcoxon, $p < 0.0003$). La richesse en mollusques évolue en sens inverse le long du même gradient avec les valeurs les plus basses dans le complexe de la Platière (valeurs de PLNO significativement différentes de celles des autres lînes, sauf du site PLATam (tests de Wilcoxon, $p \leq 0.05$). La diversité des assemblages, mesurée par la richesse raréfiée est peu discriminante, mais maximale en position intermédiaire dans le gradient précédent avec les lînes ILON et SAINpost significativement différentes de PLNO (tests de Wilcoxon, $p < 0.02$). L'abondance relative des espèces exogènes différencie fortement la Platière, ses annexes lotiques et la Sainte après restauration, où les valeurs médianes sont supérieures à 50%, de l'ensemble des autres lînes (tests de Wilcoxon, $p < 0.04$). En particulier, la Sainte avant restauration montrait des taux extrêmement bas d'exogènes (médiane < 4%). Ses valeurs diffèrent significativement de celles des autres lînes (tests de Wilcoxon, $p < 0.04$).

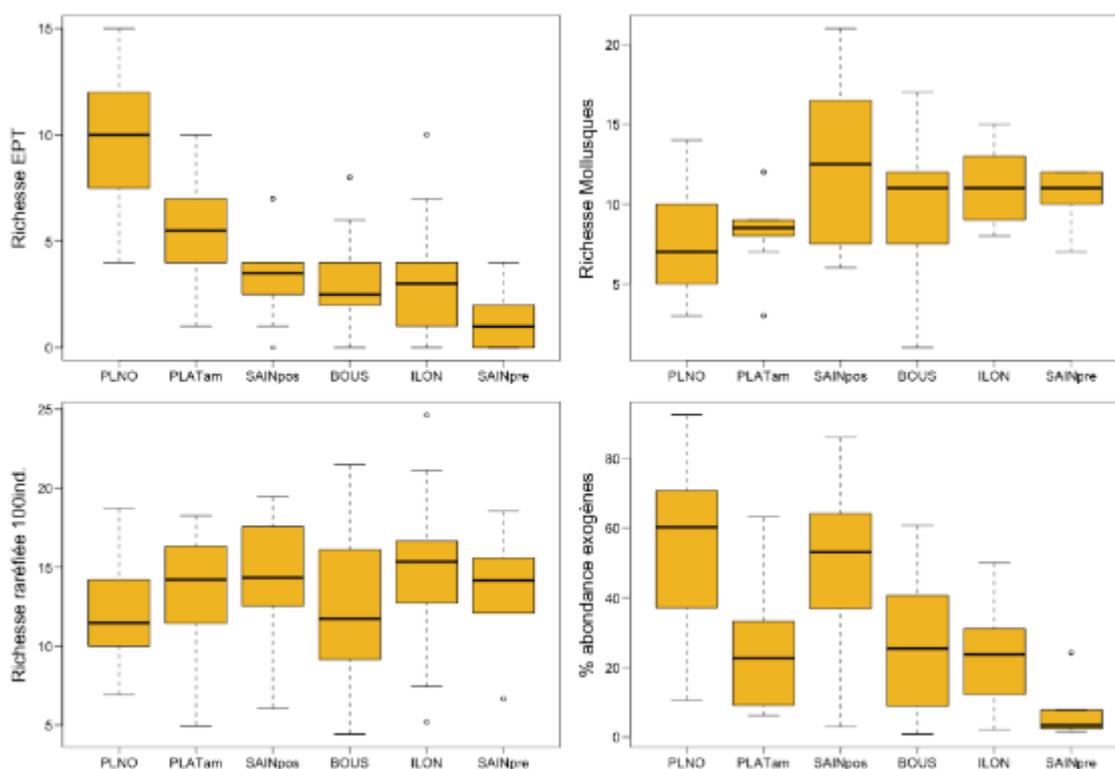


Figure 6.2-27 – Quatre métriques de diversité mesurées pour les 129 sites* dates de six lînes de Péage-de-Roussillon (2007 – 2022). De gauche à droite et de haut en bas : nombre de taxons des insectes éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ; nombre de taxons des mollusques gastéropodes et bivalves ; richesse raréfiée de la communauté totale (richesse standardisée pour 100 individus) ; proportion de l'abondance constituée d'espèces exogènes. Les sites PLAT ce et av, NOYN et NOYS (Platière en aval de l'arrivée de l'alimentation par le canal d'aménée et ses deux chenaux secondaires) sont regroupés sous le code PLNO. La lîne de la Sainte est subdivisée entre états pré- et post-restauration.

Au Péage-de-Roussillon comme dans d'autres secteurs, la **richesse taxonomique totale** et **l'abondance des insectes** montrent des tendances à la baisse dans certains sites peu ou pas concernés par des actions de restauration. C'est le cas en particulier de la station centrale de la lône de la Platière (PLATce) et de la partie aval de l'Ilon (ILONav) (**Figure 6.2-28 et Annexes 6.2-10 et 6.2-11**). Cette tendance est également visible au Noyé Nord (richesse et abondance), à la Sainte et à Boussarde centre (abondance). Les autres sites montrent une relative stabilité de ces métriques. Seuls le Noyé Sud et la partie amont de la Boussarde montrent une tendance à l'augmentation de la richesse totale (BOUSamb) ou de l'abondance des insectes (NOYS) après leur restauration. La décroissance de la richesse totale (ainsi que celle du sous-groupe des insectes EPT) et de l'abondance des insectes dans la station PLATce, une station à courant rapide a priori très peu modifiée par l'abaissement de l'enrochement de berge à l'amont de la lône de la Platière, mérite d'être soulignée. Cette évolution est en partie associée à la décroissance de taxons plutôt rhéophiles, en particulier de l'éphéméroptère *Caenis luctuosa* dont les effectifs chutent dès avant la restauration (**Figure 6.2-29**). On observe que les mêmes taxons rhéophiles décroissant dans PLATce s'installent et croissent de façon marquée, un peu plus en amont dans le complexe de la Platière, au site Noyé Sud (NOYS) créé par la restauration en 2012 (**Figure 6.2-29**). Paradoxalement, les mesures disponibles pour la vitesse et la profondeur aux points de prélèvements de la faune ne montrent pas de changements significatifs après restauration dans la Platière (**Figure 6.2-30**), par contre, les prélèvements de faune effectués à partir de 2020 dans le Noyé Sud, le sont dans des conditions d'hydraulicité plus réduite. De fait, en avril 2022 (avant dernière date de prélèvement sur ce site), une absence d'écoulement est observée et la continuité de ce chenal secondaire est rompue par l'exondation d'un tronçon de près d'une centaine de mètres.

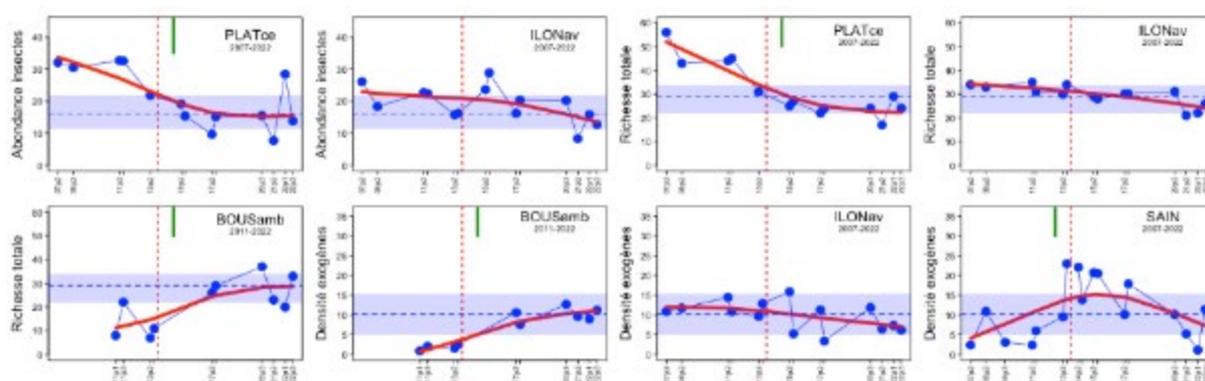


Figure 6.2-28 – Exemples de trajectoires temporelles (2007 – 2022) de trois métriques d'abondance et de diversité des assemblages d'invertébrés dans les lônes de Péage-de-Roussillon. Décroissance de l'abondance des insectes et de la richesse totale (PLATce, ILONav), croissance de la richesse totale (BOUSamb). Tendances contrastées de la densité des espèces exogènes (BOUSamb, ILONav, SAIN). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l'entoure sont la médiane et l'intervalle interquartile de la métrique pour l'ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône (voir Annexes 6.2-10 à 6.2-12).

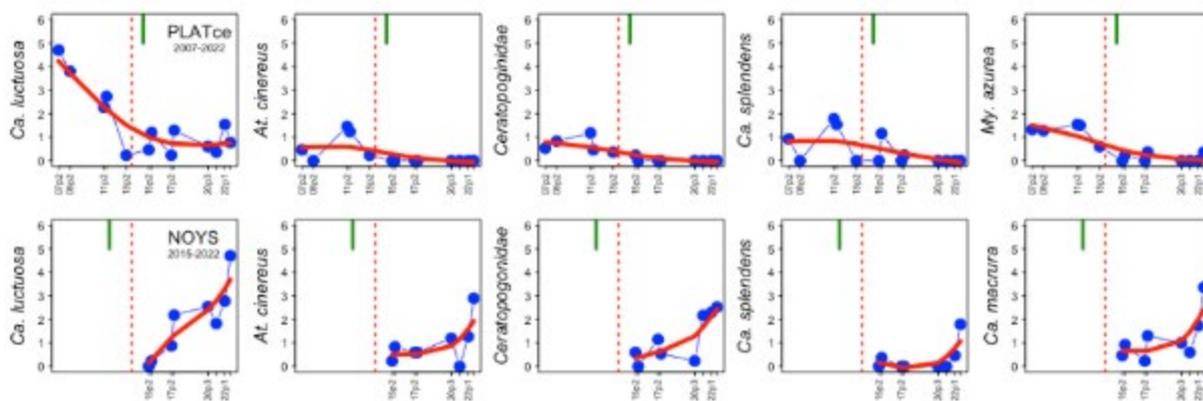


Figure 6.2-29 – Changements temporels en sens opposés de l’abondance de six taxons dans les sites PLATce (en haut, 2007 - 2022) et NOYS (en bas, 2015 – 2022). Les 4 premiers taxons (de gauche à droite) sont communs aux deux sites : *Caenis luctuosa* (éphémère), *Athripsodes cinereus* (trichoptère), *Ceratopogonidae* (diptère), *Calopteryx splendens* (odonate). S’y ajoutent *Mystacides azurea* (trichoptère pour PLATce) et *Caenis macrura* (éphémère pour NOYS). Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône.

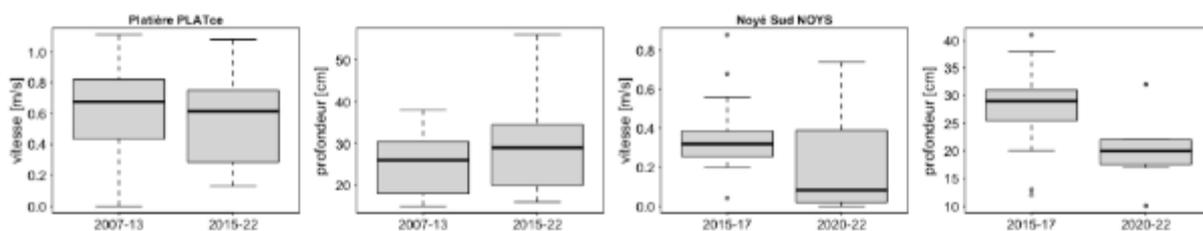


Figure 6.2-30 – Distribution des valeurs de vitesse et de profondeur aux points de prélèvement de la faune aux sites PLATce en 2007 – 2013 (n=20) et 2015 – 2022 (n=28) et NOYS en 2015-2017 (n=16) et 2020-2022 (n=12). Tests de Wilcoxon : PLATce : vitesse, $W=313.5$, $p=0.49$; profondeur, $W=203$, $p=0.11$; NOYS : vitesse, $W=141.5$, $p=0.036$; profondeur, $W=130$, $p=0.04$.

Comparativement aux secteurs de Belley, Brégnier-Cordon et Donzère, le Péage-de-Roussillon est celui qui a fourni les valeurs les plus élevées pour les trois **métriques quantifiant les espèces exogènes**. Ainsi, en 2022, 17 espèces exogènes ont été dénombrées dans la lône de la Boussarde (BOUSce) et les valeurs maximales de densité et de proportion d’individus exogènes (92.4%) ont été mesurées dans la lône du Noyé (NOYN). Parmi les 11 sites du secteur, 6 montrent une tendance à la hausse pour au moins l’une des métriques quantifiant l’importance des espèces exogènes (**Figures 6.2-28, 6.2-31, Annexe 6.2-12**). Les tendances à l’augmentation les plus marquées concernent le centre et l’aval de la Platière, la Boussarde et le Noyer Nord. La croissance de la richesse de l’amont restauré de la Boussarde (BOUSamb, **Figure 6.2-28**), est ainsi largement due à l’augmentation du nombre d’espèces exogènes (**Figure 6.2-31**). Deux sites échappent à cette tendance. Au Noyé Sud, et probablement en lien avec la perte d’hydraulicité évoquée ci-dessus, les métriques chutent (proportion de l’abondance – **Figure 6.2-31**, densité – **Annexe 6.2-12**). Dans la lône de la Sainte, la restauration par recréusement et reconnexion aval, entraîne une augmentation massive des métriques quantifiant les exogènes (**Figure 6.2-31**), cependant, après 2017 environ, ces métriques chutent de nouveau, produisant en trajectoire temporelle en cloche (**Figure 6.2-31**). A ce titre, il convient de noter que la croissance des exogènes n’est pas

nécessairement synchrone avec la restauration et qu'elle peut se manifester avant celle-ci puis tendre vers un plateau (par exemple PLATav, **Figure 6.2-31**).

La **Figure 6.2-32** compare les chroniques de changement d'abondance de quatre espèces exogènes parmi les plus abondantes : les crustacés *Dikergammarus villosus* et *Jaera istri*, le bivalve *Corbicula fluminea* et le gastéropode *Potamopyrgus antipodarum*. Les deux espèces susceptibles de tolérer les conditions les moins lotiques (*Corbicula* et *Potamopyrgus*) s'installent progressivement à BOUSamb après restauration. Ce sont aussi, parmi ces quatre exemples, les espèces les plus anciennement installées dans le système rhodanien. Au début du suivi (2007), elles présentent déjà des abondances élevées à la Platière (PLATav), mais y continuent leur croissance au fil du temps. Les espèces les plus récemment introduites, et en particulier *Jaera istri* y montrent une croissance massive qui précède légèrement l'augmentation du débit réservé. Au Noyé Sud, *Jaera* et *Corbicula* sont particulièrement responsables de la décroissance des exogènes. A la Sainte, les quatre espèces décrites ici s'installent lors de la restauration mais seule *Corbicula* se maintient, les trois autres décroissant, particulièrement *Jaera istri*.

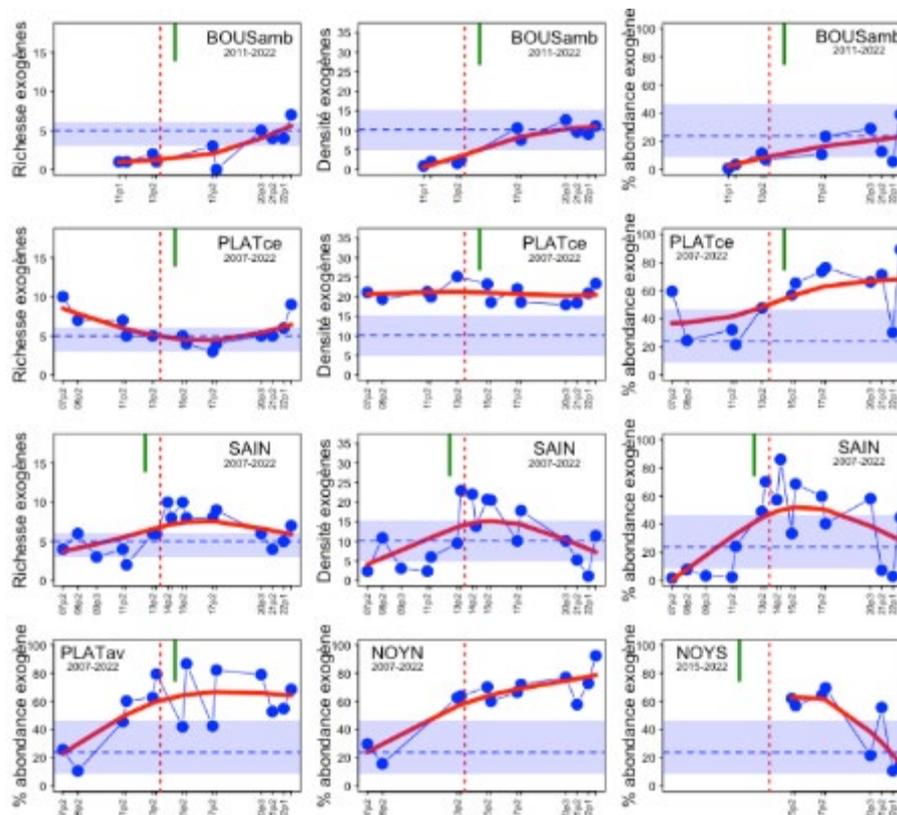


Figure 6.2-31 – Changements temporels des trois métriques mesurant la contribution des espèces exogènes dans les communautés pour 5 sites du secteur de Péage-de-Roussillon (2007-2022). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l'entoure sont la médiane et l'intervalle interquartile de la métrique pour l'ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône.

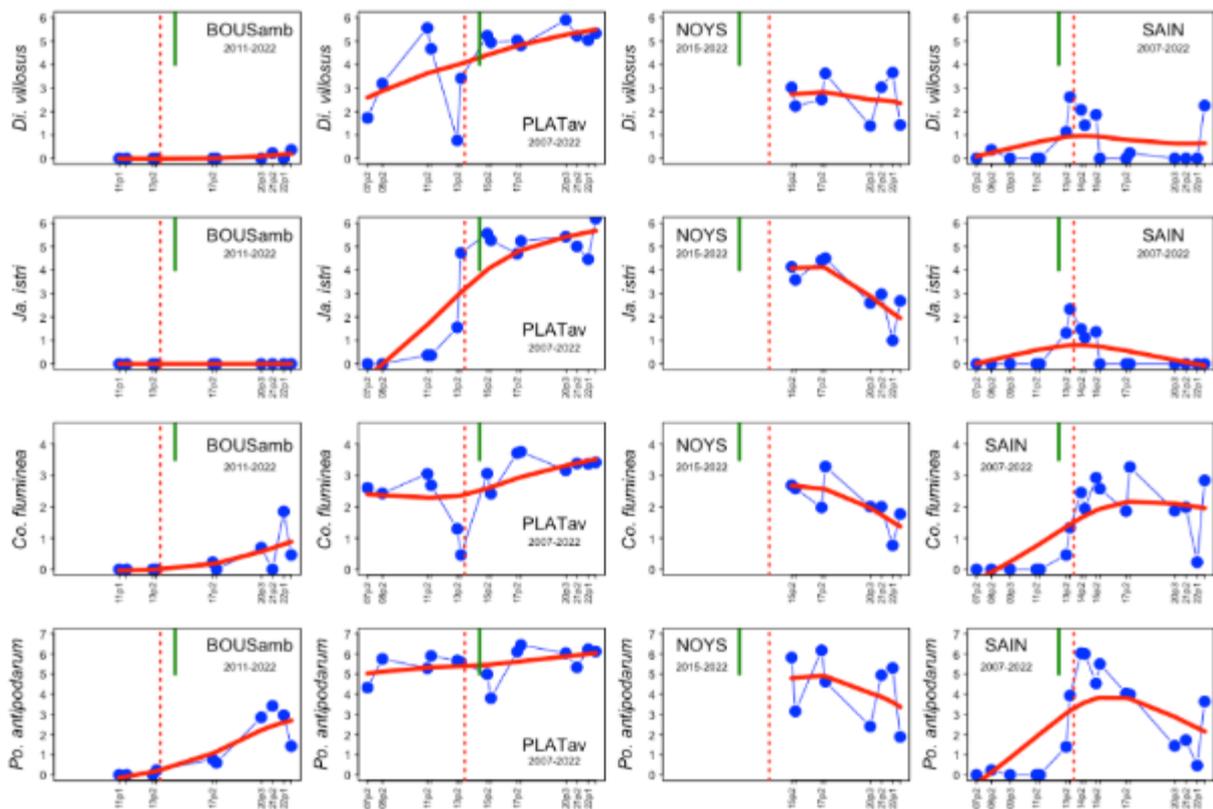


Figure 6.2-32 – Changements temporels de l’abondance de quatre espèces exogènes dans les sites BOUSamb (2011 - 2022), PLATav (2007 – 2022), NOYS (2015 – 2022) et SAIN (2007 – 2022). De haut en bas : *Dikerogammarus villosus* (crustacé), *Jaera istri* (custacé), *Corbicula fluminea* (bivalve) et *Potamopyrgus antipodarum* (gastéropode). Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône.

6.2.4.4 Variation temporelle de la diversité des communautés entre sites.

L’analyse du changement de diversité entre sites (diversité bêta) a été menée sur cinq sites dont les données sont disponibles avant restauration et pour 5 années à la même période d’échantillonnage (fin d’été, P3, **Tableau 6.2-10**). Il n’existe pas de différences significatives de la diversité inter-sites entre les cinq années (test de permutation, $p=0.92$) et donc entre situations pré- et post-restauration (**Figure 6.2-33**). On relève toutefois une tendance à la baisse de la diversité médiane au cours du suivi.

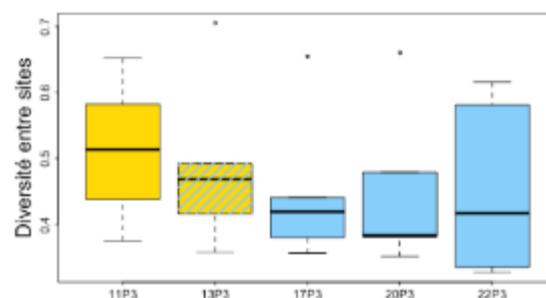


Figure 6.2-33 – Changements temporels (périodes P3 des années 2011, 2013, 2017, 2020 et 2022) de la diversité entre 5 sites (diversité beta) appartenant à 4 lônes (BOUS, ILO, PLAT, SAIN) du secteur de Péage-de-Roussillon. En jaune les échantillonnages antérieurs à l’augmentation du débit réservé et à la restauration des lônes (sauf pour la Sainte, restaurée en 2013).

6.2.4.5 Le secteur de Péage-de-Roussillon – en résumé.

a) Le suivi de onze sites dans le secteur du Péage-de-Roussillon présente **des caractéristiques qui le différencient des suivis effectués à l'amont de Lyon** : i) les sites peuvent être regroupés en **trois ensembles distincts** : la lône de la Sainte, le complexe de la Boussarde et le complexe de la lône de la Platière, ii) ce dernier regroupe **sept des sites suivis, interconnectés et alimentés par une prise d'eau dans le canal d'aménée** (à l'exception de la station PLATam), iii) le relèvement du débit réservé et les restaurations de lônes n'ont **pas été synchrones** et s'échelonnent sur trois années.

b) Le secteur du Péage-de-Roussillon ne comprenant **pas de chenaux restaurés par reconnexion complète**, les modifications de composition des assemblages de macroinvertébrés ne montrent **pas de changements directionnels aussi radicaux** que ceux observés à Belley et Brégnier-Cordon. Le changement le plus important concerne **la lône de la Sainte**, recreusée et reconnectée à l'aval, qui passe d'un stade temporaire à un stade parapotamique. Dans la lône de **la Boussarde**, le démantèlement des enrochements de rive du RCC et la reconnexion d'une portion amont (BOUSamb) au cours principal de la lône, augmentent la connectivité dans ce complexe et s'accompagnent d'une croissance de la richesse taxonomique totale.

c) Dans **le complexe de la Platière**, il est difficile de déceler un impact sur les communautés du relèvement du débit réservé et de l'abaissement de l'enrochement à l'amont de la lône. En particulier, dans le site situé à l'amont de l'alimentation provenant du canal d'aménée, les métriques traduisent une stabilité des conditions. Dans un site rapide (PLATce), en contexte de stabilité de la composition moyenne de la communauté et de la densité des espèces exogènes, plusieurs métriques décroissent (abondance des insectes, richesse totale, en insectes EPT et en mollusques), de même que des espèces à tendances rhéophiles. Des tendances opposées se manifestent entre sites assez proches et connectés, ainsi, dans le Noyé Sud, des espèces en décroissance à PLATce, voient leur abondance augmenter (cas de *Caenis luctuosa*). Ces tendances peuvent illustrer la **diversification des conditions dans le complexe de la Platière et leur complémentarité possible pour le maintien de certaines espèces** à l'échelle du système.

d) Les lônes du secteur du Péage-de-Roussillon sont globalement marquées par une **forte richesse et de fortes densités en espèces exogènes**. Dans plusieurs sites (Platière, Saintes), les communautés sont constituées à plus de 60% par des individus appartenant à ces espèces. Leur croissance demeure soutenue dans le temps, que ce soit pour les espèces les plus récemment introduites (*Jaera istri*) ou pour les plus "anciennes" (*Potamopyrgus antipodarum*, *Dikerogammarus villosus*). Toutefois, des chutes sont notables pour certains sites (Saintes, Noyé Sud), en lien potentiel avec l'évolution sédimentaire des milieux.

6.2.5 Les secteurs de Donzère-Mondragon et Montélimar (2009 – 2022).

6.2.5.1 Lônes et sites étudiés.

Huit lônes du secteur de Donzère ont été suivies au cours de la période 2009 – 2022 et ont fait l'objet d'au moins dix dates d'échantillonnage sur la période concernée (**Tableaux 6.2-12 et 6.2-13**). La seule lône suivie dans le secteur de Montélimar (La Roussette) a été ajoutée à cet ensemble. Contrairement à la situation des secteurs du Haut-Rhône, des suivis « longs » ont pu être menés avant restauration et la plupart des lônes analysées ici ont fait l'objet d'au moins six dates d'échantillonnage pré-restauration (**Tableau 6.2-13**).

Deux types de restauration ont été suivis à Donzère : la restauration d'une connexion complète amont – aval (Grange Ecrasée, Dames, Banc Rouge) et l'augmentation de la fréquence de connexion avec le court-circuit par abaissement des points de connexion (ensemble Malaubert – Dion). A Donzère, la partie amont de la Roussette a fait l'objet d'un recreusement sans mise en connexion avec le Rhône court-circuité. Certaines lônes analysées ici ne figuraient pas dans les plans de restauration (Bayard, République) ou sont en phase d'étude à la date du présent rapport (Désirade).

Tableau 6.2-12 - Caractéristiques des sites et lônes étudiés dans les secteurs de Montélimar (Roussette) et de Donzère (8 autres lônes). La typologie des sites renvoie aux catégories de connexion avec le fleuve définies initialement par Amoros *et al.* (1982) et Richardot-Coulet *et al.* (1982) : eup – eupotamon, para – parapotamon, plésio – plésiopotamon, paléo - paléopotamon. « sec » désigne un thalweg sans eau hors crues

lônes	sites	codes	coord N			coord E			typologie		restauration de la lône (actions sur la morphologie)	remarques
			deg	min	sec	deg	min	sec	pré-restau	post-restau		
Roussette	amont	ROUSam	44	29	49.2	4	41	1.6	plésio temporaire	plésio	recreusement	colmatage rapide après recreusement (crue de l'Isère)
Roussette	aval	ROUSav	44	29	29.4	4	41	6	plésio	plésio	aucune	
Banc Rouge	amont	BAROam	44	18	51.4	4	39	12.5	sec	eup>plésio	reconnexion amont-aval	obturation de l'amont de la lône avant sept. 2020
Banc Rouge	aval	BAROav	44	18	43.3	4	39	11.9	para*plésio	eup>plésio	reconnexion amont-aval	obturation de l'amont de la lône avant sept. 2020
Bayard	aval	BAYAav	44	25	6.7	4	41	17.3	paléo	paléo	aucune	reçoit un affluent à l'amont (réseau de la Berre)
Dames	amont	DAMEam	44	24	1.1	4	39	41.3	sec	eup	reconnexion amont-aval	
Dames	aval	DAMEav	44	23	25.3	4	39	21.7	plésio temporaire	eup	reconnexion amont-aval	se jette dans GREC vers la station GRECav
Désirade	amont	DESlam	44	17	49.5	4	39	26.6	plésio	plésio	aucune	
Désirade	aval	DESlav	44	17	10.6	4	39	31	para*plésio	para*plésio	aucune	
Dion	amont	DIONam	44	21	41.4	4	39	7.2	affluent	affluent	abaissement des enrochements de la rive gauche du RCC	section terminale du réseau Berre - Malaubert
Dion	aval	DIONav	44	21	4	4	38	56.6	affluent	affluent	abaissement des enrochements de la rive gauche du RCC	section terminale du réseau Berre - Malaubert
Grange Ecrasée	amont	GRECam	44	24	14.1	4	39	38.4	plésio temporaire	eup	reconnexion amont-aval	
Grange Ecrasée	centre	GRECce	44	24	6.8	4	39	20.9	para*plésio	eup	reconnexion amont-aval	
Grange Ecrasée	aval	GRECav	44	23	24.2	4	39	21.2	para*plésio	eup	reconnexion amont-aval	
Malaubert	amont = Surelle	MALUam	44	24	24.2	4	39	58.3	plésio temporaire	plésio temporaire	abaissement du niveau de connexion amont	
Malaubert	centre	MALUce	44	23	50.4	4	39	56.8	affluent	affluent	abaissement du niveau de connexion amont	à l'aval de l'arrivée de la Berre
Malaubert	aval	MALUav	44	23	14.4	4	39	42.2	affluent	affluent	abaissement du niveau de connexion amont	à l'aval de l'arrivée de la Berre
République	amont	REPUam	44	14	28.2	4	39	57.6	plésio	plésio	aucune	
République	aval	REPUav	44	14	12.6	4	40	18.2	plésio	plésio	aucune	

Tableau 6.2-13 - Dates d'échantillonnage des sites dans les secteurs de Montélimar (Roussette) et de Donzère (8 autres lônes). Les dates d'échantillonnage sont regroupées en 3 périodes : P1 – 15 mars – 30 avril, P2 – 15 mai – 31 juillet, P3 – 15 août – 30 septembre. Q : augmentation des débits réservés. Plages bleues : périodes de restauration des lônes et leurs dates.

	2009	2009	2011	2011		2013	2013		2014	2014	2015	2015	2016	2016		2020	2021	2022	2022
	P2	P3	P2	P3		P2	P3	Q	P2	P3	P2	P3	P2	P3		P3	P1	P1	P3
ROUSam	05.juin	à sec	à sec	à sec	2012-13				13.juin	27.août	11.juin	17.sept	08.juin	15.sept		17.sept	21.avr	27.avr	05.sept
ROUSav	05.juin	11.sept	09.juin	25.août					13.juin	27.août	11.juin	17.sept	08.juin	15.sept		17.sept	21.avr	27.avr	05.sept
BAROam															2017-18	15.sept	20.avr	26.avr	07.sept
BAROav									11.juin	28.août	01.juin	09.sept	01.juin	01.sept		15.sept	20.avr	26.avr	07.sept
BAYAav	04.juin	10.sept	09.juin	25.août		09.juil	27.sept						09.juin	15.sept		16.sept	21.avr	27.avr	07.sept
DAMEam															2018-19	14.sept	19.avr	25.avr	06.sept
DAMEav									11.juin	à sec	09.juin	à sec	08.juin	à sec		14.sept	19.avr	25.avr	06.sept
DESlam									12.juin	28.août	10.juin	09.sept	07.juin	15.sept		15.sept	20.avr	26.avr	07.sept
DESlav									12.juin	28.août	10.juin	09.sept	07.juin	15.sept		15.sept	20.avr	27.avr	07.sept
DIONam									11.juin	28.août	10.juin	09.sept	07.juin		2016-17	16.sept	20.avr	27.avr	08.sept
DIONav									11.juin	28.août	11.juin	09.sept	07.juin	16.sept		16.sept	22.avr	28.avr	08.sept
GRECam	02.juin	à sec	08.juin	à sec		11.juil	à sec				09.juin	à sec			2018-19	14.sept	19.avr	25.avr	06.sept
GRECce	02.juin	08.sept	08.juin	24.août		11.juil	25.sept				09.juin	07.sept				14.sept	19.avr	25.avr	06.sept
GRECav	02.juin	08.sept	08.juin	24.août		11.juil	25.sept				09.juin	08.sept				14.sept	19.avr	25.avr	06.sept
MALUam	04.juin	10.sept	09.juin	25.août		09.juil	26.sept				09.juin	07.sept			2017-18	16.sept	21.avr	26.avr	à sec
MALUce	04.juin	10.sept	09.juin	25.août		09.juil	26.sept									16.sept	21.avr	26.avr	06.sept
MALUav	04.juin	10.sept											08.juin	16.sept		16.sept	21.avr	27.avr	06.sept
REPUam	03.juin	08.sept	08.juin	24.août		10.juil	26.sept									15.sept	20.avr	26.avr	07.sept
REPUav	03.juin	08.sept	08.juin	24.août		10.juil	26.sept									15.sept	20.avr	26.avr	07.sept

6.2.5.2 Variations spatiales et temporelles des communautés de macroinvertébrés.

La diversité des assemblages de macroinvertébrés du secteur est structurée par le contraste entre les lônes (ou sites) lotiques (parties lotiques du continuum Malaubert - Dion, lônes restaurées par reconnexion complète au Rhône court-circuité : Grange Ecrasée, Dames, Banc Rouge) et les sites stagnants. A l'intérieur de ces derniers, se distinguent les sites peu profonds et à caractère temporaire ayant pu être observés à sec en fin d'été (Roussette, amont de Grange Ecrasée et Dames avant restauration) (**Figure 6.2-34, Tableau 6.2-14**). Les sites lotiques sont bien caractérisés par un cortège important de taxons rhéophiles indigènes et exogènes (groupe G2, **Tableau 6.2-14**). Dans ce cortège, certains taxons sont associés aux sites lotiques connectés au Rhône (*Theodoxus fluviatilis* et les exogènes *Chelicorophium robustum* et *Manayunkia caspica*), d'autres aux sites lotiques alimentés par un affluent (*Aphelocheirus aestivalis*, *Hydroptila*). Les sites à caractère temporaire possèdent également des taxons caractéristiques (groupe G3, **Tableau 6.2-14**) qui associent des éléments typiques de plan d'eau stagnants avec hydrophytes (divers gastéropodes), de milieux non permanents (*Chalcolestes viridis*), mais aussi indiquant des mouvements d'eau (apports phréatiques), comme plusieurs crustacés amphipodes.

A l'inverse, les sites n'appartenant pas aux deux groupes G2 et G3, sont très mal caractérisés faunistiquement (groupe G1, **Tableau 6.2-14**). Les taxons qui les caractérisent forment un ensemble réduit de taxons ubiquistes à tendances lénitophiles qui est par ailleurs partagé avec le groupe G3 : *Cloen dipterum*, *Gyraulus parvus*, Coenagrionidae lénitophiles. Les sites constituant ce groupe sont en particulier des lînes essentiellement stagnantes, peu ou pas connectées au Rhône et non restaurées (par exemple : Bayard, République, Désirade et les états pré-restauration de la Grange Ecrasée).

Dans cette structure faunistique d'ensemble, les trois lînes ayant été restaurées par reconnexion complète au Rhône (GREC, DAME, BARO) montrent un changement radical de leur assemblage taxonomique après restauration. Ce changement contraste avec la relative homogénéité des points représentatifs des lînes non restaurées comme la Désirade (DESI) ou la République (REPU) (**Figure 6.2-34**).

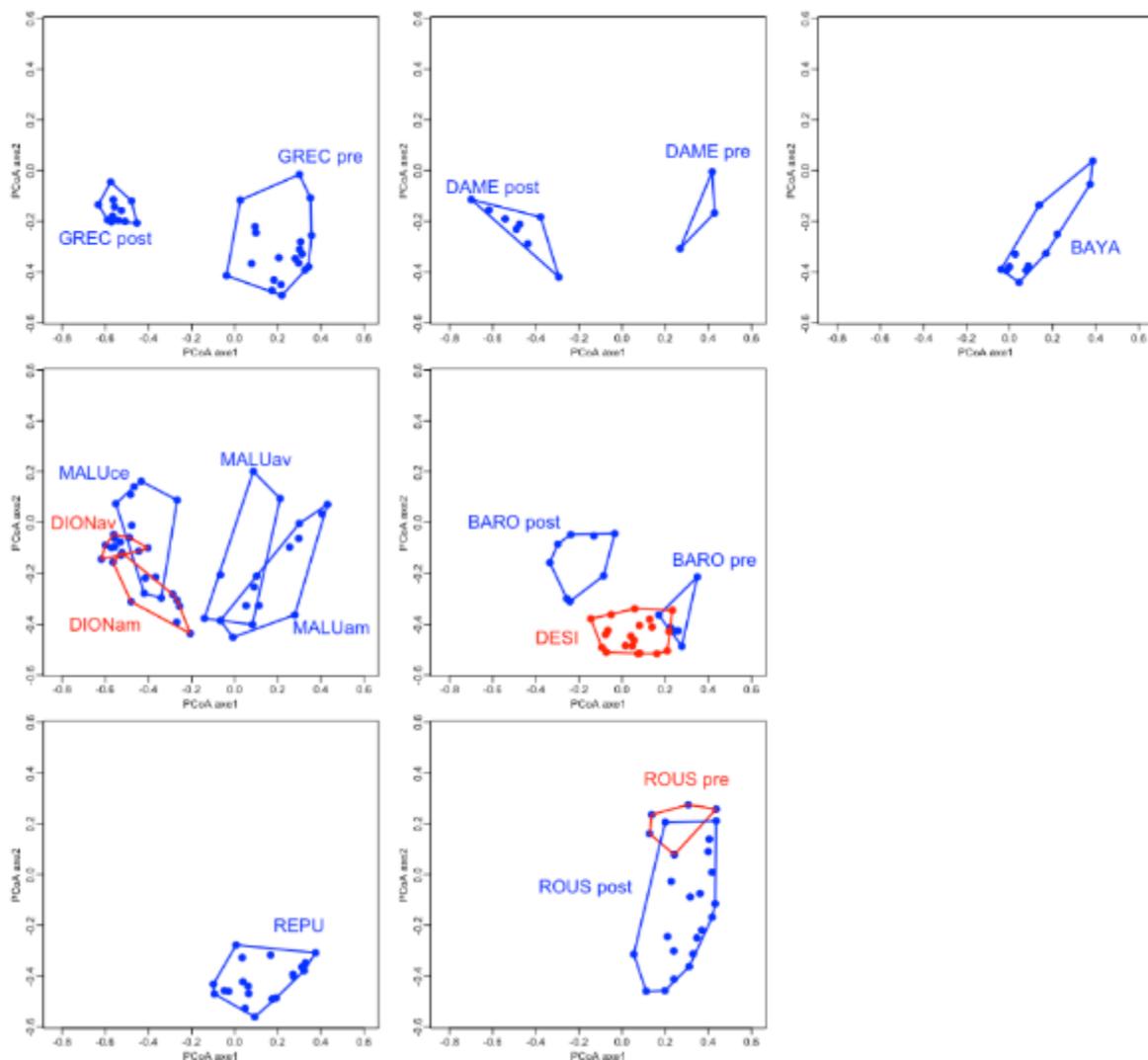


Figure 6.2-34 – Ordination des sites * dates de 9 lînes de Montélimar et Donzère (2009 – 2022). Les 180 sites * dates sont extraits d'une PCoA appliquée aux distances de Bray-Curtis calculées pour la totalité des 904 sites * dates échantillonnés sur l'ensemble du Rhône. Axe 1 : 10.2%, axe 2 : 4% de la variabilité totale des distances.

Les changements les plus marquants ont lieu dans la lône de la Grange Ecrasée (**Tableau 6.2-15**) où s'établit un cortège de taxons rhéophiles caractéristiques des annexes connectées au Rhône court-circuité, comprenant plusieurs espèces exogènes bien représentées sur le Bas-Rhône (par ex. *Chelicorophium robustum*, *Jaera istri*, *Manayunkia caspica*), mais aussi le gastéropode emblématique de la colonisation des annexes lotiques restaurées sur le Haut-Rhône, *Theodoxus fluviatilis*, accompagné de trichoptères rhéophiles (*Goera pillosa*, *Psychomyia pusilla*, *Hydropsyche pellucidula/incognita*). L'installation de *Th. fluviatilis* est extrêmement rapide dans la Grange Ecrasée, mais aussi la lône des Dames, après la reconnexion de ces lônes en 2019 (**Figure 6.2-35**). Les densités maximales ont été enregistrées lors de la campagne de septembre 2022 (860 individus/m² en moyenne à PLATce, 2856 ind./m² à DAMEam). Dans la lône du Banc Rouge, le premier échantillonnage après restauration (septembre 2020) a lieu alors que l'obturation de la lône à l'amont a déjà eu lieu. Les quatre dates d'échantillonnage post-restauration couvrent donc une phase où les brèves conditions lotiques ont déjà disparu. Le changement de communautés caractéristiques est donc beaucoup moins marqué (**Tableau 6.2-15**). *Th. fluviatilis* qui s'était bien installé comme dans GREC et DAME après restauration, se maintenait à des densités plus faibles que dans ces deux lônes (160 individus/m² en moyenne à BAROav) en septembre 2022.

			G2	G1	G3
Am	Ex	<i>Chelicorophium robustum</i>	Rh		
Am	Ex	<i>Dikerogammarus villosus</i>			
Bi	Ex	<i>Corbicula fluminea</i>			
Di		Athericidae			
Di		Empididae	Affl		
Di		Limoniidae			
Di		Simuliidae			
Ep		<i>Baetis sp</i>			
Ga	Ex	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			
Ga		<i>Theodoxus fluviatilis</i>	Rh		
Ga		<i>Ancylus fluviatilis</i>			
He		<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	Affl		
Is	Ex	<i>Jaera istri</i>			
Od		<i>Calopteryx splendens</i>			
Po	Ex	<i>Hypania invalida</i>			
Po	Ex	<i>Manayunkia caspica</i>	Rh		
Tr		<i>Goera pilosa</i>			
Tr		<i>Cheumatopsyche lepida</i>			
Tr		<i>Hydropsyche pellucidula/incognita</i>			
Tr		<i>Hydroptila sp</i>	Affl		
Tr		<i>Chimarra marginata</i>			
Tr		<i>Psychomyia pusilla</i>			
Hi		<i>Piscicola geometra</i>			
Od		<i>Erythromma viridulum</i>			
Ep		<i>Cloeon dipterum</i>			
Ga	Ex	<i>Gyraulus parvus</i>			
Od		<i>Ischnura elegans</i>			
Od		<i>Coenagrion puella / pulchellum</i>			
Am	Ex	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>			
Am		<i>Gammarus fossarum/pulex</i>			
Am	Ex	<i>Gammarus roeselii</i>			
Bi		<i>Musculium lacustre</i>			
Bi		<i>Pisidium nitidum</i>			
Bi		<i>Pisidium subtruncatum</i>			
Co		<i>Haliphus sp</i>			
Di		Culicidae			
Di		Muscidae			
Ga		<i>Bithynia tentaculata</i>			
Ga		<i>Anisus vortex</i>			
Ga		<i>Hippeutis complanatus</i>			
Ga		<i>Planorbis carinatus</i>			
Ga		<i>Valvata piscinalis</i>			
He		Corixinae			
He		<i>Gerris sp</i>			
He		<i>Hydrometra sp</i>			
He		<i>Nepa sp</i>			
Hi		<i>Glossiphonia / Alboglossiphonia</i>			
Is		<i>Asellus aquaticus</i>			
Me		<i>Sialis lutaria</i>			
Od		<i>Aeshna sp</i>			
Od		<i>Chalcolestes viridis</i>			

Tableau 6.2-14 : Taxons identifiés comme les plus discriminants pour trois groupes de sites étudiés à Montélimar et Donzère (2009 – 2022). Les groupes sont ordonnés de gauche à droite en fonction de leur ordre dans l'ordination des sites (Figure 6.2-34).

Les taxons retenus comme indicateurs des groupes possèdent une valeur indicatrice supérieure ou égale à 0.5 et une significativité $p < 0.01$. La valeur indicatrice, (De Cáceres *et al.*, 2010 ; Dufrêne & Legendre, 1997), combine la « spécificité » du taxon pour un groupe de sites (abondance du taxon dans le groupe / abondance totale du taxon) et sa « fidélité » (nombre de sites du groupe dans lesquels le taxon est présent / nombre total de sites du groupe).

Ex : espèce exogène au bassin du Rhône. *Am* – amphipode, *Bi* – bivalve, *Co* – coléoptère, *Di* – diptère, *Ep* – éphéméroptère, *Ga* – gastéropode, *He* – hétéroptère, *Hd* – hydracarien, *Is* – isopode, *Hi* – hirudiné, *Me* – mégaloptère, *Od* – odonate, *Po* – polychète, *Tr* – trichoptère.

G1 (114 sites * dates) – Lônes essentiellement lenticues : BARO, BAYA, DESI, GREC pré-restauration, MALUam et av, REPU, ROUSam post-restauration.

G2 (48 sites * dates) – Lônes lotiques : DAME post-restauration, DION, GREC post-restauration, MALUce. Les taxons « Rh » discriminent les sites lotiques connectés au Rhône. Les taxons « Affl » discriminent les sites alimentés par un affluent.

G3 (18 sites * dates) – Sites à tendance temporaire : lône de la Roussette (ROUS am pré-restauration et av), DAME pré-restauration, GRECam pré-restauration.

Tableau 6.2-15 - Remplacement des taxons les plus caractéristiques des lômes de la Grange Ecrasée (GREC), des Dames (DAME) et de Banc Rouge (BARO) après restauration. Les taxons caractéristiques sont identifiés selon le principe énoncé pour le Tableau 6.2-14. Voir ce même tableau pour les abréviations des groupes taxonomiques.

pre-restauration GREC			post-restauration GREC		
<i>Gammarus roeselii</i>	Am	Ex	<i>Chelicorophium robustum</i>	Am	Ex
			<i>Dikerogammarus villosus</i>	Am	Ex
			<i>Corbicula fluminea</i>	Bi	Ex
Ceratopogonidae	Di		Athericidae	Di	
<i>Cloeon dipterum</i>	Ep		<i>Baetis sp</i>	Ep	
<i>Caenis robusta</i>	Ep		<i>Caenis macrura</i>	Ep	
			<i>Heptagenia sulphurea</i>	Ep	
<i>Bithynia tentaculata</i>	Ga		<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Ga	Ex
<i>Radix sp</i>	Ga		<i>Theodoxus fluviatilis</i>	Ga	
<i>Physella acuta</i>	Ga	Ex	<i>Ancylus fluviatilis</i>	Ga	
<i>Ferrissia clessiniana</i>	Ga	Ex			
<i>Gyraulus parvus</i>	Ga	Ex			
<i>Menetus dilatatus</i>	Ga	Ex			
Hydrachnidae	Hd				
<i>Asellus aquaticus</i>	Is		<i>Jaera istri</i>	Is	Ex
<i>Erythromma najas / lindinii</i>	Od				
<i>Erythromma viridulum</i>	Od				
<i>Platycnemis cf pennipes</i>	Od				
			<i>Hypania invalida</i>	Po	Ex
			<i>Manayunkia caspica</i>	Po	Ex
			<i>Goera pilosa</i>	Tr	
			<i>Hydropsyche pellucidula/incognita</i>	Tr	
			<i>Psychomyia pusilla</i>	Tr	
DAME			DAME		
			<i>Dikerogammarus villosus</i>	Am	Ex
			<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Ga	Ex
<i>Musculium lacustre</i>	Bi				
<i>Haliplus sp</i>	Co				
<i>Peltodytes sp</i>	Co				
Ceratopogonidae	Di				
<i>Cloeon dipterum</i>	Ep				
<i>Asellus aquaticus</i>	Is		<i>Jaera istri</i>	Is	Ex
BARO			BARO		
<i>Cloeon dipterum</i>	Ep		<i>Caenis macrura</i>	Ep	
			<i>Caenis luctuosa</i>	Ep	
<i>Erythromma najas / lindinii</i>	Od				

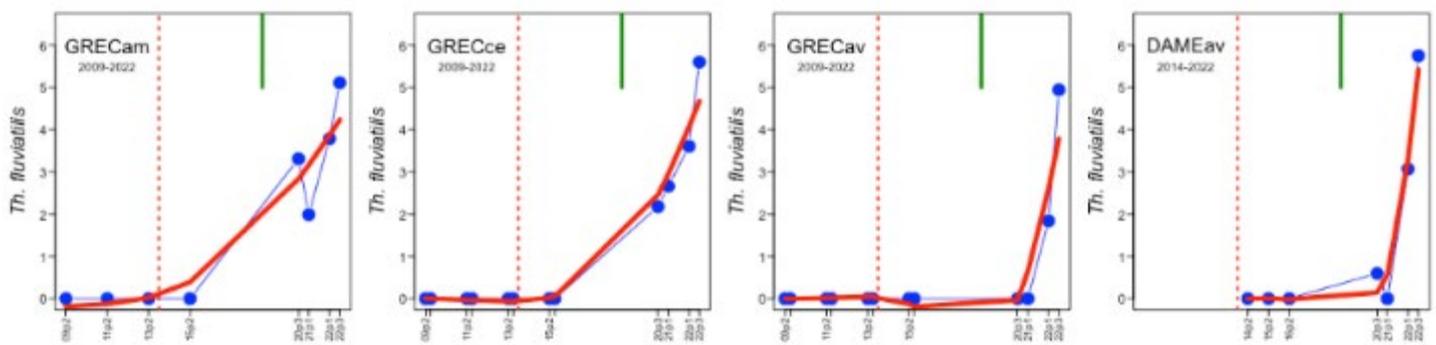


Figure 6.2-35 – Croissance de l’abondance du mollusque gastéropode *Theodoxus fluviatilis* dans les trois stations de la lône de la Grange Ecrasée et l’aval de la lône des Dames après restauration. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : reconnexion de la lône au Rhône court-circuité.

Sur l’ensemble des 19 sites suivis à Montélimar et Donzère, les trajectoires de changement faunistique au cours du temps peuvent être regroupées en trois types (**Figure 6.2-36, Annexe 6.2-13**) :

- Des changements directionnels et orientés dans le temps, majoritairement exprimés le long de l’axe horizontal de l’ordination (7 cas). Ils sont majoritairement associés aux lônes restaurées par reconnexion complète (GREC, BAROav, DAMEav) où les situations pré- et post-restauration (**Figure 6.2-12**) sont séparées par un changement faunistique important correspondant également au hiatus temporel ayant eu lieu dans le suivi des sites (**Tableau 6.2-13**). Le site REPUav, non restauré, est associé à ce groupe avec un changement directionnel de moindre ampleur (**Figure 6.2-36**).
- Des changements directionnels et orientés dans le temps, majoritairement exprimés le long de l’axe vertical de l’ordination (7 cas). Ils concernent des sites non restaurés (ROUSav, BAYAav) ou concernés seulement par l’abaissement des points de débordement ou de connexion avec le Rhône court-circuité (MALU, DIONam).
- Des changements de faible amplitude (5 cas) qui concernent des sites non restaurés (DESI), concernés seulement par l’abaissement des points de connexion (DIONav) ou créés par la restauration dans des thalweg à sec et suivis pendant une période courte (BAROam, DAMEam).

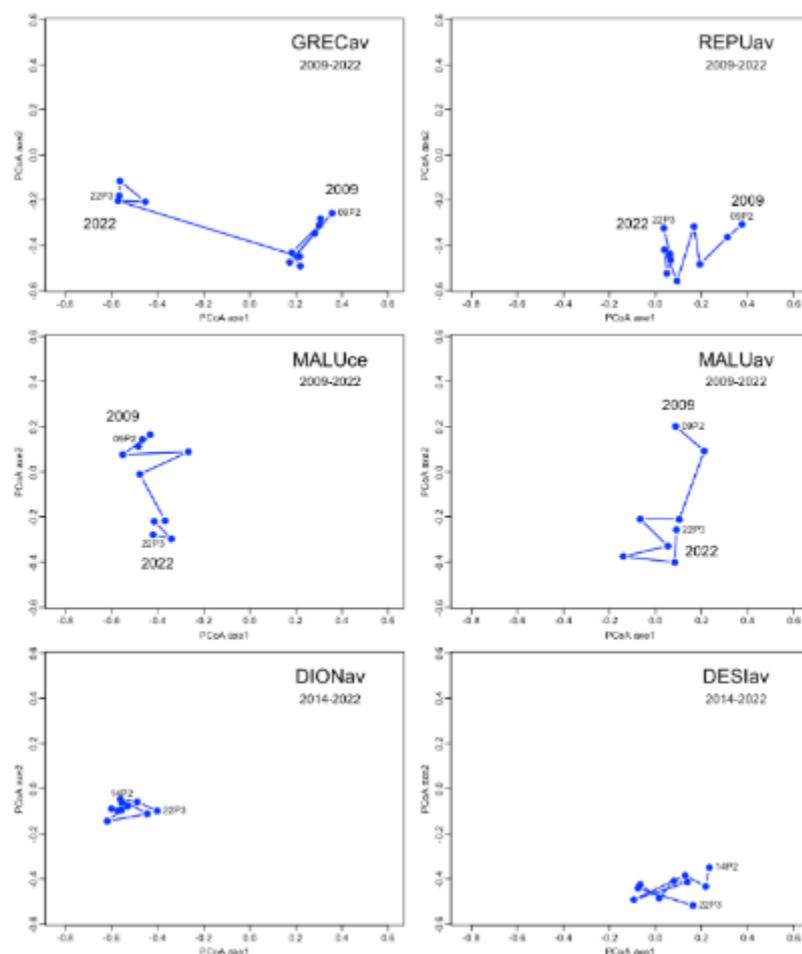


Figure 6.2-36 – Dans l’ordination des sites * dates de 9 îlons de Montélimar et Donzère (2009 – 2022) (Figure DO1), exemples illustrant trois types de trajectoires temporelles du changement de composition des communautés (voir Annexe 6.2-13) :

GRECav et REPUav – changement directionnel orienté dans le temps et décrit majoritairement le long de l’axe 1 de l’ordination ;

MALU ce et av – changement directionnel orienté dans le temps et décrit majoritairement le long de l’axe 2 de l’ordination ;

DIONav et DESlav – changement non directionnel de faible amplitude.

Parmi les changements du premier type, les effets associés à la reconnexion complète de chenaux stagnants ou temporaires ont été présentés plus haut. Ils correspondent à l’établissement d’un cortège potamique rhéophile typique. Le cas de la lône de la République non restaurée, en particulier la station aval (REPUav, **Figure 6.2-36**) mérite d’être souligné puisque le suivi fait apparaître une dérive progressive qui peut être interprétée comme le passage progressif de ce plan d’eau peu profond vers un stade temporaire. En effet, diminuent en abondance des taxons très ubiquistes en milieu stagnant (*Cloeon dipterum*) et considérés comme thermophiles (*Physella acuta*) et peu exigeants (**Figure 6.2-37**).

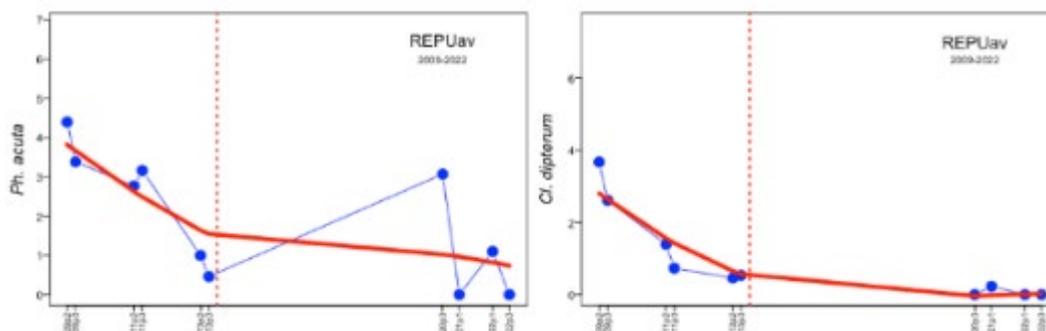


Figure 6.2-37 – Diminution de l’abondance de taxons très ubiquistes (*Physella acuta*, *Cloeon dipterum*) à l’aval de la lône de la République, non restaurée (2009 – 2022). Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé.

Les trajectoires temporelles du second type sont notables d’une part car elles se manifestent dans des sites très peu ou pas modifiés par la restauration, d’autre part car elles concernent autant des sites lentiques (partie droite de l’ordination, **Figures 6.2-34 et 6.2-36** : MALU am et av, BAYAav, ROUSav), que lotiques (partie gauche de l’ordination : MALUce). Pour le domaine lentique, une caractéristique commune aux sites concernés est la diminution frappante et pratiquement parallèle de taxons extrêmement ubiquistes, traditionnellement fréquents et abondants en milieux stagnants. C’est le cas du crustacé *Asellus aquaticus* et de l’éphéméroptère *Cloen dipterum* (**Figure 6.2-38**).

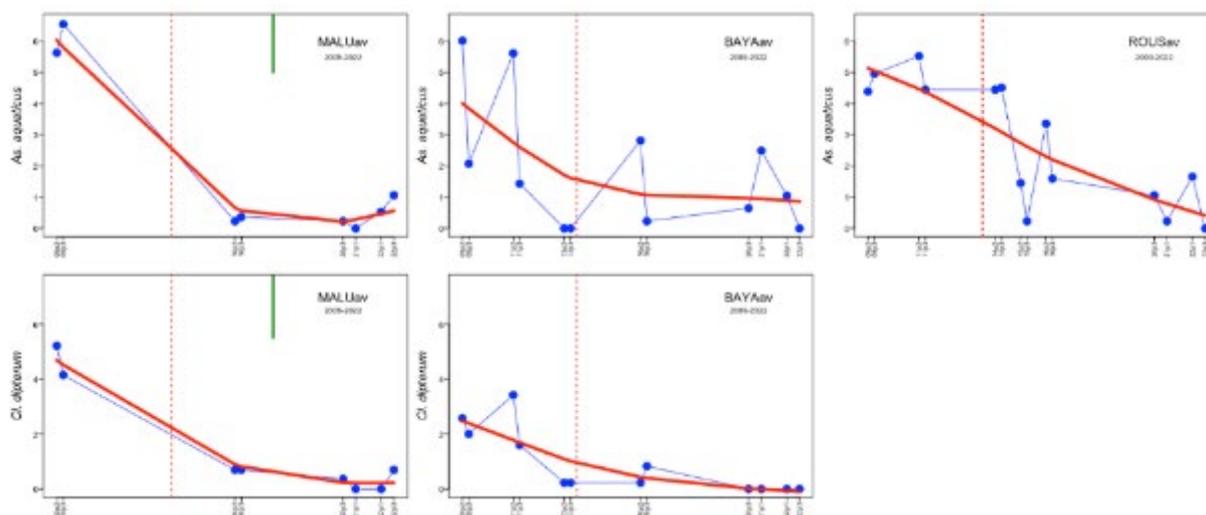


Figure 6.2-38 – Diminution de l’abondance de taxons très ubiquistes (*Physella acuta*, *Cloeon dipterum*) dans des sites non restaurés (Malaubert aval, Bayard aval, Roussette aval). Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône (voir Tableau 6.2-12).

Dans le domaine lotique (MALUce, **Figure 6.2-39**), on assiste également à la chute d’abondance de plusieurs taxons rhéophiles caractéristiques et fréquents (le crustacé *Gammarus fossarum / pulex*, le trichoptère *Psychomyia pusilla*, le coléoptère *Elmis sp.*, l’éphéméroptère *Baetis sp.*). Cette tendance s’accompagne de la croissance d’espèces exogènes (le bivalve *Pisidium compressum*, le

crustacé *Jaera istri*) ou à tendance moins rhéophile (l'éphéméroptère *Caenis luctuosa*). Une hypothèse relative à la chute des gammares indigènes (*G. fossarum / pulex*) aurait pu consister à l'imputer à la croissance parallèle de l'invasif *Dikerogammarus villosus*. Toutefois, et pour cette station, la croissance assez modeste de ce dernier (Figure 6.2-39 en bas), ne semble pas permettre à elle seule d'expliquer la chute des gammares indigènes. Les mesures ponctuelles de vitesse et de profondeur effectuées lors des prélèvements faunistiques (Figure 6.2-40) ne traduisent pas non plus de changements de conditions hydrauliques entre les périodes comparées.

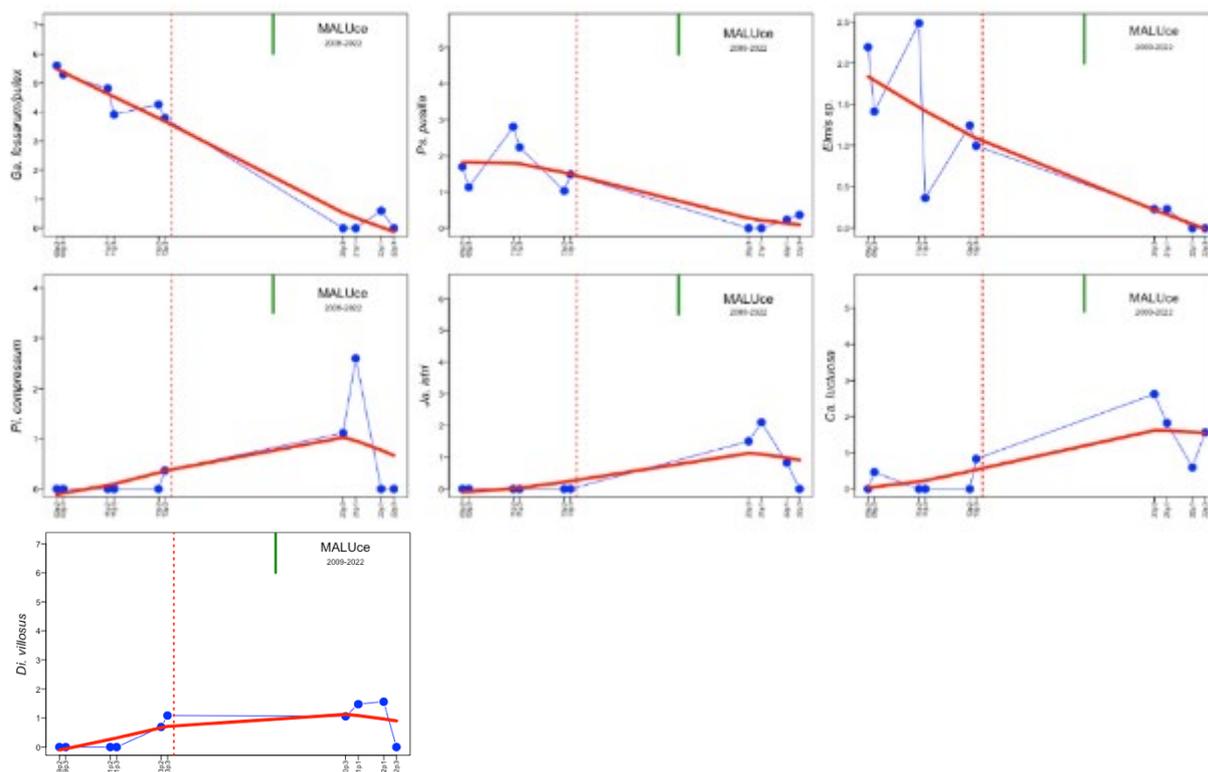


Figure 6.2-39 – Changements temporels (2009 – 2022) de l'abondance de sept taxons (*Gammarus fossarum / pulex*, *Psychomyia pusilla*, *Elmis sp.*, *Psidium compressum*, *Jaera istri*, *Caenis luctuosa* et *Dikerogammarus villosus*) dans le site Malaubert centre. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône (voir Tableau 6.2-12)

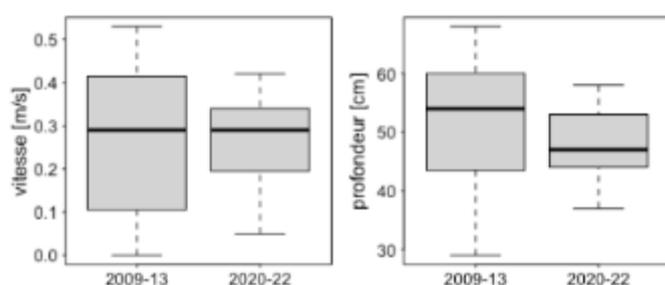


Figure 6.2-40 – Distribution des valeurs de vitesse et de profondeur aux points de prélèvement de la faune au site MALUce en 2009-2013 (n=24) et 2020-2022 (n=12). Tests de Wilcoxon : vitesse, $W=134$, $p=0.75$; profondeur, $W=106$, $p=0.21$.

6.2.5.3 Variations spatiales et temporelles des métriques de diversité et d'abondance à l'échelle des sites.

Lorsque les données sont regroupées par lînes, toutes périodes confondues (**Figure 6.2-41**), les sept lînes étudiées⁴ forment un ensemble relativement homogène du point de vue des métriques représentées. La lîne de la République se distingue par ses faibles valeurs de richesse en insectes EPT (avec la Roussette elle diffère des autres lînes, tests de Wilcoxon, $p < 0.01$), de richesse en mollusques (différence avec les autres lînes, tests de Wilcoxon, $p < 0.0001$) et de richesse raréfiée (différence avec les autres lînes sauf DAME, tests de Wilcoxon, $p < 0.05$). Du point de vue de la proportion d'individus appartenant à des espèces exogènes, les lînes reconnectées (GREC, DAME) ou possédant des tronçons lotiques (MADI) montrent les valeurs les plus élevées. En particulier, les valeurs mesurées à la Grange Ecrasée et dans le continuum Malaubert – Dion sont significativement différentes des celles des lînes lentiques (BARO, BAYA, DESI, REPU, ROUS, tests de Wilcoxon, $p \leq 0.05$).

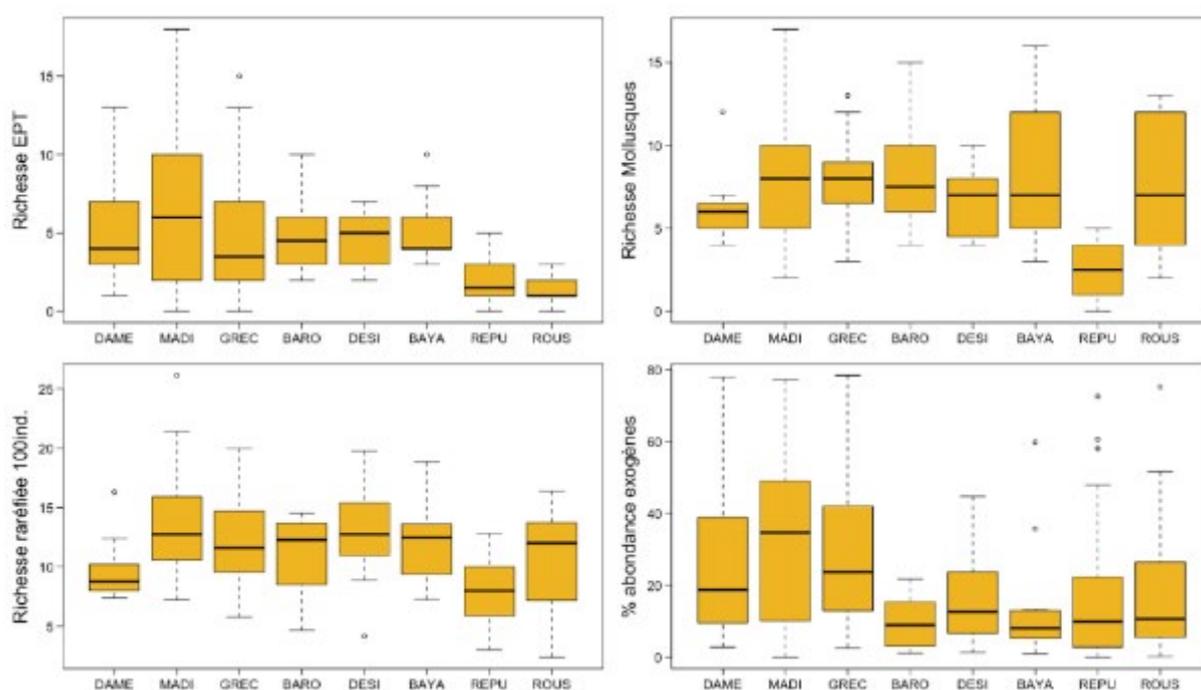


Figure 6.2-41 – Quatre métriques de diversité mesurées pour les 180 sites*dates de huit lînes de Montélimar (ROUS) et Donzère (2009 – 2022). De gauche à droite et de haut en bas : nombre de taxons des insectes éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ; nombre de taxons des mollusques gastéropodes et bivalves ; richesse raréfiée de la communauté totale (richesse standardisée pour 100 individus) ; proportion de l'abondance constituée d'espèces exogènes. Le continuum des lînes de Malaubert (incluant la Surelle) et Dion est regroupé sous le code MADI.

⁴ En regroupant Malaubert et Dion (MADI)

Les trois îlons reconnectés au Rhône court-circuité (GREC, DAME, BARO) montrent systématiquement une augmentation significative de richesse en insectes EPT après restauration (**Figure 6.2-42**) ainsi qu'en proportion d'abondance exogène (sauf BARO). Dans le continuum MALU – DION, les différences significatives ont lieu entre sites lentiques et lotiques (pour la richesse en insectes EPT et la proportion d'exogène), mais pas entre périodes pré- et post-restauration (abaissement des points de débordement).

Pour trois métriques (richesse taxonomique totale, abondance des insectes, densité des exogènes), les chroniques temporelles par sites montrent une variété de tendances (**Figure 6.2-43**, **Annexes 6.2-14**, **6.2-15**, **6.2-16**). Les parties lotiques du continuum Malaubert – Dion sont singularisées par le maintien sur la période d'étude de niveaux élevés de richesse totale (MALUce) et d'abondance des insectes (DIONav).

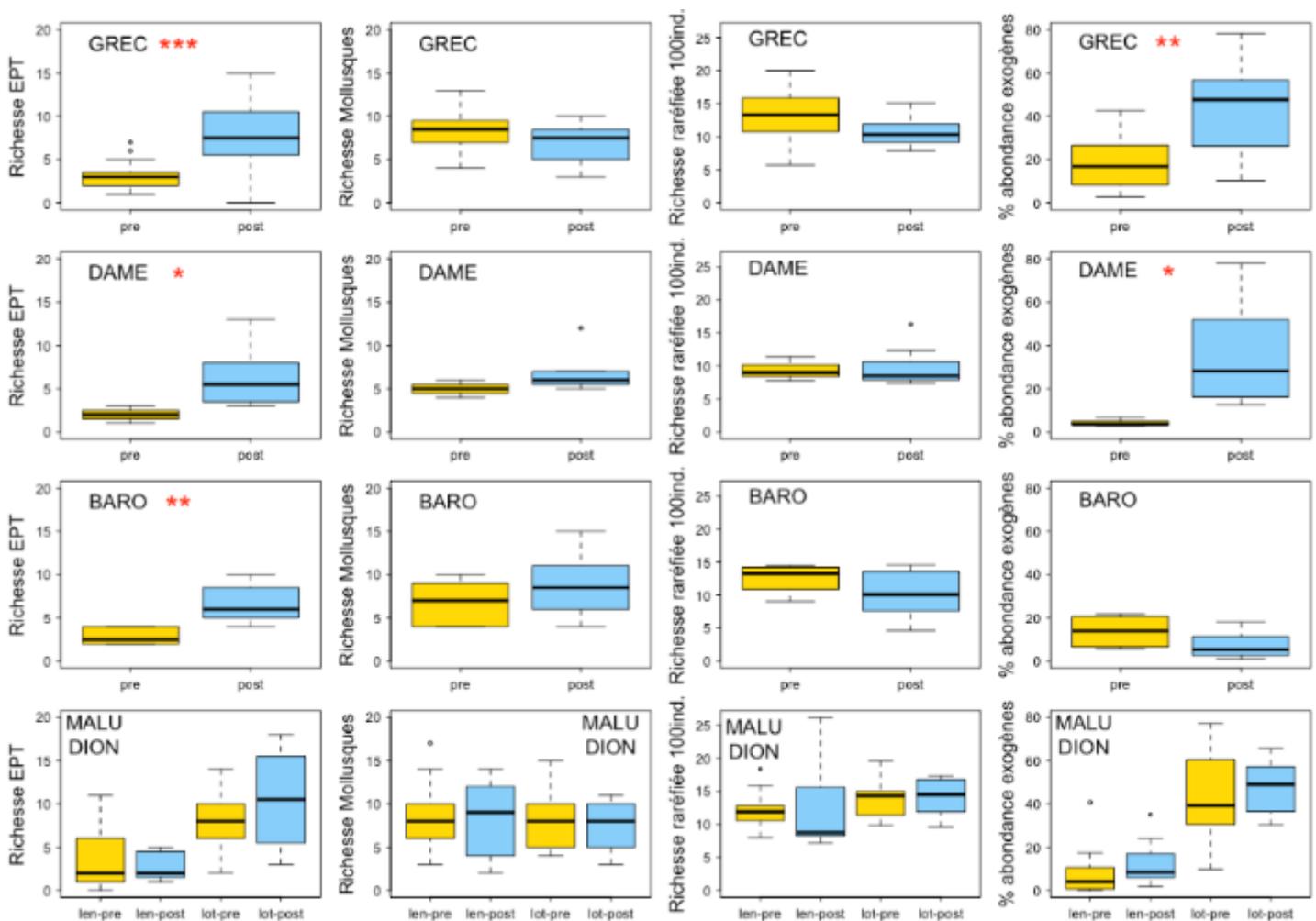


Figure 6.2-42 – Quatre métriques de diversité et d'abondance des communautés échantillonnées dans quatre îlons restaurés du secteur de Donzère pour les périodes pré- et post-restauration : nombre de taxons des insectes éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ; nombre de taxons des mollusques gastéropodes et bivalves ; richesse rarifiée de la communauté totale (richesse standardisée pour 100 individus) ; proportion de l'abondance constituée d'espèces exogènes. Pour le continuum Malaubert – Dion, les stations lentiques (len : MALU am et av) et lotiques (lot : MALUce, DION am et av) sont considérées séparément. Tests de Wilcoxon de comparaison entre groupes : * - $p < 0.05$, ** - $p < 0.01$, *** - $p < 0.001$ pour les différences significatives.

Concernant la **richesse totale des communautés** (Annexe 6.2-14, Figure 6.2-43), des tendances à la baisse sont notables dans 8 sites sur 19, les autres sites montrant une relative stabilité. Des baisses de même allure concernent aussi bien des sites restaurés devenus lotiques (GREC am et ce, DAMEav), que stagnants non restaurés (BAYAav, REPUav). De même, l'**abondance des insectes** (Annexe 6.2-15, Figure 6.2-43) montre des baisses tendancielle pour 9 des 19 sites, indépendamment là encore du type de condition d'écoulement ou de restauration (GREC am et ce, DAME, REPU, BAYAav, ROUSam). Dans deux cas, cette abondance montre une tendance à la hausse, après restauration (BAROav) ou sans restauration (DESI am). Les autres sites ne montrent pas de tendance nette. La **densité totale des espèces invasives** (Annexe 6.2-16, Figure 6.2-43) ne montre de tendance à la hausse que dans 4 sites restaurés (GREC am et ce, DAMEav, BAROav). Elle tend à décroître sur la période d'étude dans 5 sites non restaurés (REPU am et av, DESI am et av, ROUSav).

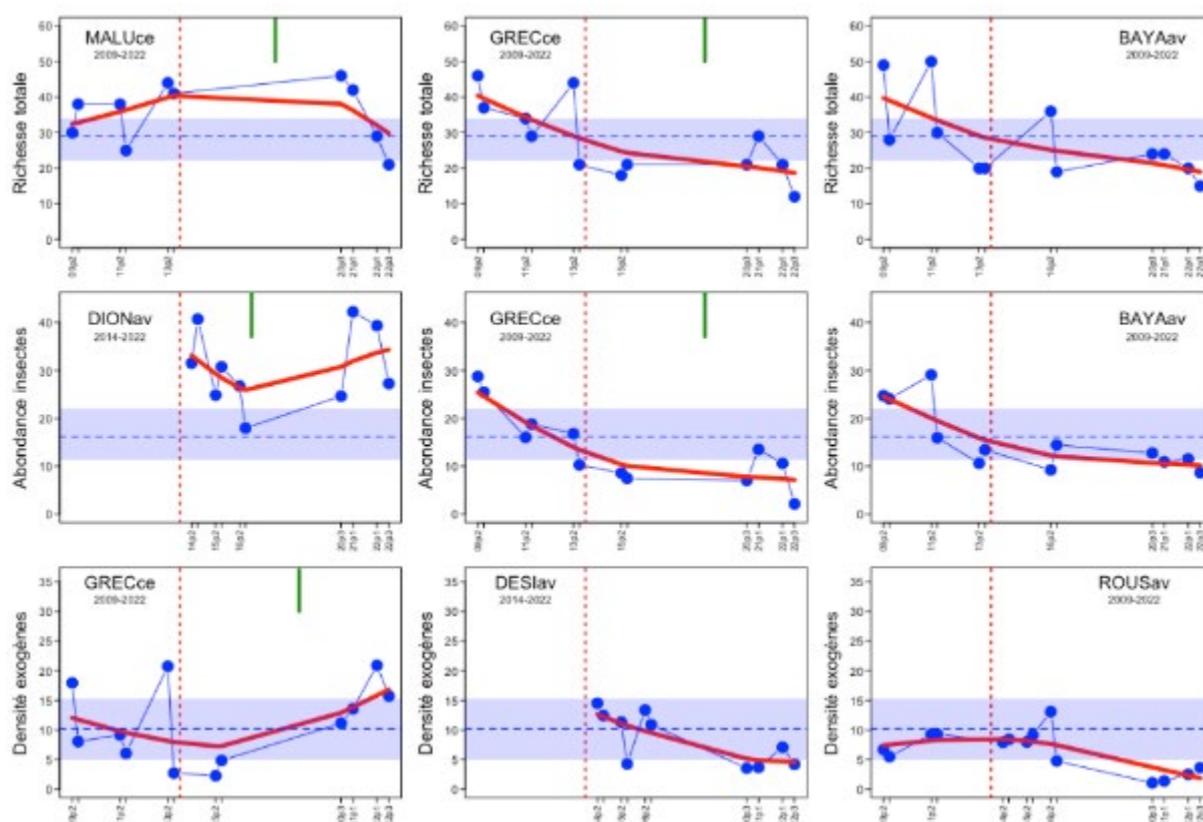


Figure 6.2-43 – Exemples de trajectoires temporelles (2009 – 2022) de trois métriques d'abondance et de diversité des assemblages d'invertébrés dans les îlots de Donzère et Montélimar. Niveaux élevés de richesse totale (MALUce) et d'abondance des insectes (DIONav). Tendances à la baisse de ces deux métriques (GRECce, BAYAav). Tendance croissante (GRECce) ou décroissante (DESIav, ROUSav) de la densité des espèces exogènes. La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l'entoure sont la médiane et l'intervalle interquartile de la métrique pour l'ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la îlot (voir Tableau 6.2-12 et Annexes DO2 à DO4).

La diversité des trajectoires de changement au cours du suivi apparaît également à travers la confrontation de métriques concernant les insectes (**Figure 6.2-44**). L'augmentation de la richesse des insectes EPT a été soulignée pour les lînes restaurées par reconnexion (**Figure 6.2-42**). Elle peut avoir lieu dans des contextes contrastés. Ainsi, dans la Grange Ecrasée (GREC am), la croissance de la richesse en EPT après restauration se produit dans un contexte de baisse de la richesse et de l'abondance globale des insectes. A GRECav et Banc Rouge (BAROav), cette croissance a lieu dans un contexte de relative stabilité ou de légère croissance de ces métriques. Dans la lîne Bayard, non restaurée, les quatre métriques décroissent de façon conjointe (**Figure 6.2-44**).

6.2.5.4 Variation temporelle de la diversité des communautés entre sites.

Le calendrier d'échantillonnage des lînes de Donzère avant restauration (**Tableau 6.2-13**) comprend deux périodes (2009-2013 et 2014-2016), correspondant à l'adaptation du suivi à la désignation des lînes devant être restaurées. L'analyse du changement de diversité entre sites (diversité bêta) ne peut donc pas être menée sur l'ensemble des sites pour toutes les dates. Elle a été réalisée sur quatre sous-ensembles cohérents du point de vue des sites et des périodes d'échantillonnage (**Figure 6.2-45**). Les quatre comparaisons montrent une absence de différence significative entre dates et donc entre situations pré- et post-restauration.

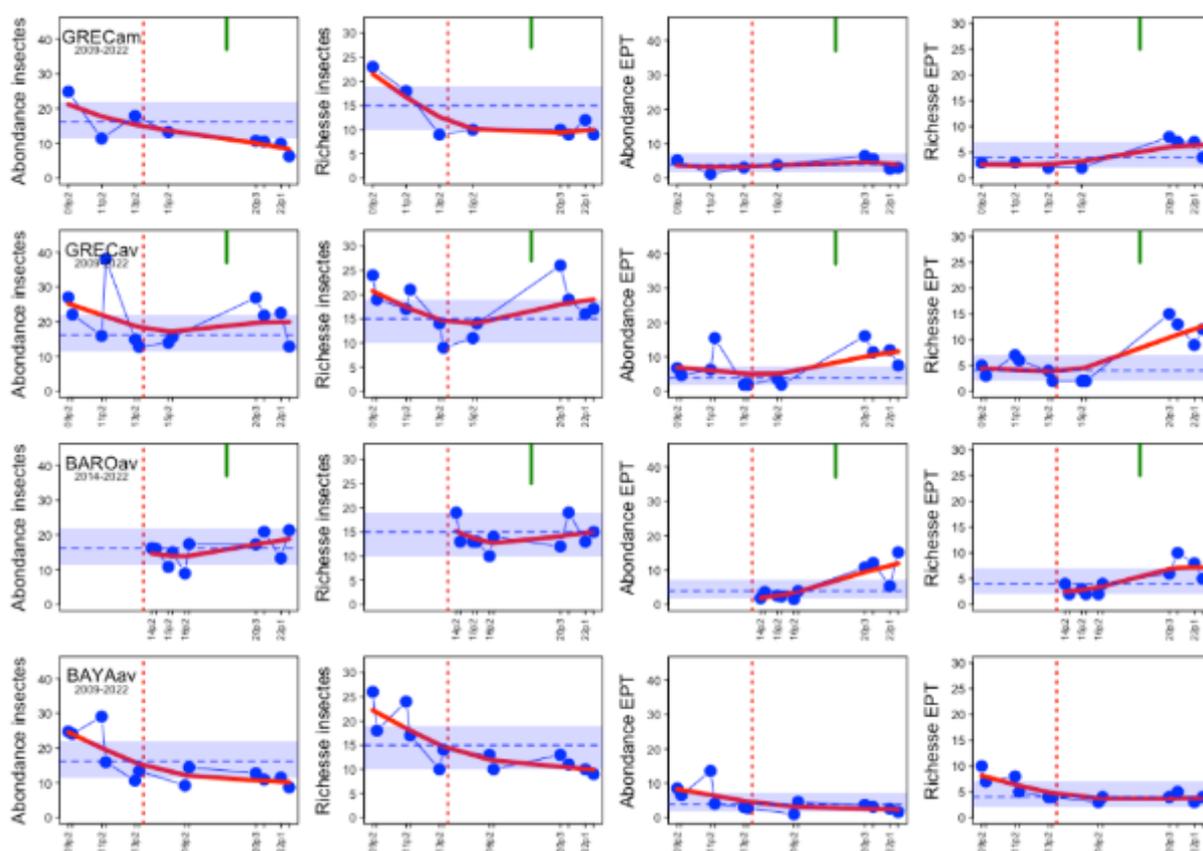


Figure 6.2-44 – Trajectoires comparées de métriques d'abondance et de richesse des insectes totaux et des insectes EPT dans quatre sites des lînes Grange Ecrasée, Banc Rouge et Bayard (2009 – 2022). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l'entoure sont la médiane et l'intervalle interquartile de la métrique pour l'ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lîne (voir Tableau 6.2-12 et annexes 6.2-14 à 6.2-16).

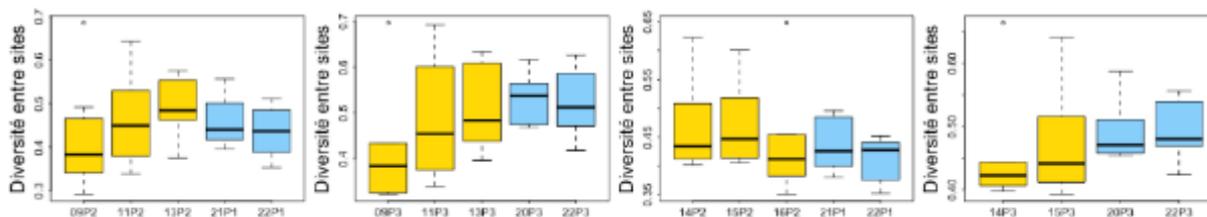


Figure 6.2-45 – Changements temporels de la diversité entre sites (diversité beta) pour le secteur de Donzère. En jaune les années pré-restauration. De gauche à droite :

- 8 sites des lînes BAYA, GREC, MALU et REPU. Périodes P2 (2009, 2011, 2013) et P1 (2021, 2022). Test de permutation, $p=0.51$.
- 6 sites des lînes BAYA, GREC, MALU et REPU. Période P3 (2009, 2011, 2013, 2020, 2022). Test de permutation, $p=0.44$.
- 6 sites des lînes BARO, DAME, DESI et DION. Périodes P2 (2014, 2015, 2016) et P1 (2021, 2022). Test de permutation, $p=0.66$.
- 5 sites des lînes BARO, DESI et DION. Période P3 (2014, 2015, 2020, 2022). Test de permutation, $p=0.95$.

6.2.5.5 Les secteurs de Donzère-Mondragon et Montélimar - en résumé.

a) Les dix-neuf sites des secteurs de Donzère et Montélimar partagent **des caractéristiques communes avec les autres secteurs étudiés** : i) comme à Belley et Brégnier-Cordon, des lînes ont été restaurées par reconnexion complète au RCC (Grange Ecrasée, Dames, Banc Rouge), ii) le continuum formé par les lînes de la Surelle, Malaubert et Dion, alimenté par un affluent, la Berre, présente des analogies avec le complexe de la lîne de la Platière au Péage-de-Roussillon, alimenté par une prise d'eau dans le canal d'amenée, iii) comme à Brégnier-Cordon et Belley, des sites peu ou pas influencés par la restauration ont été suivis (Bayard, République, Roussette aval).

b) Comme sur le Haut-Rhône, **les sites restaurés par reconnexion complète montrent un changement profond et attendu de composition faunistique** du fait de l'installation de communautés lotiques. Parmi celles-ci le gastéropode *Theodoxus fluviatilis* s'installe dans les lînes lotiques créées et y montre le même type de croissance qu'à Belley et Brégnier-Cordon. Les modifications enregistrées à Banc Rouge sont de moindre ampleur du fait de l'obturation amont très rapide de la lîne.

c) **L'ensemble Surelle – Malaubert – Dion** héberge, le long de son linéaire, **des communautés très diversifiées**, depuis les conditions quasi temporaires de l'amont jusqu'à des conditions très lotiques en certains sites de Malaubert et de Dion. Ce complexe est, en valeurs médianes par site, le plus riche pour les insectes EPT, les mollusques et la diversité mesurée par la richesse raréfiée. Comme dans le cas du complexe de la Platière au Péage-de-Roussillon, **il est difficile de percevoir, dans les communautés d'invertébrés, des changements attribuables aux effets conjoints du relèvement du débit réservé et de l'abaissement en plusieurs points des zones de connexion avec le RCC.**

d) Comme dans les autres secteurs, les sites non restaurés ou manifestement peu modifiés par la restauration, révèlent **des évolutions tendancielle nettes**, même sur la durée assez courte du suivi de ce secteur (2009 – 2022). En contexte stagnant non restauré, les lînes Bayard, de la République et l'aval de la Roussette montrent ainsi **des chutes de richesse, d'abondance des**

insectes et de l'abondance d'espèces fréquentes (*Cloen dipterum*, *Asellus aquaticus*, *Physella acuta*). De même, certains sites de l'ensemble Malaubert – Dion montrent des chutes d'abondance de ces mêmes espèces et de taxons à tendances plus rhéophiles (*Psychomyia pusilla*, *Elmis sp.*).

6.2.6 Perspectives

6.2.6.1 Contexte

Les variations d'abondances des espèces de macroinvertébrés aquatiques dans les milieux alluviaux résultent de la réponse conjointe à des facteurs hydrologiques et thermiques, permettant de satisfaire ou non leurs exigences liées à leur cycle de vie. Précédemment, des modèles établis à partir variables explicatives hydrauliques directement « opérationnelles » (durées de connexion), c'est-à-dire contrôlables du point de vue de la gestion des débits ou des seuils de connexion entre le fleuve et la zone alluviale, permettent aujourd'hui de prédire avec fiabilité l'occurrence de nombreuses espèces d'éphémères, plécoptères, trichoptères et gastéropodes. Avec la prise en compte dans ces modèles de deux composantes hydrologiques distinctes de la connectivité latérale : la connexion par l'amont, génératrice de contraintes hydrauliques, et la connectivité « lente » par connexion aval, la combinaison de ces deux variables ont permis de comprendre plus finement les relations des espèces à différentes conditions hydrauliques (**Figure 6.2-46**) mais aussi de prédire les changements temporels de richesse taxonomique à l'échelle de chenaux alluviaux individuels subissant soit des changements successionnels « naturels », soit des changements induits par une reconnexion au fleuve (**Figure 6.2-47**).

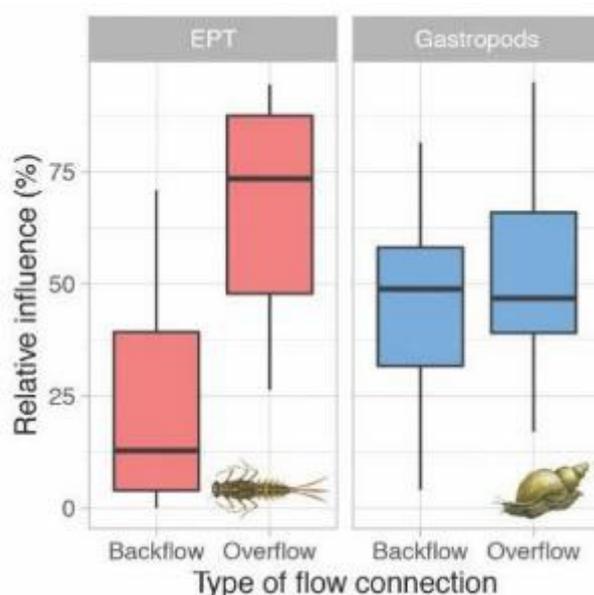


Figure 6.2-46 – Influence relative des durées des connexions amont (overflow) et aval (backflow) en tant que prédicteurs de modèles GBRT pour les occurrences de 37 taxons EPT (éphémères, plécoptères et trichoptères) et de 21 taxons de gastéropodes (tirée de Marle et al., 2021).

L'analyse des scénarios prédictifs apporte de nouvelles perspectives sur le fonctionnement hydrologique des bras secondaires et leurs impacts sur les communautés biologiques. La littérature relative à la restauration du Rhône aborde principalement les conditions physiques des chenaux alluviaux, mais néglige souvent les liens avec leurs régimes thermiques. Pourtant, en contexte de restauration physique, la reconnexion et l'approfondissement des chenaux alluviaux influencent leur régime thermique, notamment en modifiant le niveau d'approvisionnement phréatique. De plus, une étude récente de Marle *et al.* (2022) dans le secteur du Haut-Rhône montre que les changements faunistiques observés à l'échelle de la plaine alluviale sont liés non seulement aux variations de connectivité hydraulique, mais aussi aux différents régimes thermiques des milieux alluviaux. Les résultats de cette étude montrent aussi l'importance de la composante thermique dans l'étude des milieux alluviaux et dans l'expression de la biodiversité des milieux alluviaux. Dans le contexte du changement climatique, l'adaptation des espèces aux variations thermiques devient d'autant plus cruciale, car les régimes thermiques des milieux aquatiques sont de plus en plus influencés par les augmentations de température. Cependant, si les relations entre le niveau de connectivité latérale et les espèces ont été largement étudiées, les exigences thermiques des espèces alluviales restent en grande partie méconnus. L'objectif du présent travail dont quelques résultats vous sont exposés ci-dessous est d'étudier le lien entre la distribution des espèces et la diversité des régimes thermiques des milieux alluviaux.

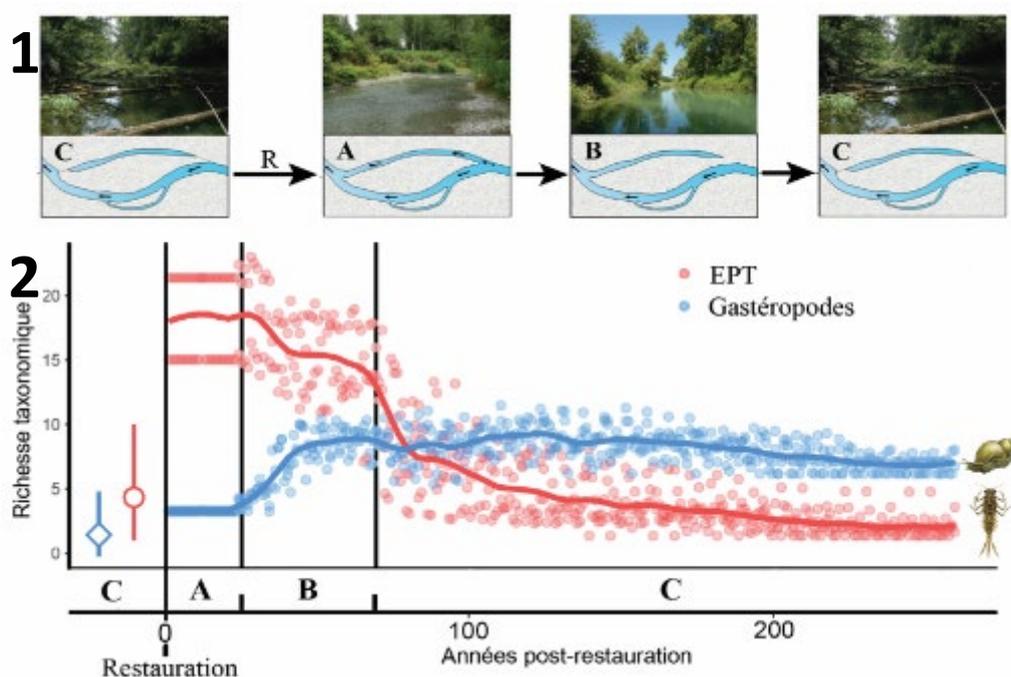


Figure 6.2-47 - Succession temporelle d'un chenal latéral après une reconnexion complète avec le chenal principal. Dans le graphique (1) : A=chenal lotique connecté à l'amont et à l'aval, B=chenal semi-lotique connecté seulement à l'aval et C=chenal lentique isolé du chenal principal en débit bas. Dans le graphique (2), les moyennes des richesses ainsi que les écarts min/max des richesses observées avant reconnexion ont été ajoutés pour comparaison. Chaque point sur le graphique (2) représente une valeur de richesse calculée à partir du jeu de données prédit rassemblant les occurrences 58 taxons alluviaux (tirée de Marle *et al.*, 2021).

6.2.6.2 Méthodes

6.2.6.2.1 Source des données

Les données sur la température de l'eau post-restauration proviennent de l'étude de Marle *et al.* (2022) et Marle *et al.* (2023), qui recouvrent 35 stations réparties dans les deux secteurs étudiés du Haut-Rhône. Parmi ces stations, trois sont situées le long du Rhône « court-circuité » (Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon), une est située sur le Rhône « plein » dans le secteur de Brégnier-Cordon. Les autres stations sont réparties dans 18 bras secondaires ou lônes de Belley et de Brégnier-Cordon, offrant une gamme variée de conditions thermiques et hydrologiques liée entre autres aux différences de degré de connectivité latérale et verticale mais aussi de l'environnement rivulaire des stations étudiées. Dans le Rhône, les données proviennent majoritairement de la Compagnie Nationale du Rhône et du Laboratoire d'Écologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés (LEHNA) de l'Université Claude Bernard de Lyon.

Dans les lônes, les données de température de l'eau de surface ont été enregistrées toutes les heures à l'aide de dispositifs d'enregistrement de données de température (Hobo Data logger, Onset) déployés sur 31 sites (18 lônes) de 2006 à 2022. Ces capteurs ont été installés à proximité directe de la zone de prélèvement de la faune benthique. Dans douze des dix-huit lônes, plusieurs capteurs ont été installés afin d'évaluer les différences thermiques entre l'amont et l'aval. Par conséquent, chaque lône a pu être équipée de 1 à 3 capteurs. Les données proviennent majoritairement du Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique (LEBA) de l'Université de Genève, du LEHNA de l'Université Claude Bernard de Lyon et du Laboratoire Environnement, Ville et Société de l'Ecole Normale Supérieure (ENS) de Lyon et de l'Université Jean Monnet de Saint-Etienne.

6.2.6.2.2 Prédiction des valeurs manquantes

Contrairement aux données thermiques, les données hydrologiques ne sont pas concernées par l'absence de données. Les valeurs de températures manquantes, estimées à environ 30 % dans le jeu de données de base, ont été prédites à l'aide d'un algorithme d'intelligence artificielle appelé « Random Forest » issu de la librairie « missForest » (Stekhoven & Bühlmann, 2012) et développé grâce au logiciel R (R Development Core Team, 2016). « MissForest » est utilisé pour imputer les valeurs manquantes, en particulier dans le cas de données de type mixte (Stekhoven & Bühlmann, 2012). Il est principalement utilisé pour imputer des données continues (mais aussi catégorielles) comprenant des interactions complexes et des relations non linéaires. Dans le cas des lônes, les températures peuvent également fluctuer en fonction des températures atmosphérique mais aussi en fonction des débits dans le chenal principal (par exemple, lors de connexions hydrologiques) ou des remontées de la nappe phréatique, ce qui donne aux séries temporelles de température dans les lônes un caractère non linéaire. Par conséquent, en plus des données de température atmosphériques recueillies sur chaque secteur, les débits dans le Rhône et les hauteurs d'eau enregistrées dans certaines lônes ont été intégrés dans le tableau d'entrée pour la prédiction des températures manquantes.

Après imputation des valeurs manquantes, la performance est évaluée à l'aide de l'erreur quadratique moyenne normalisée [NRMSE, Oba *et al.* (2003)]. Pour chacune des simulations

d'imputations effectuées, le NRMSE était en dessous de 0.01. Afin de réduire encore le risque d'erreur dans les données prédites, les paramètres « ntree » (nombre d'arbres) et « mtry » (nombre de variables choisies aléatoirement à chaque itération) de la fonction missForest ont pu être adaptés pour aboutir à une valeur de NRMSE minimale de 0.003. Par conséquent, les données sont imputées avec une erreur de seulement 0.02 % par rapport à la moyenne des températures du tableau (12.23°C), une marge négligeable comparée aux variations de température induites par des facteurs tels que la profondeur à laquelle le capteur est positionné (si l'on considère la stratification thermique des lônes stagnantes), ainsi qu'à la précision de $\pm 0.2^\circ\text{C}$ des dispositifs d'enregistrement HOBO, qui est presque sept fois supérieure à la NRMSE minimale. Tout de même, à partir de plusieurs simulations, les prédictions montrent une légère réduction de l'amplitude de variations des températures dans les milieux tamponnés thermiquement. Cette diminution de l'amplitude des valeurs prédites par rapport aux valeurs observées dépend du site considéré. Elle peut cependant augmenter et atteindre quelques dixièmes de degrés si les données prédites s'étendent sur plusieurs années (la réduction s'intensifie au fil des données prédites). Néanmoins, les prédictions ont intégré certains changements dans la végétation riveraine, tels que le déboisement observé sur la Vieille Lône, qui est apparent dans les valeurs observées et reflétée dans les valeurs prédites.

6.2.6.2.3 Métriques hydrologiques et thermiques utilisées

Des éléments importants du cycle de vie des invertébrés aquatiques sont influencés par différents aspects du régime thermique et de la masse d'eau dans laquelle ils vivent (Ward and Standford, 1982). Deux métriques hydrologiques : les durées des connexions amont et aval entre la lône et le chenal principal, jugées comme les plus influentes sur la faune par le travail de Marle et al. 2021, ont été retenues. Les métriques thermiques ont été choisies selon le travail de Baecher (2021) dont une partie du travail a été de sélectionner plusieurs métriques thermiques parmi 27 grâce à une analyse en composantes principales. Combinant les résultats de ces travaux et d'une analyse de collinéarité, quatre métriques ont été retenues pour caractériser le régime thermique des stations (**Tableau 6.2-16**).

Tableau 6.2-16 – Description des variables hydrologiques et thermiques retenues pour la modélisation des abondances d'espèces alluviales.

Variable	Description	Période
<i>mean</i>	Température moyenne annuelle	Une année avant l'échantillonnage
<i>smean</i>	Température moyenne durant le dernier été	1 ^{er} juin – 31 août
<i>smax</i>	Percentile 90 des températures du dernier été	1 ^{er} juin – 31 août
<i>gdd</i>	Somme des degrés jours au-dessus de 10°C	1 ^{er} au 31 mars
<i>up_365</i>	Durée des connexions amont (overflows)	Une année avant l'échantillonnage
<i>do_365</i>	Durée des connexions aval (backflows)	Une année avant l'échantillonnage

6.2.6.2.4 Modélisation statistique

Pour prédire l'abondance des espèces, des modèles additifs généralisés mixtes (GAMM) ont été utilisés. Ces modèles ont été implémentés à l'aide du package `mgcv` (Wood, 2017) dans R (R Development Core Team, 2016). L'effet aléatoire a été assigné aux stations d'échantillonnage. En fonction des caractéristiques de la variabilité et de la dispersion des abondances observées, des lois de distribution de Poisson et de binomiale négative ont été utilisées. Ces distributions permettent de prendre en compte les dynamiques complexes des populations et de fournir des prédictions robustes sur l'abondance des espèces dans les différents scénarios étudiés. Dans le logiciel R, un rootogram (package `gratia` ; Simpson 2021) et le R² ajusté ont été utilisés afin d'étudier la capacité de prédiction des modèles établis pour chaque taxon.

6.2.6.3 Premiers résultats et discussion

Les modèles GAMM établis entre ces deux métriques et l'abondance des espèces ont permis de mettre en lumière les effets des variations thermiques sur des espèces de milieux stagnants, pour lesquelles le gradient de connectivité latérale a peu d'influence et dont les effectifs ont récemment fortement varié. Nos premiers résultats montrent qu'il existe probablement une relation entre l'augmentation des températures et la diminution ou l'augmentation progressive des abondances de certaines espèces (voir exemple [Figure 6.2-48](#)).

L'analyse des effets des conditions thermiques sur les variations d'abondances met en évidence l'effet de valeurs estivales extrêmes et du réchauffement des eaux au printemps sur la biodiversité aquatique des milieux alluviaux. Bien que ces résultats soient préliminaires, ils corroborent les conclusions de Marle *et al.* (2022), en émettant certaines hypothèses sur l'effet des températures sur la biodiversité intégrant la disparition ou la dominance de certaines espèces dans ces milieux alluviaux.

Actuellement, les effets directs des changements de régimes thermiques sur les changements d'abondance des espèces alluviales du Haut-Rhône ne peuvent être qu'hypothétiques. Toutefois, sans recourir à des analyses plus précises, il est fort probable que la température affecte le cycle de vie des espèces (reproduction, croissance et développement), la production de ressources trophiques (productivité planctonique), voire modifie les conditions d'habitats pour les espèces liées, par exemple, au recouvrement en végétaux aquatiques. L'augmentation des températures peut aussi accentuer la toxicité de certains contaminants à l'origine de la disparition de certaines espèces. D'autres effets, non étudiés dans ce travail, comme l'impact des APAVER ou de l'effet synergiques des contaminants seraient également à prendre en considération pour bien appréhender les impacts anthropiques sur la faune alluviale.

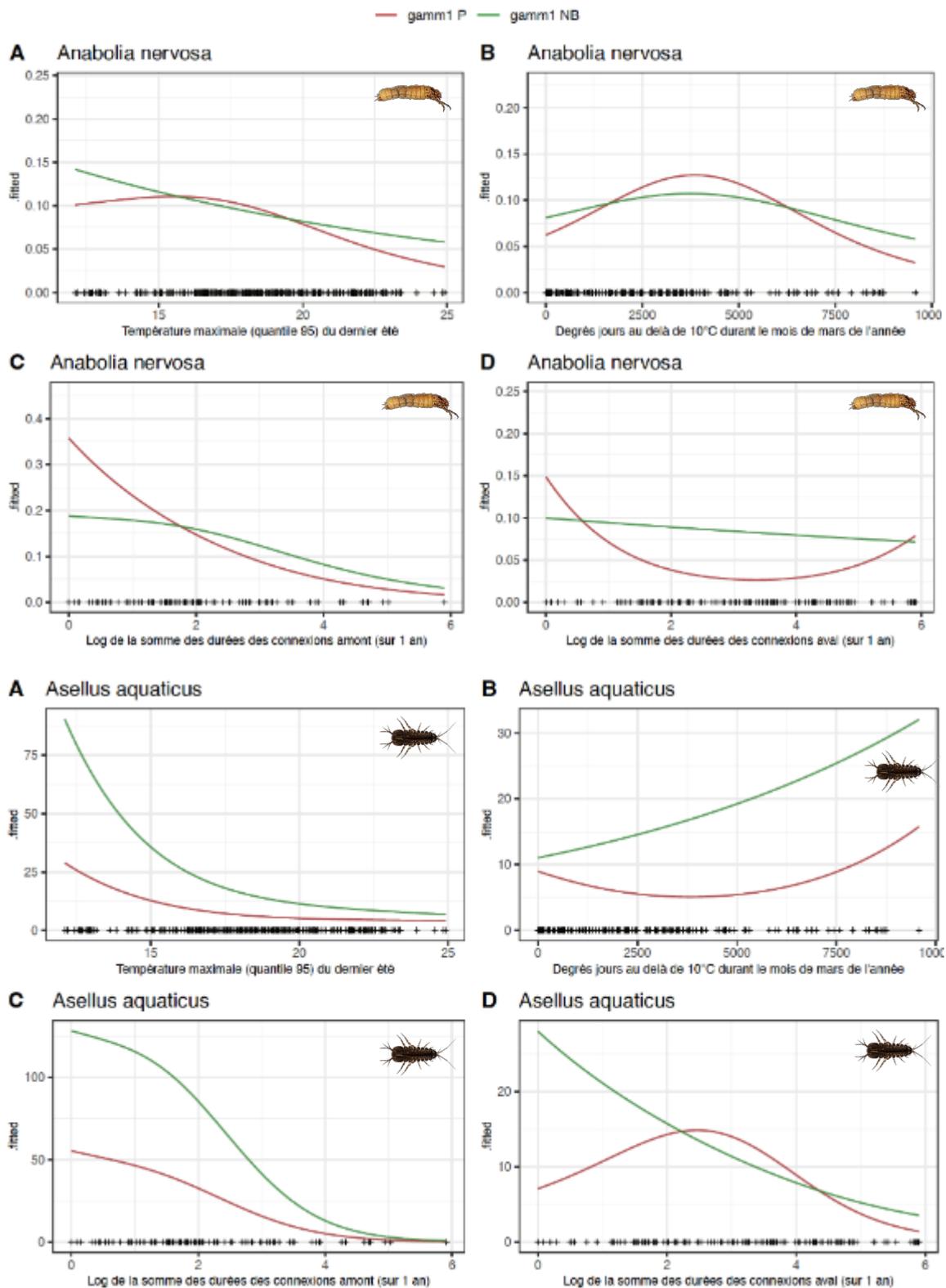


Figure 6.2-48 - Exemple de courbes réponses des modèles GAMMs (en vert selon une loi de distribution binomiale négative ; en rouge selon une loi de distribution de poisson) pour les abondances d'*Anobolia nervosa* (en haut - espèce défavorisée par l'élévation des températures) et *Asellus aquaticus* (en bas - espèce défavorisée par l'élévation des températures) en fonction du quantile 95 des températures du dernier été (Smax), de la somme des degrés jours au-dessus de 10 degrés pendant le mois de mars (Gdd) de l'année d'échantillonnage et le log des durées de connexions amont (up_365) et aval (do_365 ; Tableau 1) en jours pendant une période de 365 jours avant l'échantillonnage.

6.2.6.4 Conclusion

L'intégration des variables thermiques dans les modèles de prédiction des espèces alluviales met en évidence l'importance du régime thermique pour le soutien de la biodiversité en milieu alluvial. À l'avenir, ces modèles pourront enrichir les trajectoires de diversité alluviale déjà établies à partir de paramètres hydromorphologiques à l'échelle locale (i.e. un seul chenal ; Marle *et al.*, 2021) ainsi qu'à l'échelle de la plaine alluviale (i.e. un système multi-chenaux ; Marle *et al.*, 2022). Ces prédictions, réalisables à deux échelles, pourront également s'étendre sur le long terme afin d'orienter les décisions des gestionnaires vers une meilleure optimisation des coûts et des bénéfices de la restauration dans un contexte de changement climatique. Certaines questions concernant l'entretien des connexions latérales (par exemple le curage régulier des bouchons aval) ou l'homogénéisation des conditions thermiques (notamment la diminution progressive des apports phréatiques par le colmatage des matières fines) pourront aussi être abordées pour garantir un gain durable de biodiversité suite à la restauration écologique d'une plaine alluviale. Il s'agira notamment de déterminer la fréquence idéale des interventions sur l'entretien physique des connexions latérales des chenaux alluviaux et l'intérêt de maintenir une diversité de régimes thermiques dans une plaine alluviale pour promouvoir la biodiversité.

6.3 Assemblages de poissons

L'objectif principal de la réhabilitation écologique des lônes est de recréer une diversité d'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 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 différentes de celles du chenal principal pour la reproduction et la croissance des juvéniles de poissons.

L'objectif du suivi piscicole est de mesurer la fréquence des différentes espèces et guildes de reproduction au cours du temps afin d'apprécier le rôle potentiel des lônes en tant qu'habitat de nurserie et de refuge pour les poissons.

La réhabilitation des annexes fluviales du Rhône a privilégié d'une part la reconnexion de bras secondaires courants et d'autre part la reconnexion et le dragage d'annexes connectées par l'aval en dehors des épisodes de crue (lône de type « parapotamon » selon la terminologie établie par Amoros, Richardot-Coulet et Pautou (1982)).

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 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

Les échantillonnages sont réalisés annuellement (sauf pour les lônes du secteur de Péage-de-Roussillon où elles sont effectuées tous les 2 ans depuis 2018) par pêches électriques. En général, 25 échantillons ponctuels sont répartis dans chaque lône, effectués en bateau ou à pied selon les modalités d'accès. Pour les lônes de grandes dimensions, le nombre de points peut être porté à 50.

Depuis leur réhabilitation, quatorze lônes ont été échantillonnées dans les secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon. Suite à une première synthèse des résultats en 2014, le suivi des lônes Malourdie, Béard, Fournier, Chantemerle et Granges a été arrêté. L'eau de la lône de la Malourdie provient du contre-canal de rive gauche de l'aménagement de Chautagne, l'alimentation de la lône Béard est essentiellement d'origine souterraine, la lône des Luisettes et de la lône Fournier sont alimentées en amont par le sous-écoulement et se réchauffent ensuite dans leur section aval, la lône des Granges est également alimentée par le sous-écoulement. Cette forte composante souterraine de l'eau confère à ces lônes une faible capacité d'accueil pour les poissons en raison de la limpidité des eaux, de leur caractère oligotrophe et de leurs caractéristiques thermiques (température plus fraîche en été qui peut conférer à ces lônes un caractère de refuge thermique en été).

L'échantillonnage des deux lônes du secteur de Pierre-Bénite n'est plus réalisé depuis 2018. La lône de Jaricot est envahie par la jussie. En accord avec le SMILRIL, il a été décidé de ne plus intervenir afin de ne pas favoriser la propagation de cette plante invasive. L'évolution de la morphologie du chenal au droit de la lône de Ciselande par glissement vers l'aval d'un seuil naturel a entraîné une quasi-déconnexion de l'amont de la lône. Cette dernière est actuellement constituée d'une succession de petites zones en eau, d'accès difficile pour respecter une méthodologie d'échantillonnage standardisée. Des travaux de réhabilitation comprenant le démantèlement de

digues longitudinales Girardon et d'ouvrages transversaux (tenons), la restauration des lînes par terrassement et le traitement des foyers d'espèces exotiques envahissantes, sont prévus pour 2024. Les suivis reprendront une fois ces interventions terminées.

Dans le secteur de Donzère-Mondragon, cinq lînes ont été réhabilitées en 2018 : la lîne de la Grange écrasée, la lîne des Dames, la lîne du Banc rouge, la lîne Surelle-Malauvert et la lîne de Dion. Les opérations de restauration de Malauvert et de Dion ont consisté à démanteler les marges alluviales (casiers Girardon) aux abords de ces lînes, tandis que d'autres travaux ont permis d'augmenter les fréquences de connexion de la lîne de Malauvert avec le vieux-Rhône lors des épisodes de crues. Ces opérations n'ayant pas eu d'impact sur le fonctionnement de ces lînes, les suivis ont été arrêtés. La lîne de la Désirade, suivie depuis 2015, n'a pas encore été réhabilitée.

6.3.1 Lînes du Haut-Rhône

Afin de mieux caractériser la composition faunistique des différents types de lînes du Haut-Rhône, une analyse en composante principale a été réalisée sur les données d'abondance de poissons collectées depuis la réhabilitation de ces lînes. Cette analyse met en évidence des différences d'assemblages d'espèces en lien avec le gradient de connectivité de la lîne avec le chenal principal. Les lînes connectées à l'amont et à l'aval : Vachon, Cerisiers, Mattant et Anse de Yenne, présentent des structures d'assemblage de poissons similaires. De même, les lînes connectées uniquement par l'aval dites « parapotamons » : Brotalet, Molottes et Ponton, partagent des structures d'assemblages communes. En revanche, Moiroud, une lîne qui n'est pas directement connectée au Vieux Rhône, se distingue par une structure d'assemblage particulière.

De manière générale, les espèces les plus représentatives des bras secondaires sont plutôt rhéophiles tandis que celles des lînes de type « parapotamon » montrent une nette préférence pour les milieux plutôt stagnants (bouvière, tanche, rotengle, perche-soleil, goujon asiatique...) (**Figure 6.3-1**).

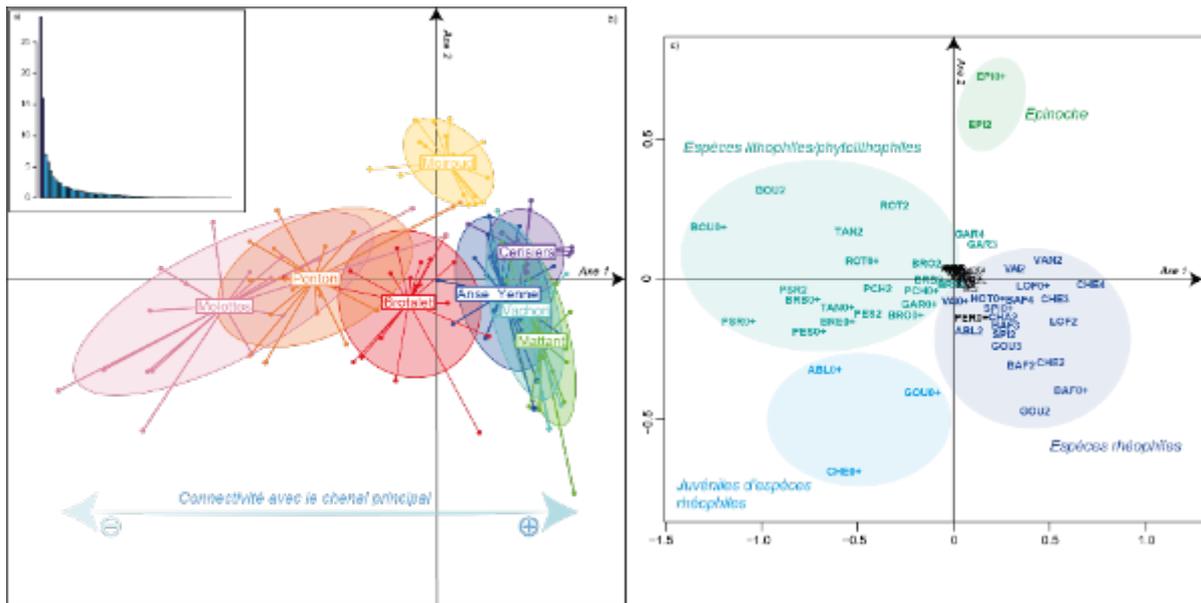


Figure 6.3-1 – Analyse de la structure spatio-temporelle des données collectées par pêches électriques, pour un même effort d'échantillonnage (25 E.P.A), dans les huit lômes du Haut-Rhône après leur réhabilitation : lôme du Brotalet (secteur de Chautagne) ; lôme Moiroud et Anse de Yenne (secteur de Belley) ; lômes Vachon, Cerisiers, Mattant, Molottes et Ponton (secteur de Brégnier-Cordon). Expression graphique des résultats d'une analyse en composantes principales inter-lômes (Dolédec et Chessel, 1987) réalisée sur les données d'abondance par espèce transformées (\log_{10} [effectifs +1]). Les effectifs représentent le nombre de poissons appartenant à une classe de taille donnée pour une espèce donnée, le découpage en classes de tailles conduit à conserver 2, 3 ou 4 classes en fonction de la taille des poissons adultes, la première classe regroupe les poissons nés dans l'année (0+), 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 12cm, la classe 3 représente, quand c'est la dernière classe pour une espèce donnée, les individus de tailles supérieures à 12cm, si elle est suivie d'une classe 4, elle prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 12 et 18cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 18cm. (a) Graphe des valeurs propres (29% de l'information du tableau est décrite par le premier axe et 16% par le deuxième) ; (b) projection des coordonnées factorielles des pêches, les données pour chaque lôme sont regroupées au sein d'ellipses qui englobent 95% des points ; (c) carte factorielle des taxons (groupes espèces-classes de tailles) dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse. La proportion de la variance expliquée par cette ACP est de 0,3834. Un test de Monte Carlo, basé sur 9999 répliqués, a été réalisé pour évaluer la significativité de cette statistique. La p-value simulée est de 0,0001 indiquant que la probabilité d'obtenir une statistique aussi élevée par hasard est très faible.

Afin de préciser l'évolution temporelle des assemblages de poissons dans les deux grands types de lômes réhabilités et suivies (i.e. les bras secondaires et les lômes lentiques), une analyse en composantes principales intra-lômes (Dolédec et Chessel, 1989) a été réalisée sur les données d'abondances par classes de tailles de espèces présentes. Elle permet de visualiser les trajectoires d'évolution temporelle des assemblages de poissons dans chacune des lômes suivies. La discrimination entre espèces rhéophiles et espèces limnophiles mise en évidence par l'analyse inter-lômes est retrouvée dans l'analyse intra-lômes (**Figure 6.3-2**).

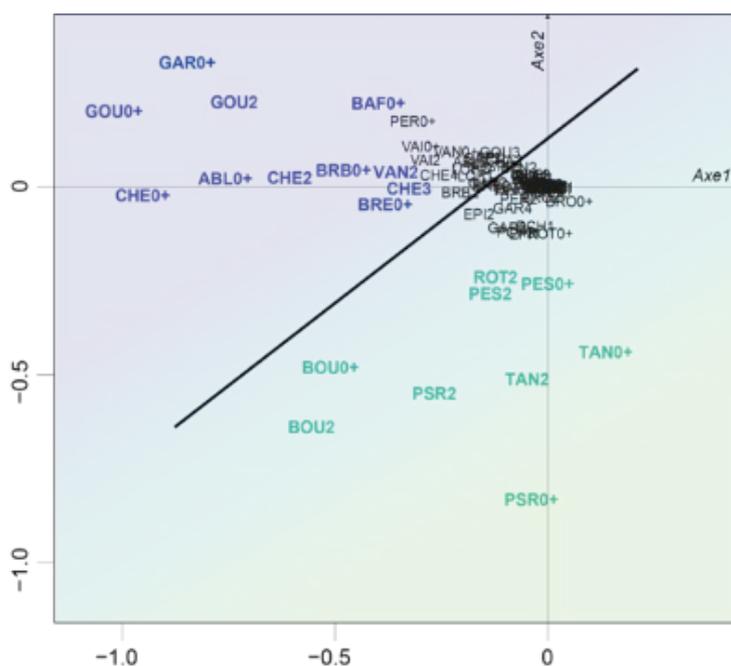


Figure 6.3-2 – Carte factorielle des taxons (groupes espèces-classes de tailles) dans le plan défini par les deux premiers axes d’une analyse en composantes principales intra-lônes (Dolédec & Chessel, 1989) réalisée sur les données d’abondance par espèce transformée ($\log_{10} [\text{effectifs} + 1]$), expliquant 60,55% de la variance totale des données. L’axe 1 (horizontal) porte 24,38% de l’information et l’axe 2 (vertical) porte 9,33% de l’information. Le trait oblique distingue deux groupes d’espèces, en bleu foncé les espèces rhéophiles et en vert les espèces limnophiles.

6.3.1.1 Assemblages dans les bras secondaires courants

D’une manière générale, les bras secondaires connectés aux deux extrémités : Vachon, Cerisiers, Mattant et Anse de Yenne se caractérisent par la prédominance d’espèces rhéophiles également présentes dans le Vieux Rhône telles que le chevaine, le goujon, la loche franche, le barbeau fluviatile, la vandoise, le vairon, l’ablette et le spirilin (**Figure 6.3-3**). Les effectifs échantillonnés dans ces bras ne sont pas très élevés, de l’ordre d’une centaine d’individus en moyenne par pêche. Les juvéniles de l’année (0⁺) représentent en moyenne seulement un tiers des effectifs annuels. Enfin, les espèces phytophiles et phyto-lithophiles (Balon, 1975) représentent seulement 10 à 15% des captures.

Le suivi long terme de la faune piscicole de ces annexes révèle des changements dans les assemblages d’espèces et les structures en classes de tailles au cours du temps, lesquels varient d’un bras à l’autre.

Les lônes Vachon et Mattant ne constituent pas particulièrement des habitats de croissance privilégiés pour les juvéniles de l’année (0⁺). Toutefois, les fonds graveleux et l’alternance de radiers et de mouilles de ces lônes devraient représenter des habitats favorables pour les classes de tailles intermédiaires des espèces du chenal principal telles que le hotu, le barbeau fluviatile et le

chevaine. Cependant, les données collectées depuis le début du suivi ne vérifient pas cette hypothèse. Par ailleurs, une chute drastique des effectifs échantillonnés dans la lône de Mattant est constatée depuis 2019 (**Figure 6.3-4**). Il est possible que cette situation découle de deux éléments distincts. Premièrement, un éventuel dysfonctionnement de l'hydrosystème local, incluant le vieux-Rhône de Brégnier-Cordon et le système des lônes interconnectées ; Gravier Grand Jean, Tonkin, et Molottes, pourrait jouer un rôle. Deuxièmement, l'effort d'échantillonnage, limité à une seule pêche annuelle en fin d'été, pourrait ne pas suffire pour détecter la présence de certaines classes de tailles.

La réhabilitation de l'Anse de Yenne en 2005 a recréé un bras courant abritant des espèces rhéophiles (dont la truite) (**Figure 6.3-3**), les apports réguliers 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 ont progressivement entraîné une diminution des vitesses d'écoulement et la disparition, depuis 2018, de la connexion amont en période de faible débit réservé ($60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ dans le Vieux Rhône de Belley, environ 6 mois/an), transformant ainsi ce bras en milieu lentique (**Figure 6.3-5**). La connexion aval étant très ténue, la végétation aquatique, notamment l'élodée de Nutall, a partiellement colonisé la lône. La réduction progressive de la connectivité de la lône avec le chenal principal limite l'accès aux espèces qui pourraient s'y reproduire, telles que l'ablette et la brème, ainsi qu'aux jeunes poissons d'espèces rhéophiles du chenal, comme le barbeau fluviatile, le chevaine, le hotu et la vandoise. La présence occasionnelle de quelques individus de ces espèces dans la partie amont, notamment les juvéniles, peut s'expliquer par leur piégeage au sein de la lône lors des variations hydrologiques. Il est probable que les habitats de cette lône soient très peu utilisés pour la reproduction des espèces phytophiles et phyto-lithophiles (**Figure 6.3-6**).

La lône des Cerisiers est un bras plus ou moins courant qui possède un fonctionnement atypique notamment du fait qu'elle reçoit la Bièvre et que l'intensité de son écoulement est très variable en fonction du débit réservé dans le Vieux Rhône. De manière générale, cette annexe fluviale abrite un assemblage d'espèces similaire à celui du Vieux Rhône de Brégnier-Cordon, avec notamment des espèces rhéophiles (chevaine, barbeau fluviatile, goujon, loche franche et vandoise) (**Figure 6.3-3**). Cependant, leurs effectifs diminuent progressivement depuis 2016 (**Figure 6.3-7**). La lône des Cerisiers présente une sensibilité marquée au comblement par les fines avec localement des dépôts importants. 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 (épinoche, goujon asiatique et tanche) (**Figure 6.3-8**).

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 en 2024. Les échantillonnages futurs (post-travaux) permettront d'estimer si cette annexe fluviale retrouve ses capacités d'accueil, notamment pour les espèces rhéophiles.

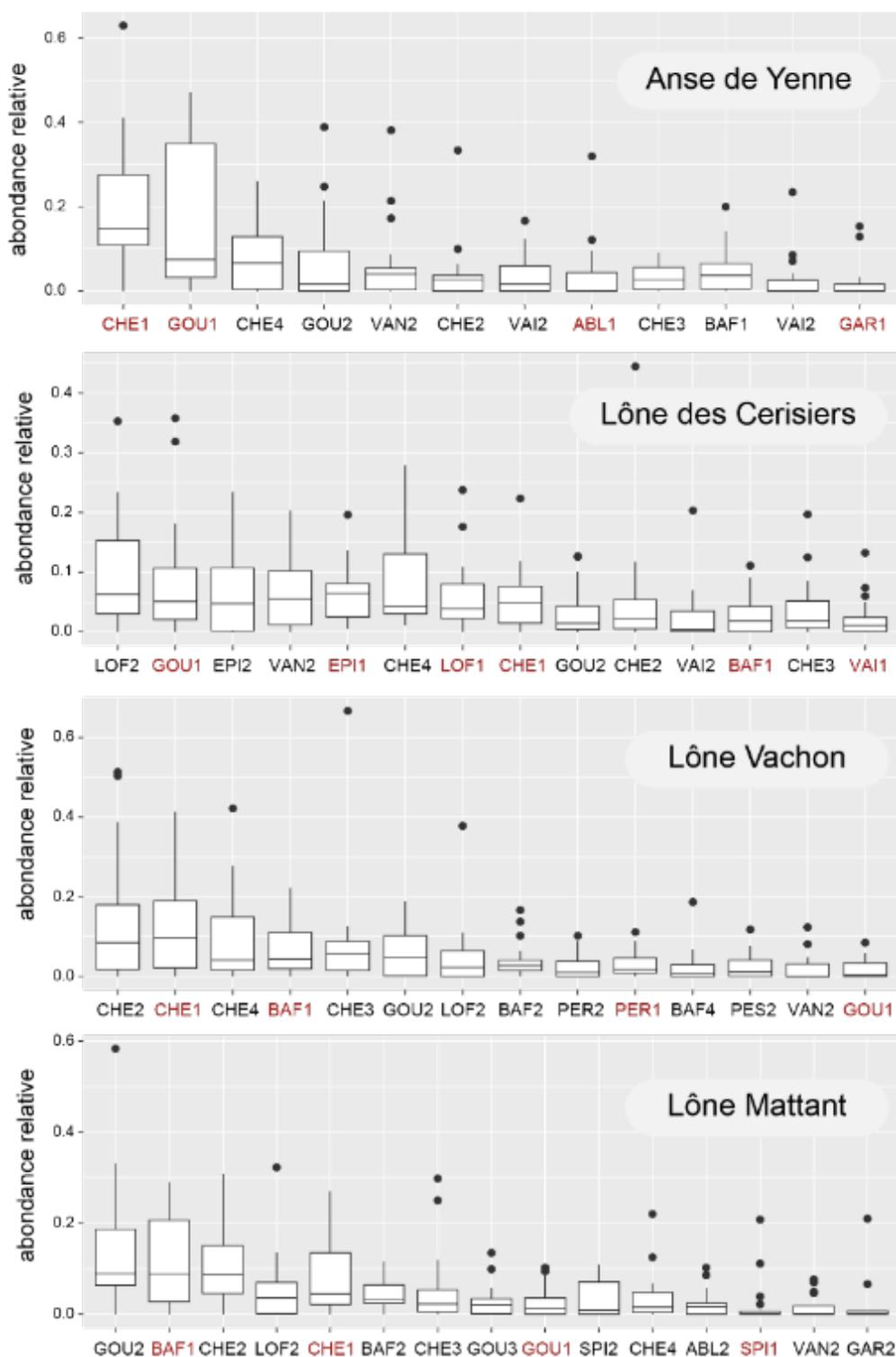


Figure 6.3-3 – Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces -classes de tailles » dont l’abondance relative moyenne sur la période post-restauration est supérieure à 2% pour les lônes du Haut-Rhône ouvertes à leurs 2 extrémités (amont et aval). Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 (en rouge) 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.

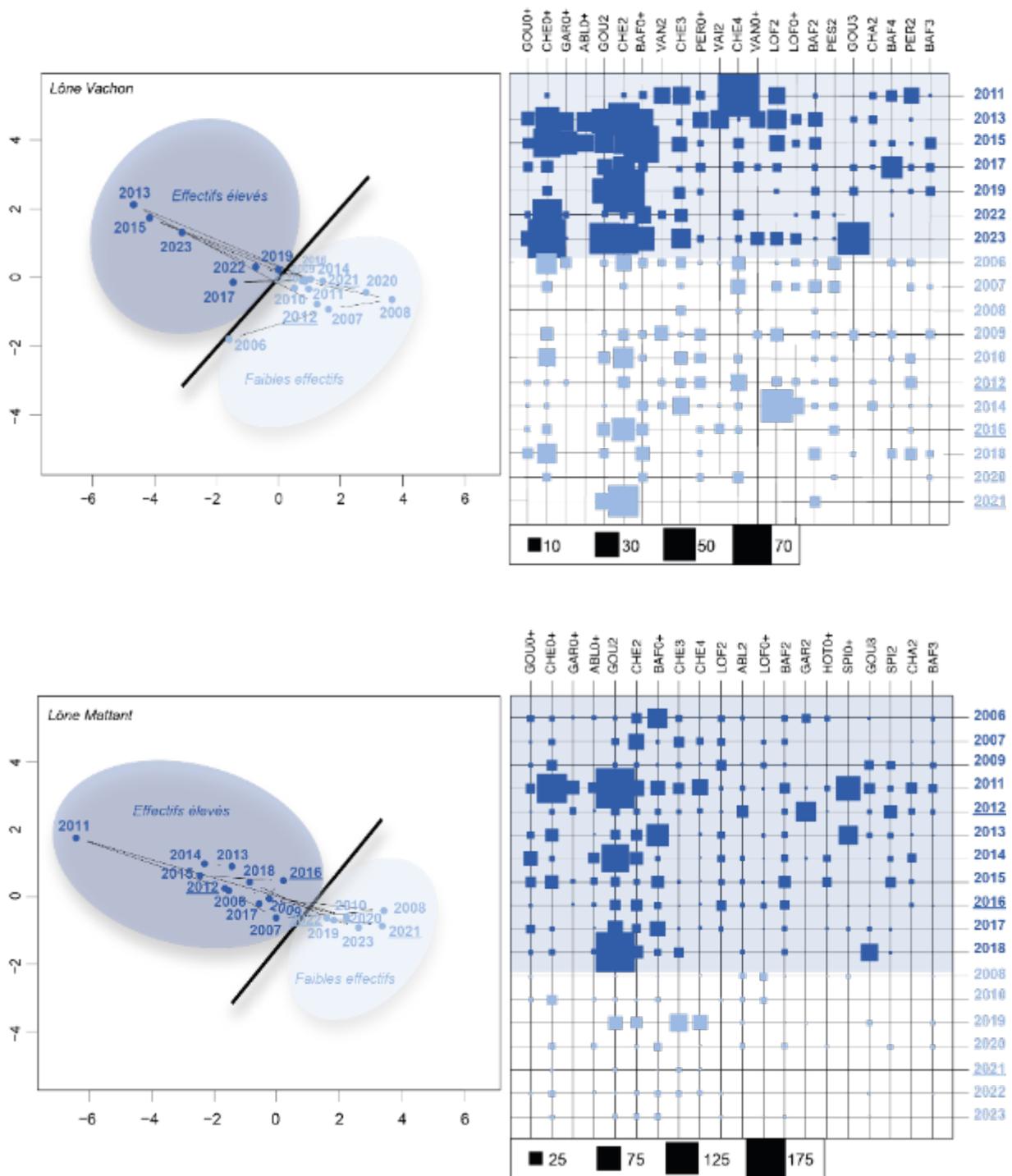


Figure 6.3-4 - (A gauche) Projection des pêches dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse intra-lônes, chaque point représente l'état de l'assemblage des poissons d'une année donnée, les traits fins représentent la trajectoire temporelle. Le trait oblique permet de distinguer deux groupes d'années : l'ellipse bleu foncé regroupe les années où les effectifs pêchés sont élevés tandis que l'ellipse bleu clair regroupe les années où les effectifs échantillonnés sont faibles. (A droite) Représentation graphique des effectifs par classes de tailles et par année dans les lônes de Vachon et Mattant depuis leur réhabilitation (période 2006-2023). La surface des rectangles est proportionnelle à la taille des effectifs échantillonnés. L'ordination des « espèces-classes de tailles » dans le tableau correspond à celle de l'axe 1 de l'ACP. Les années soulignées à droite de la grille (2012, 2016 et 2021) correspondent aux évènements d'abaissement partiel de la retenue de Verbois (APAVÉR).



Figure 6.3-5 - Ensemble de photographies de l'Anse de Yenne, prises juste après sa réhabilitation (en haut) et récemment (en bas), montrant les dépôts de sédiments grossiers à l'amont et l'évolution en bras lentique.

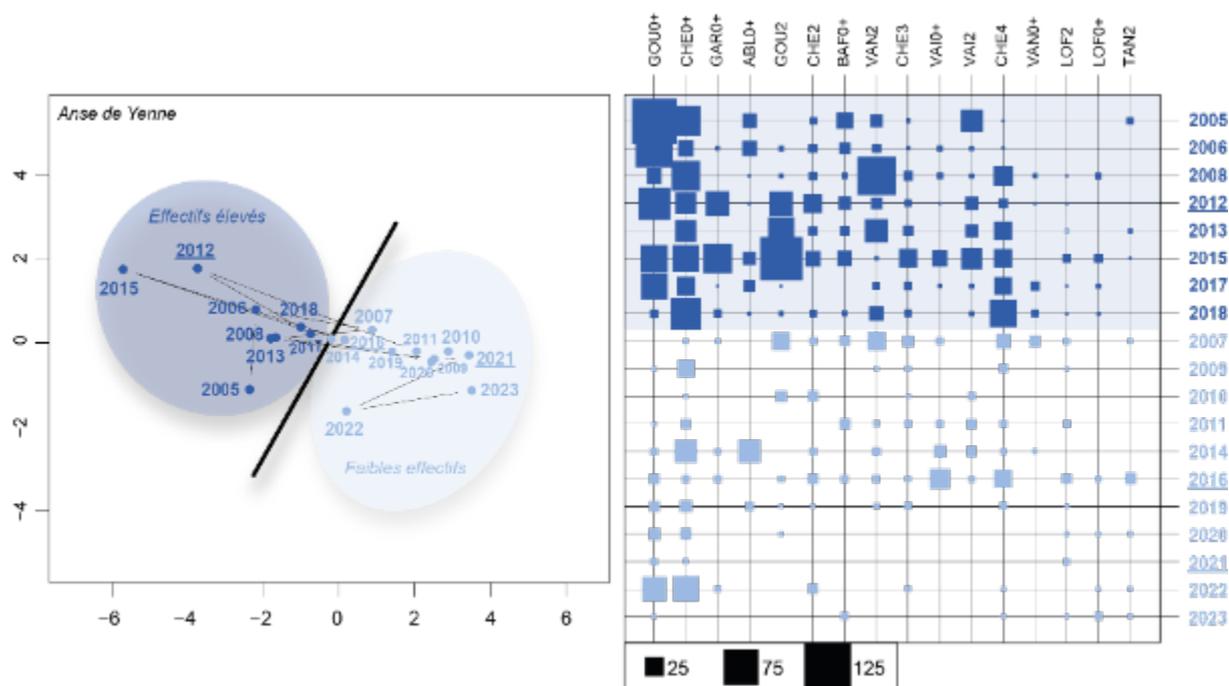


Figure 6.3-6 - (A gauche) Projection des pêches dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse intra-lônes, chaque point représente l'état de l'assemblage des poissons à une année donnée, les traits fins représentent la trajectoire temporelle. Le trait oblique permet de distinguer deux groupes d'années : l'ellipse bleu foncé regroupe les années où les effectifs pêchés sont élevés tandis que l'ellipse bleu clair regroupe les années où les effectifs échantillonnés sont faibles. (A droite) Représentation graphique des effectifs échantillonnés par classes de tailles et par année dans l'Anse de Yenne depuis sa réhabilitation (période 2005-2023). La surface des rectangles est proportionnelle à la taille des effectifs échantillonnés. L'ordination des « espèces-classes de tailles » dans le tableau correspond à celle de l'axe 1 de l'ACP. Les années soulignées à droite de la grille (2012, 2016 et 2021) correspondent aux événements d'abaissement partiel de la retenue de Verbois (APAVÉR).

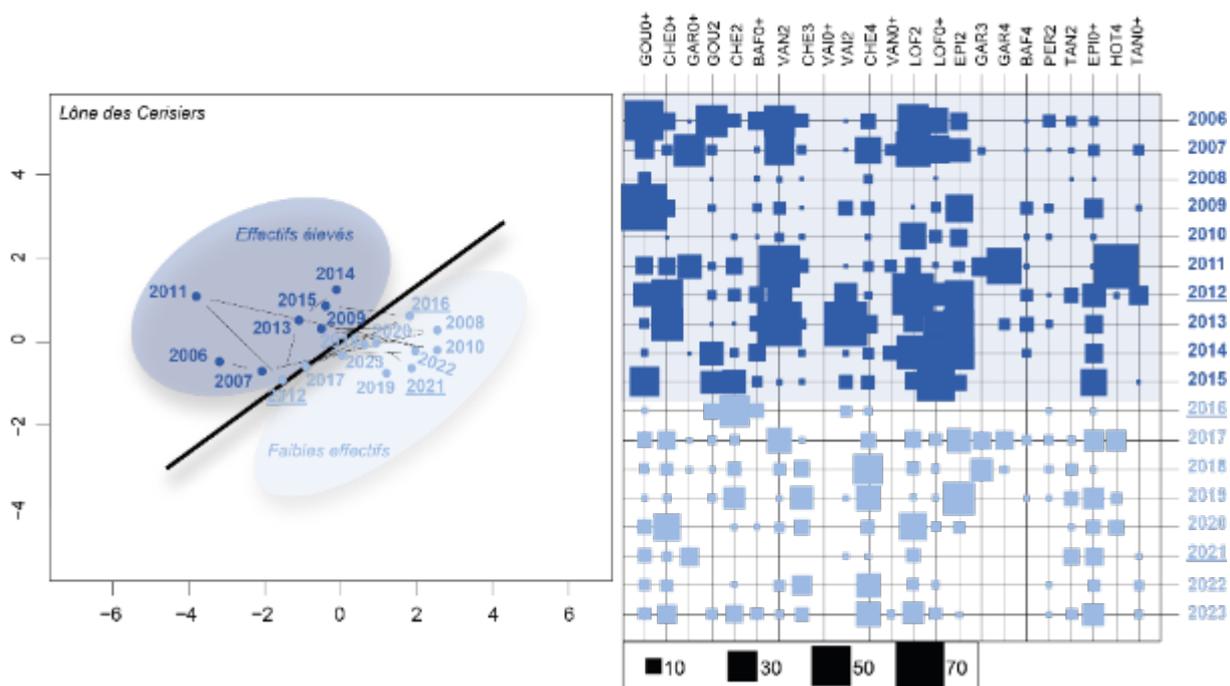


Figure 6.3-7 - (A gauche) Projection des pêches dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse intra-lônes, chaque point représente l'état de l'assemblage des poissons à une année donnée, les traits fins représentent la trajectoire temporelle. Le trait oblique permet de distinguer deux groupes d'années : l'ellipse bleu foncé regroupe les années où les effectifs pêchés sont élevés tandis que l'ellipse bleu clair regroupe les années où les effectifs échantillonnés sont faibles. (A droite) Représentation graphique des effectifs échantillonnés par classes de tailles et par année dans la lône des Cerisiers depuis sa réhabilitation (période 2006-2023). La surface des rectangles est proportionnelle à la taille des effectifs échantillonnés. L'ordination des « espèces-classes de tailles » dans le tableau correspond à celle de l'axe 1 de l'ACP. Les années soulignées à droite de la grille (2012, 2016 et 2021) correspondent aux évènements d'abaissement partiel de la retenue de Verbois (APAVER).



Figure 6.3-8 - Ensemble de photographies de la lône des Cerisiers réalisées en septembre 2020, mettant en évidence les dépôts de sédiments fins et le développement de macrophytes. (a) Partie aval de la lône. (b et c) Partie médiane de la lône. (d) Vue rapprochée des dépôts de limons.

6.3.1.2 Assemblages dans les lônes de type « parapotamon »

Les lônes connectées uniquement par l'aval hors période de crue (parapotamons), telles que Molottes, Ponton et Brotalet, se distinguent par des effectifs pêchés et des richesses spécifiques élevés. Les échantillons comprennent aussi bien des juvéniles de l'année (0⁺) d'espèces rhéophiles du chenal (chevaine et vairon) que des espèces susceptibles de se reproduire dans ces milieux stagnants (espèces lithophiles et lithophytophiles telles que l'ablette, le gardon, le goujon, la brème bordelière et la brème commune, la perche commune) ou d'y réaliser l'ensemble de leur cycle de vie (bouvière, perche soleil, poisson-chat, goujon asiatique, rotengle et tanche) (**Figure 6.3-9 et Figure 6.3-10**). La forte proportion de juvéniles de l'année, représentant près de 80% en moyenne des effectifs totaux pêchés (**Annexe 6.3-1**), souligne l'importance de ces annexes fluviales comme lieux privilégiés pour le développement des jeunes poissons. Ces lônes présentent des caractéristiques hydro-morphologiques compatibles avec les exigences de ces jeunes stades de vie. Les contraintes hydrauliques y sont généralement plus faibles, et les sources trophiques primaires (phytoplancton) et secondaires (méiofaune, zooplancton et autres niveaux trophiques) y sont abondantes (Marle *et al.*, 2023). Les fonds sablo-limoneux sont densément colonisés par des espèces végétales aquatiques, fournissant des abris contre les prédateurs et des substrats de frai aux espèces phytophiles et phyto-lithophiles.

Le rôle de nurserie de ces milieux pour les jeunes poissons a été mis en évidence dès le début du suivi post-restauration, en particulier pour les lônes de Molottes et Ponton dont les configurations sont très similaires (connexion aval directe avec le chenal principal). Néanmoins, un bouchon aval s'est progressivement créé par décantation et accumulation de limons, limitant considérablement la capacité de colonisation de ces milieux par les géniteurs et/ou par les juvéniles d'espèces utilisant de manière temporaire ces annexes (**Figure 6.3-11**). En conséquence, les assemblages sont de plus en plus dominés, par des espèces dont la reproduction se déroule très probablement dans ces lônes (espèces en vert sur la **Figure 6.3-12**).

La lône du Brotalet, bras initialement relativement profond et riche en végétation aquatique, offre une diversité d'habitats susceptible de répondre aux exigences variées des espèces fréquentant ce type de milieu. Cependant, les effectifs capturés depuis sa réhabilitation n'atteignent pas ceux observés pour les lônes de Molottes et Ponton suggérant une capacité d'accueil plus limitée en raison de processus de dépôts de sédiments fins et d'eutrophisation, notamment au cours des dernières années en raison de la hausse estivale marquée de la température de l'eau. Ce phénomène a pu entraîner des déficits en oxygène dissous dans l'eau, notamment en fin de nuit.

Dans la lône Moiroud, le nombre d'individus échantillonnés annuellement demeure relativement modeste, avec une moyenne de 78 individus, et présente une forte hétérogénéité interannuelle (valeurs oscillant de 10 à près de 400 individus). Les effectifs observés sont considérablement

réduits par rapport à ceux des autres parapotamons. Les espèces principalement recensées sont la bouvière, l'épinoche, le chevaine, deux espèces phyto-lithophiles le gardon et le goujon asiatique, ainsi que deux espèces phytophiles, à savoir la tanche et le rotengle (**Figure 6.3-10**). Par ailleurs, la proportion de juvéniles de l'année (0⁺) est peu élevée, se situant en moyenne à 44,7% (**Figure 6.3-11**).

Le fonctionnement hydrodynamique de la lône Moiroud est très particulier. La connexion aval avec la lône des Luisettes, sans connexion directe au chenal principal, est assurée par des buses qui limitent probablement l'accès de la lône aux géniteurs et *in fine* la présence et l'abondance des juvéniles de l'année. En conséquence, cette lône 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. Une couche limono-sableuse importante colmate tout le linéaire ; les lentilles d'eau s'y développent de manière importante. La lône est le siège de processus intenses de décomposition anaérobie des matières végétales, comme en témoigne la très faible concentration en oxygène dissous enregistrée le 4 septembre 2023 (0,56 mg.L⁻¹). Ces caractéristiques réduisent l'accessibilité et la capacité d'accueil pour certaines espèces de poissons.

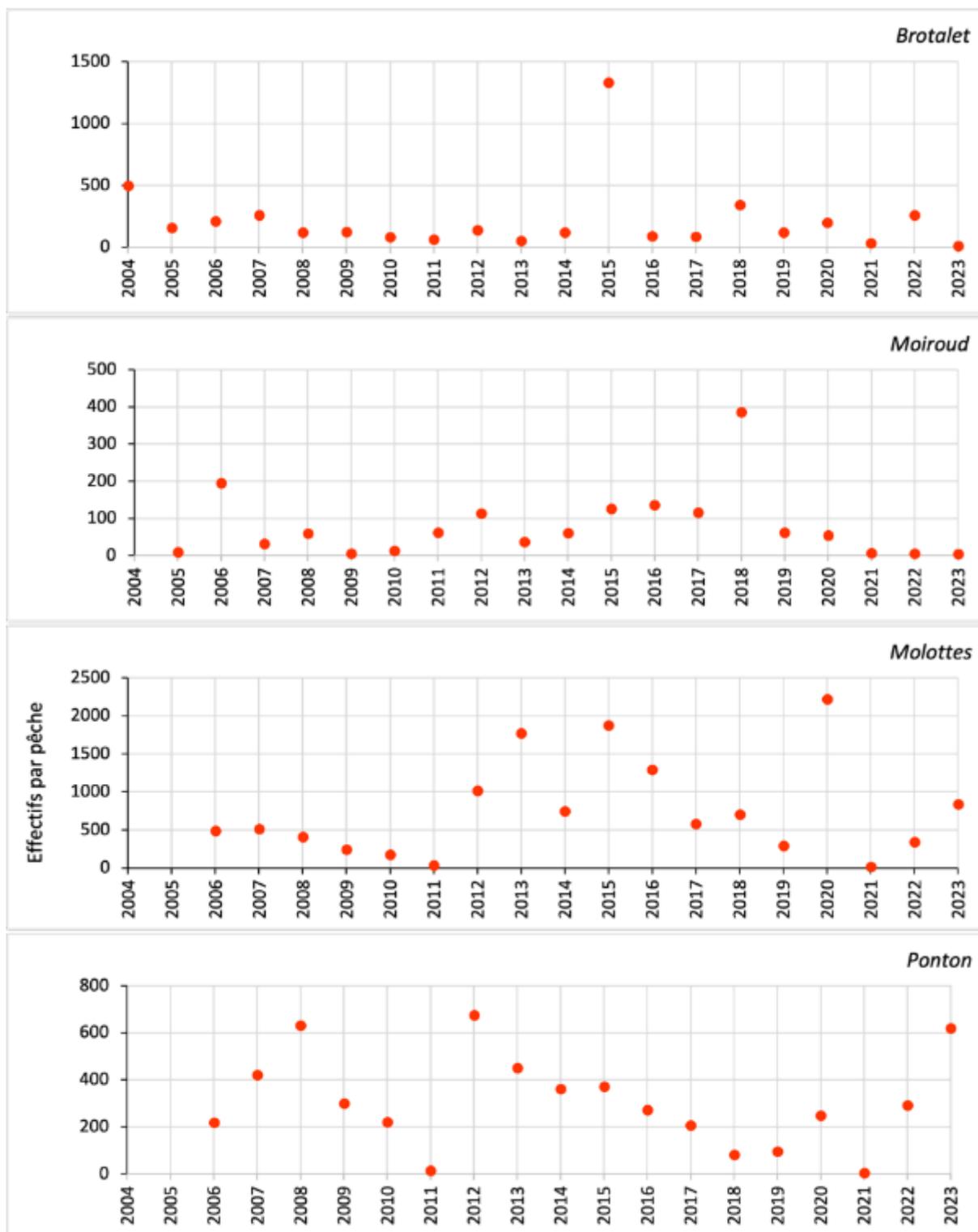


Figure 6.3-9 - Effectifs échantillonnés depuis la réhabilitation des lônes connectées à l’aval (parapotamons) : Brotalet (secteur de Chautagne, Moiroud (secteur de Belley), Molottes et Ponton (secteur de Brégnier-Cordon).

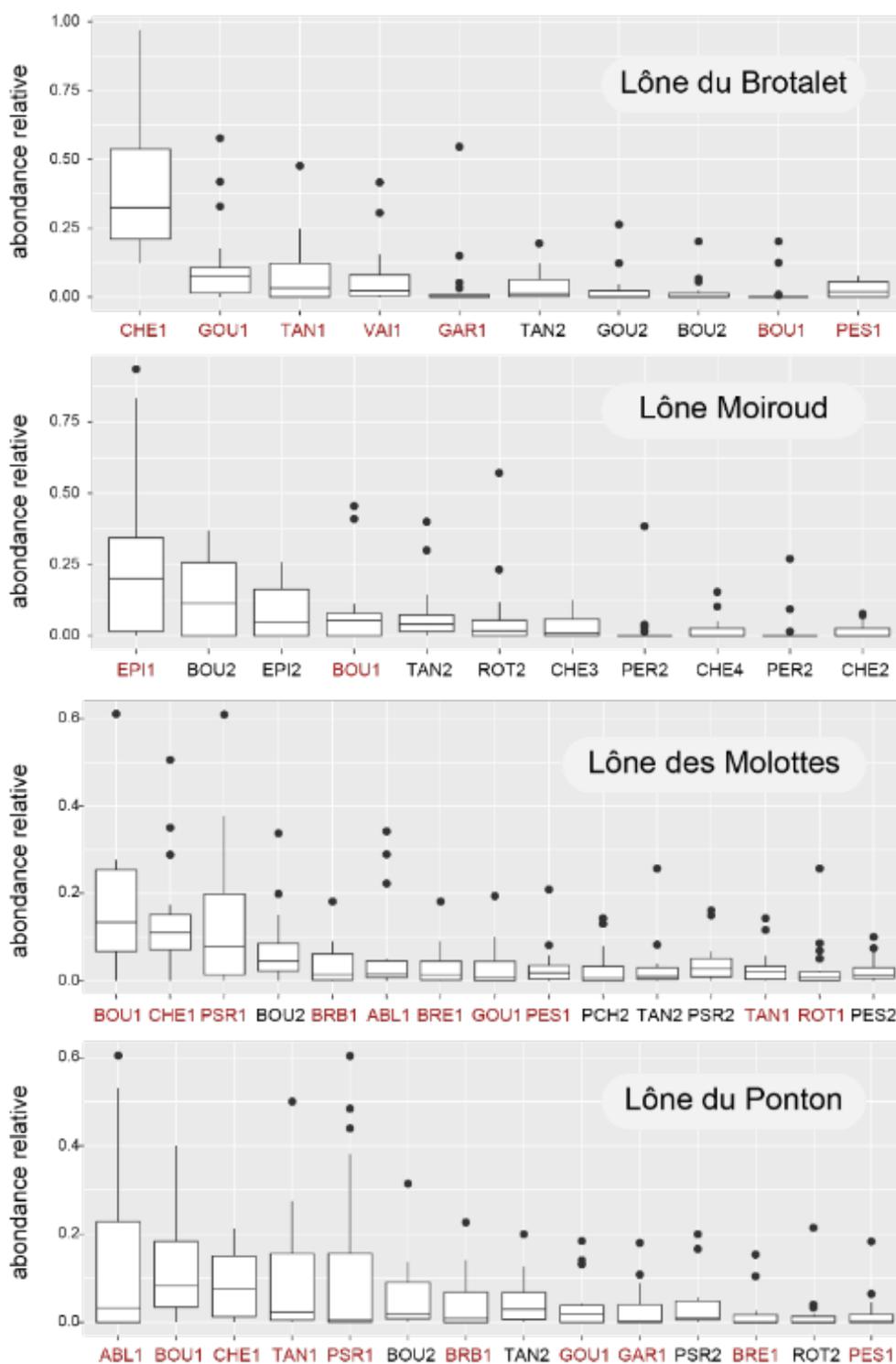


Figure 6.3-10 - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces -classes de tailles » dont l'abondance relative moyenne sur la période post-restauration est supérieure à 2% pour les lônes du Haut-Rhône ouvertes à leur extrémité aval. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 (couleur rouge) 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.

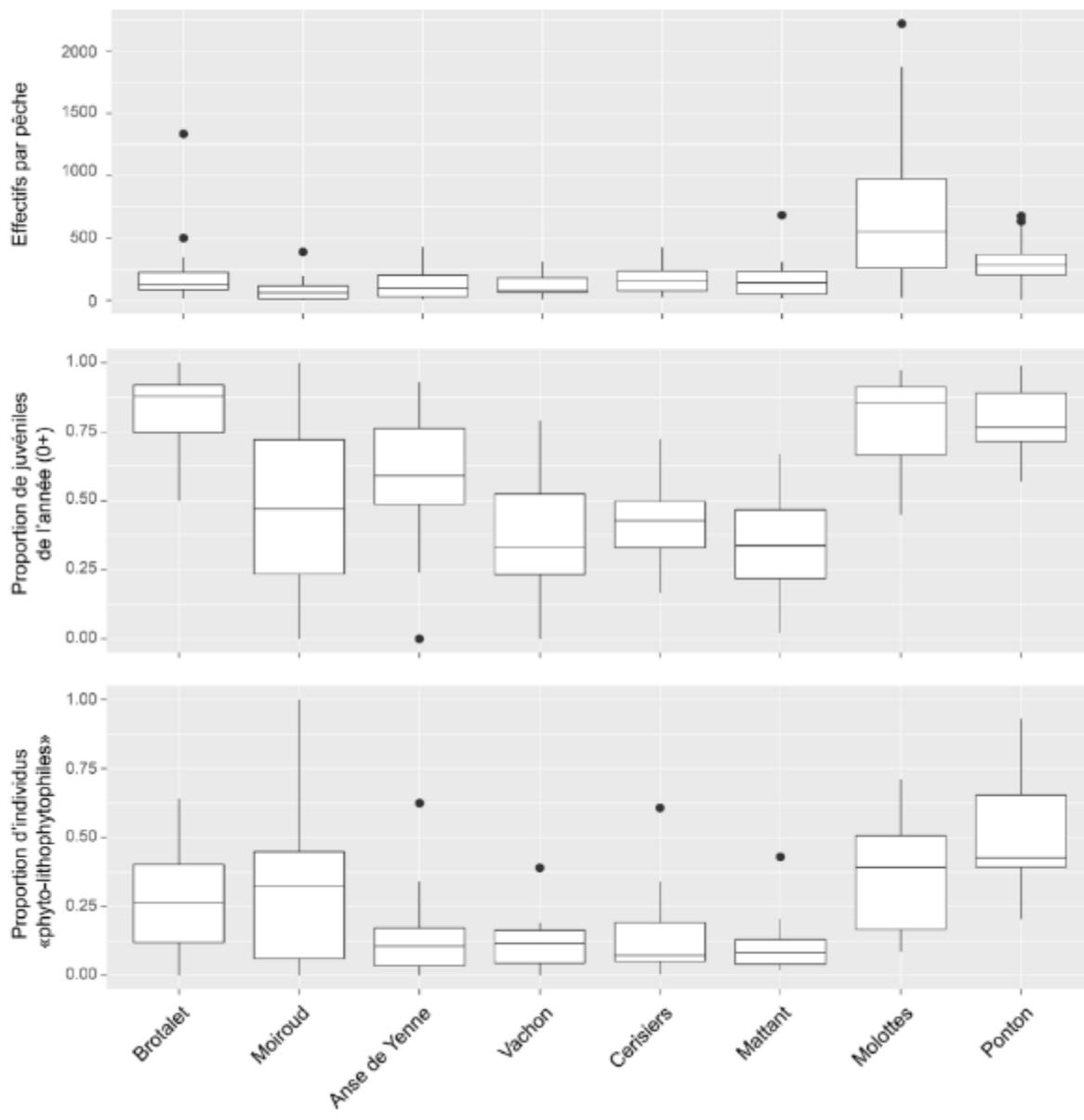


Figure 6.3-11 - Box-plots des abondances par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.), de la proportion de juvéniles de l'année (0+) pour chaque pêche et de la proportion d'individus appartenant à des espèces phytophiles et phyto-lithophiles pour 8 îlons suivies sur le Haut-Rhône (Brotalet 2004-2023, Moiroud et Anse de Yenne 2005-2023, Vachon, Cerisiers, Mattant, Molottes et Ponton 2006-2023).

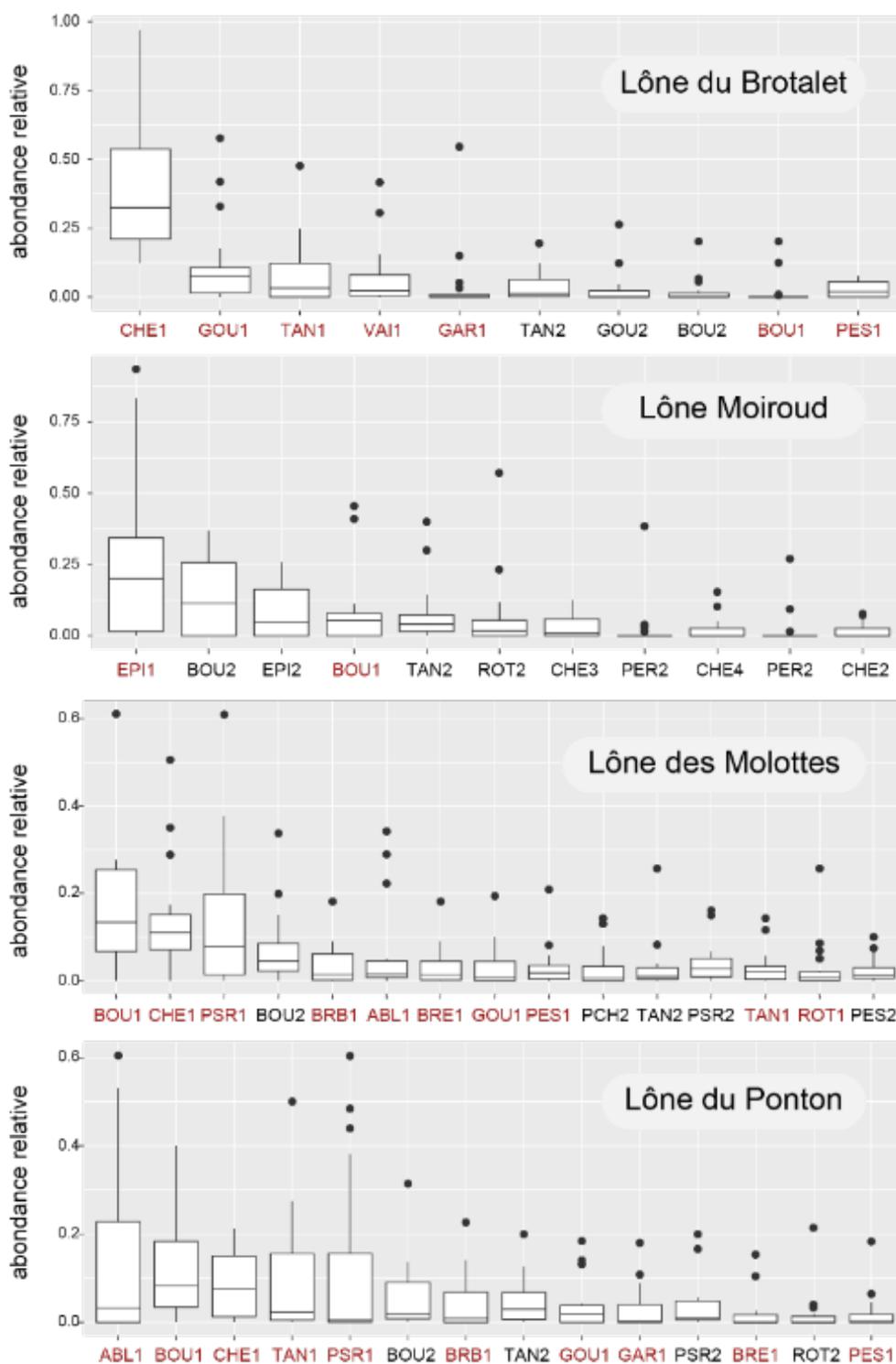


Figure 6.3-10 - Box-plots des abondances relatives par pêche (effort de pêche 25 E.P.A.) pour les entités « espèces -classes de tailles » dont l'abondance relative moyenne sur la période post-restauration est supérieure à 2% pour les lônes du Haut-Rhône ouvertes à leur extrémité aval. Les limites des classes de tailles pour les différentes espèces sont les suivantes : la classe 1 (couleur rouge) 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 6.3-11 - Ensemble de photographies de la lône des Molottes, prises quelques années après sa réhabilitation (09/2009) et plus récemment, illustrant l'accumulation de sédiments fins au niveau de la connexion aval.

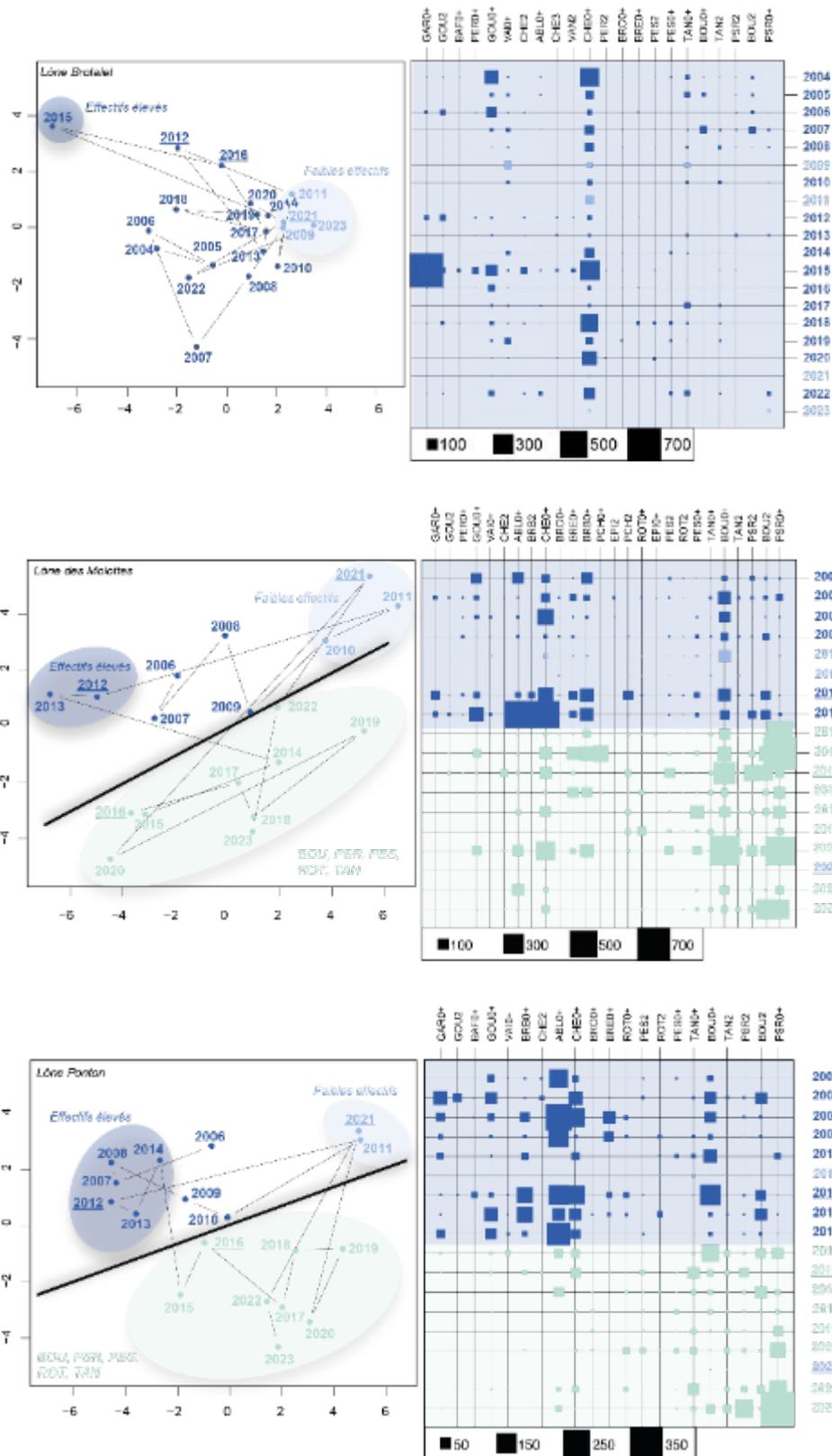


Figure 6.3-12 - (a) Projection des pêches dans le plan défini par les deux premiers axes de l'analyse intra-lônes, chaque point représente l'état de l'assemblage des poissons d'une année donnée, les traits fins représentent la trajectoire temporelle. Le trait oblique met en évidence une modification de la structure des assemblages piscicoles depuis 2014 pour la lône des Molottes et depuis 2017 pour la lône du Ponton. (b) Représentation graphique des effectifs échantillonnés par classes de tailles et par année dans ces trois mêmes lônes depuis leur réhabilitation (2004 pour Brolalet, 2006 pour Molottes et Ponton). La surface des rectangles est proportionnelle à la taille des effectifs échantillonnés. L'ordination des espèces classes de tailles dans le tableau correspond à celle de l'axe 2 de l'ACP.

6.3.2 Secteur de Péage de Roussillon

Les lômes étudiées sont essentiellement celles localisées dans l'Île de la Platière, et la Lôme de la Boussarde.

Avant réhabilitation, la lôme de la boussarde était essentiellement constituée par une suite de casiers Girardon situés dans le remous du seuil de Peyraud. Ce milieu lentique abritait essentiellement des bouvières et des goujons asiatiques. Après démantèlement des casiers, les habitats de ce bras réouvert sont similaires à ceux du Vieux Rhône. Les espèces et leurs abondances relatives sont alors très similaires à celles capturées dans le Vieux Rhône (**Figure 6.3-13 et Figure 6.3-14**).

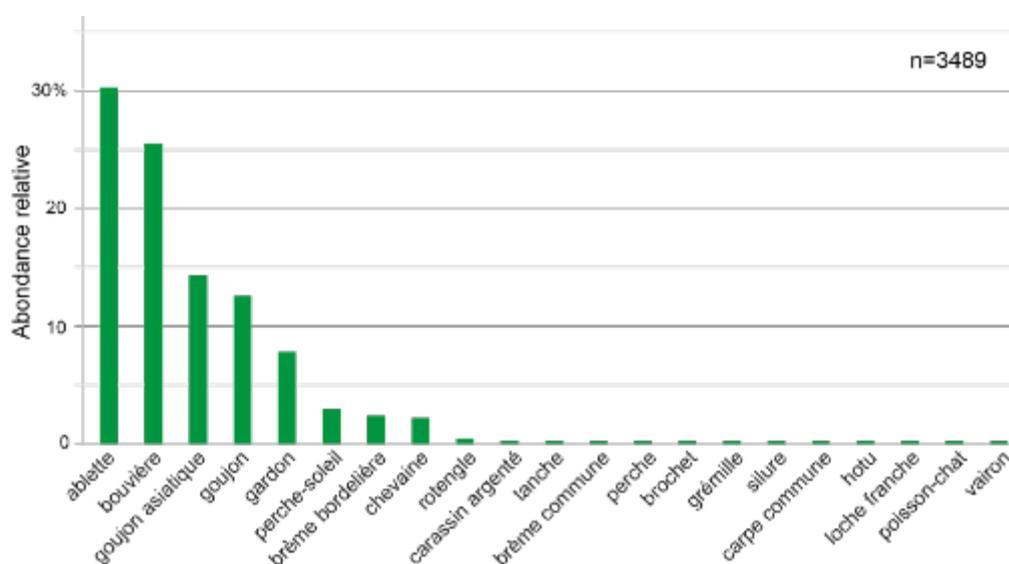


Figure 6.3-13 - Abondances relatives des 21 espèces pêchées dans la lôme de la Boussarde après réhabilitation (2015 - 2022).

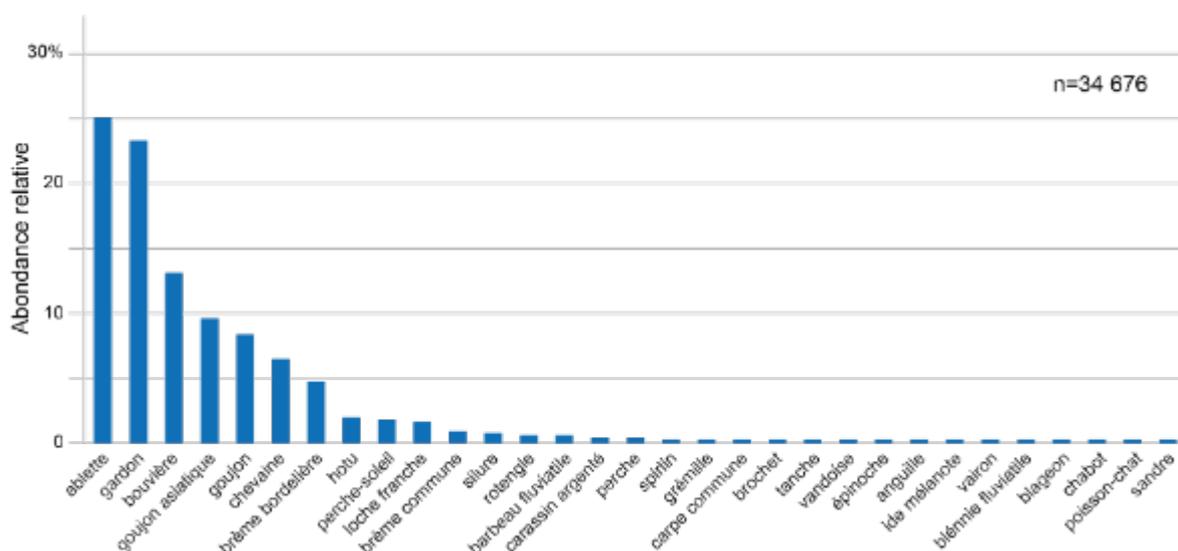


Figure 6.3-14 - Abondances relatives des 31 espèces pêchées dans le Vieux Rhône de Péage-de-Roussillon après augmentation du débit réservé (2014 - 2023).

Le « système Platière » est composé de la lône de la Platière, de la lône du Noyer Nord, de la lône du Noyer Sud et de la lône de l'Ilon (**Figure 6.3-15**). L'effort d'échantillonnage global par campagne de pêche est de 65 E.P.A. Trente espèces ont été échantillonnées entre 2007 et 2022 (**Figure 6.3-16**). Le nombre d'espèces échantillonnées par campagne a varié entre 15 et 22.

Les espèces les plus abondantes sont l'ablette, le gardon, le goujon, la bouvière et le chevaine (**Figure 6.3-17**). D'autres espèces comme le hotu, le barbeau fluviatile, l'anguille et le brochet sont régulièrement capturées. La diversité des habitats est très importante dans ce système de bras, en conséquence des espèces appartenant aux différentes guildes habituellement présentes dans le Rhône sont régulièrement trouvées dans cette lône (**Figure 6.3-17**).

Le nombre moyen d'individus échantillonnés par campagne de pêche est de 882 (n compris entre 247 et 1782), ce qui est relativement élevé.

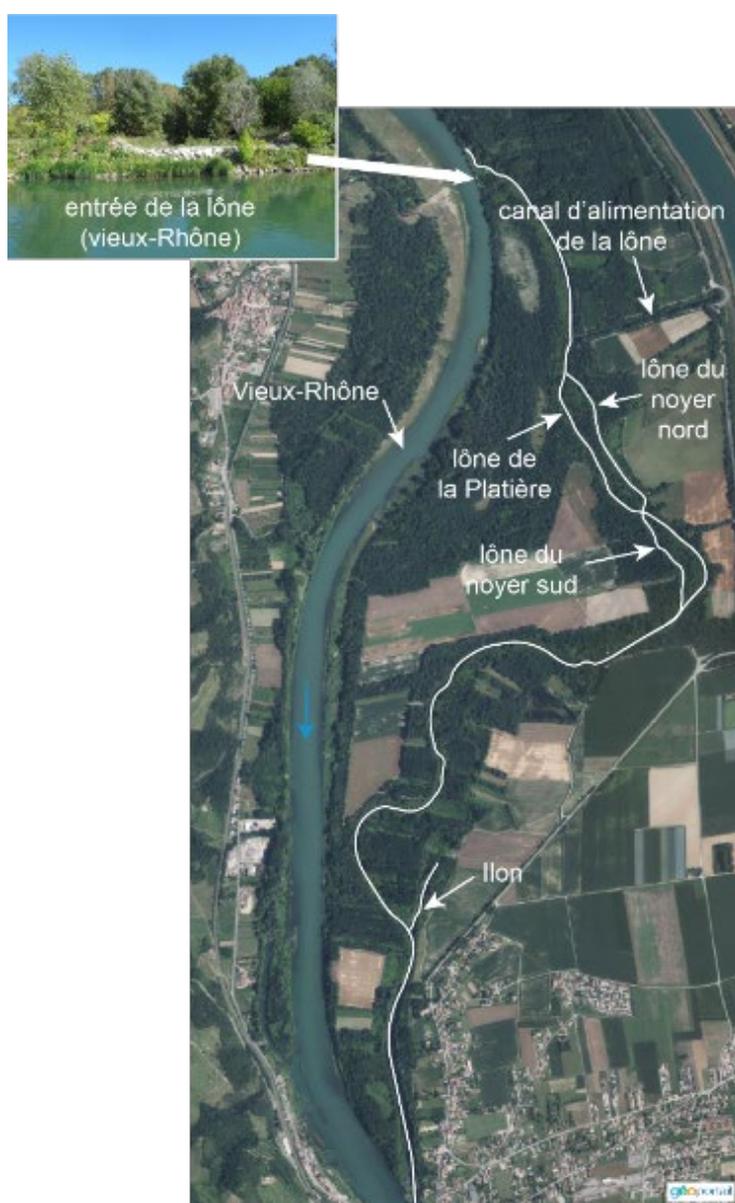


Figure 6.3-15 – Vue aérienne du secteur de l'île de la Platière et tracés des lônes du secteur. La digue longitudinale en rive gauche du Vieux Rhône a été abaissée afin de permettre une alimentation de la lône lorsque le débit dans le Vieux Rhône atteint $600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

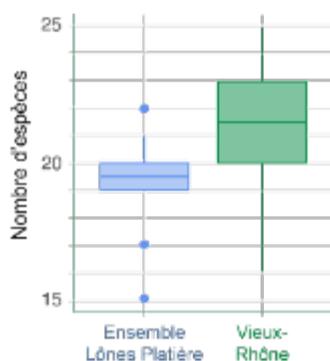


Figure 6.3-16 - Nombre d'espèces échantillonnées dans le réseau de lônes de l'Île de la Platière (Platière, Lône du Noyer Nord, Lône du Noyer Sud, Ilon)

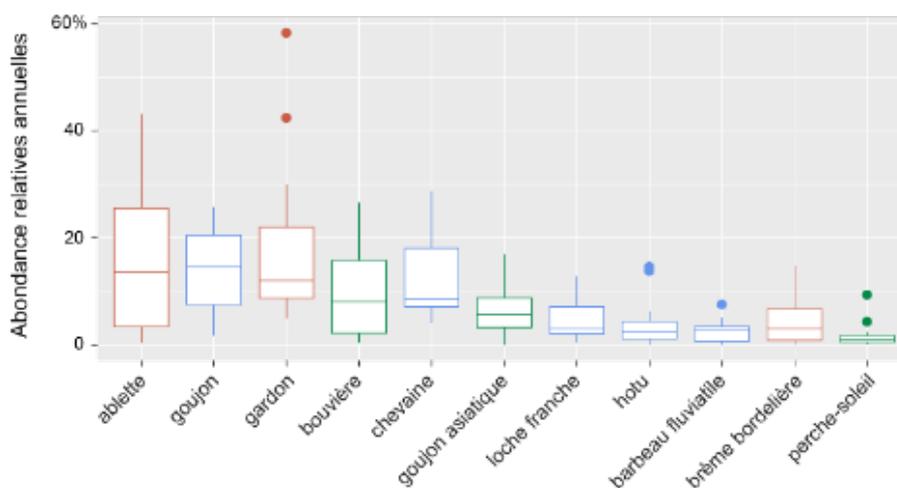


Figure 6.3-17 – Box-plots des abondances relatives annuelles de 11 espèces échantillonnées dans le réseau de lônes de l'Île de la Platière (Platière, Lône du Noyer Nord, Lône du Noyer Sud, Ilon) et dont l'abondance relative est supérieure à 1% (moyenne sur la période 2007-2022). Les différentes couleurs matérialisent l'appartenance de l'espèce à chacun des trois groupes écologiques définis par Schiemer & Spindler (1989) : bleu : espèces rhéophiles, rouge : espèces eurytopes, vert : espèces limnophiles.

Au-delà de la diversité spécifique élevée dans la lône de la Platière, la présence de bras secondaires courants (lône de la Platière, lône du Noyer Nord et lône du Noyer Sud) avec des vitesses d'écoulement et des profondeurs modérées offre des conditions d'habitats recherchées par plusieurs espèces de tailles « moyennes » de, y compris des espèces très rhéophiles comme le barbeau fluviatile et le hotu (**Figure 6.3-18**). Ces bras peuvent donc être considérés comme des habitats fonctionnels pour la croissance des poissons juvéniles dont les tailles sont intermédiaires entre celles des juvéniles de l'année et des adultes. Cette répartition spatiale différenciée des poissons en fonction de leur taille et probablement de leur maturité illustre la complémentarité des différents types d'habitats présents dans la plaine alluviale et probablement leur efficacité pour le bon déroulement du cycle de vie des poissons.

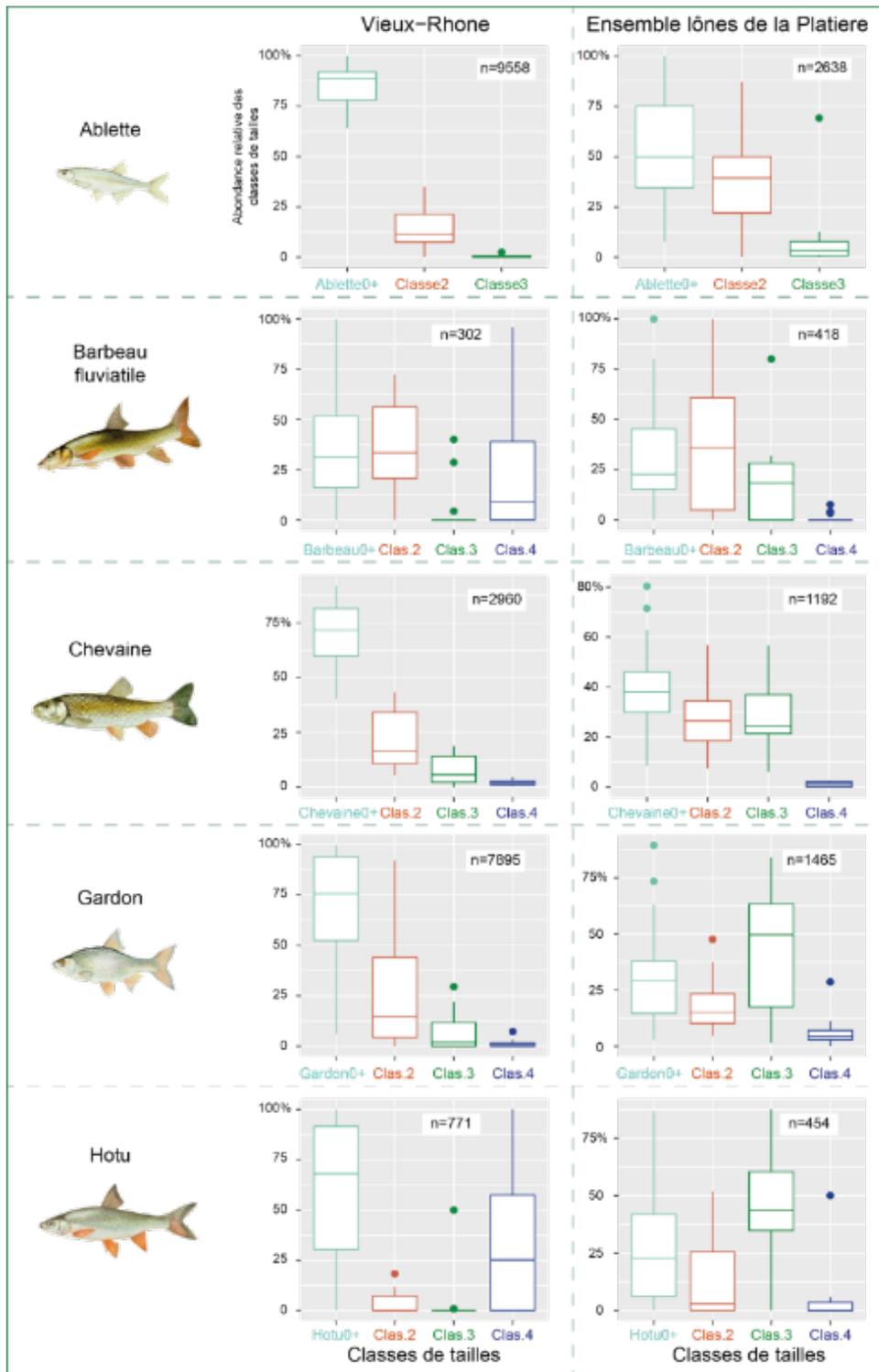


Figure 3.6-18 – Box-plots des abondances relatives annuelles des classes de tailles des ablettes, des barbeaux fluviatiles, des chevaines, des gardons et des hotus dans le Vieux Rhône de Péage-de Roussillon et dans les îlons de l’île de la Platière entre 2007 et 2022. Pour les 5 espèces, la première classe de tailles correspond aux juvéniles de l’année. Pour l’ablette, la classe 2 regroupe 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 les individus de taille supérieure à 12 cm. Pour le gardon, le découpage en classes de tailles est similaire à celui de l’ablette, la classe 3 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. Pour le barbeau, le chevaine et le hotu, 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 15 cm, la classe 3 prend en compte les individus dont la taille est comprise entre 15 et 35 cm, la classe 4 regroupe les individus de tailles supérieures à 35 cm.

6.3.3 Secteur de Donzère-Mondragon

Les aménagements de la fin du 19^{ème} et du début du 20^{ème} siècles (endiguements Girardon) et la mise en débit réservé lors de la construction de l'ouvrage hydroélectrique ont considérablement réduit la diversité des chenaux et des écoulements dans la plaine alluviale (Dépret *et al.*, 2017, Parrot, 2015). L'objectif principal de la réhabilitation des annexes fluviales dans ce secteur était donc de réhabiliter des bras secondaires courants en démantelant les endiguements Girardon.

Les échantillonnages piscicoles concernent essentiellement la lône de la Grange écrasée, la lône des Dames, la lône du Banc Rouge et la Lône (casiers) de la Désirade.

6.3.3.1 Lônes de la Grange écrasée et lône des Dames

Les travaux de reconnexion des deux lônes situées en rive droite du vieux-Rhône (Grange écrasée - 2,6 km - et Dames - 1,3 km) ont permis de créer deux bras courants, et de rétablir la jonction aval de la lône des Dames avec la lône de la Grange écrasée (**Figure 6.3-19**). Avant sa réhabilitation, la lône de la Grange écrasée était déconnectée à l'amont en période de débit réservé, stagnante et entrecoupée de tenons Girardon. Les espèces échantillonnées dans ce bras étaient essentiellement des espèces de milieux lenticules ou très tolérantes : gardon, perche-soleil, rotengle, bouvière, goujon asiatique, brème commune et brème bordelière, brochet, black-bass, tanche et carassin argenté (**Figure 6.3-20**). En raison de son degré d'atterrissement avant sa réhabilitation, la lône des Dames n'a pas pu être échantillonnée. Après réouverture de ces deux bras et démantèlement des tenons sur le linéaire des lônes, ces deux bras secondaires présentent désormais des linéaires importants avec les vitesses de courants modérées, des profondeurs moyennes (entre 0,2 et 0,6 m) et des fonds constitués de graviers et de galets (Figure D1). Ces modifications radicales des types d'habitats se sont accompagnées de changements importants au sein des assemblages avec un retour des espèces rhéophiles : loche franche, vairon, goujon, barbeau fluviatile, spirilin, ablette, chevaine et hotu. Le gardon déjà présent avant la réhabilitation est également resté très abondant après réouverture des bras (**Figure 6.3-20**).

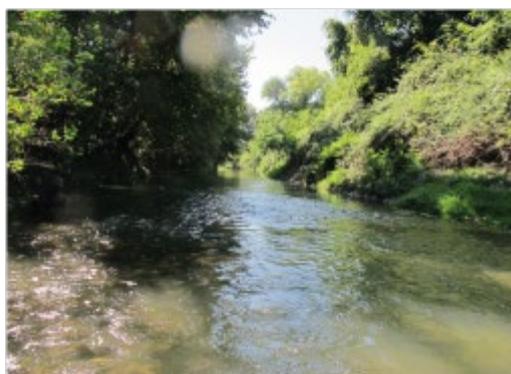


Figure 6.3-19 – Vue aérienne (Géoportail) de la lône de la Grange écrasée et de la lône des Dames. (Haut) Photo de la lône des Dames en 2021. (Bas) Photo de la lône de la Grange écrasée en 2021.

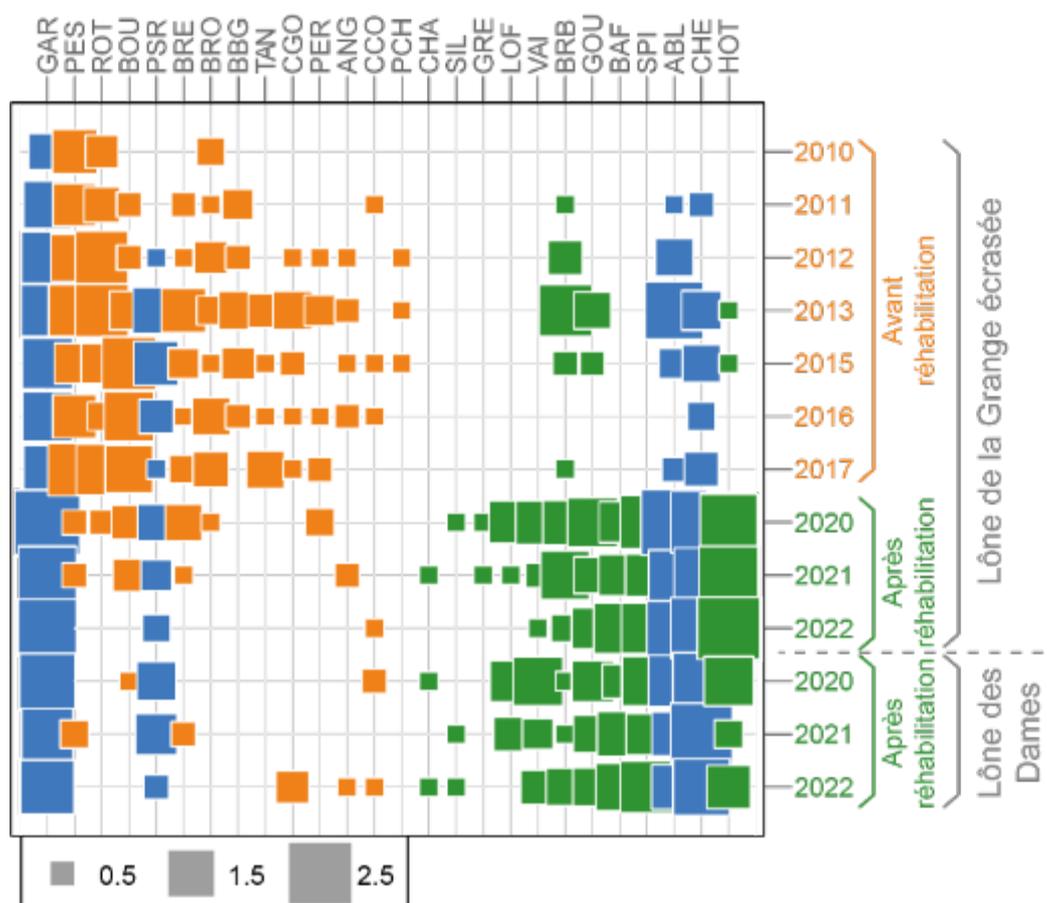


Figure 6.3-20 – Représentation graphique de l'évolution temporelle des abondances (exprimées en $\text{Log}_{10}(\text{abondance} + 1)$) des 26 espèces échantillonnées dans la lône de la Grange écrasée et dans la lône des Dames entre 2010 et 2022. Les valeurs en bleu correspondent aux espèces présentes avant et après réhabilitation de la lône de la Grange écrasée, les valeurs en orange correspondent aux espèces majoritairement présentes avant réhabilitation et les valeurs en vert aux espèces majoritairement présentes après réhabilitation.

Une des caractéristiques majeures des assemblages piscicoles après réhabilitation est le fait que pour les six espèces les plus abondantes dans ces deux lônes : chevaine (25%), gardon (22%), ablette (17%), hotu (15%), spirin (7%) et barbeau fluviatile (4%), plusieurs classes de tailles aient été régulièrement échantillonnées entre 2020 et 2022 (**Figure 6.3-21** et **Figure 6.3-22**). Pour les espèces de grandes tailles (chevaine barbeau et hotu), ce sont essentiellement les classes de tailles intermédiaires (longueur totale inférieure à 30 cm) qui sont échantillonnées. Comme dans les lônes de l'île de la Platière à Péage-de-Roussillon, les conditions d'habitats (profondeur, granulométrie et vitesses d'écoulement) de ces bras secondaires courants correspondent aux exigences écologiques de ces classes d'âges.

Ces bras secondaires réhabilités reconstituent des habitats originaux de la plaine alluviale de Donzère, certainement très nombreux avant la construction des endiguements Girardon. Une attention particulière devra être portée au maintien de leurs fonctionnalités au cours des années à venir, et notamment aux processus de dépôt de sédiments à l'entrée de ces deux lônes.

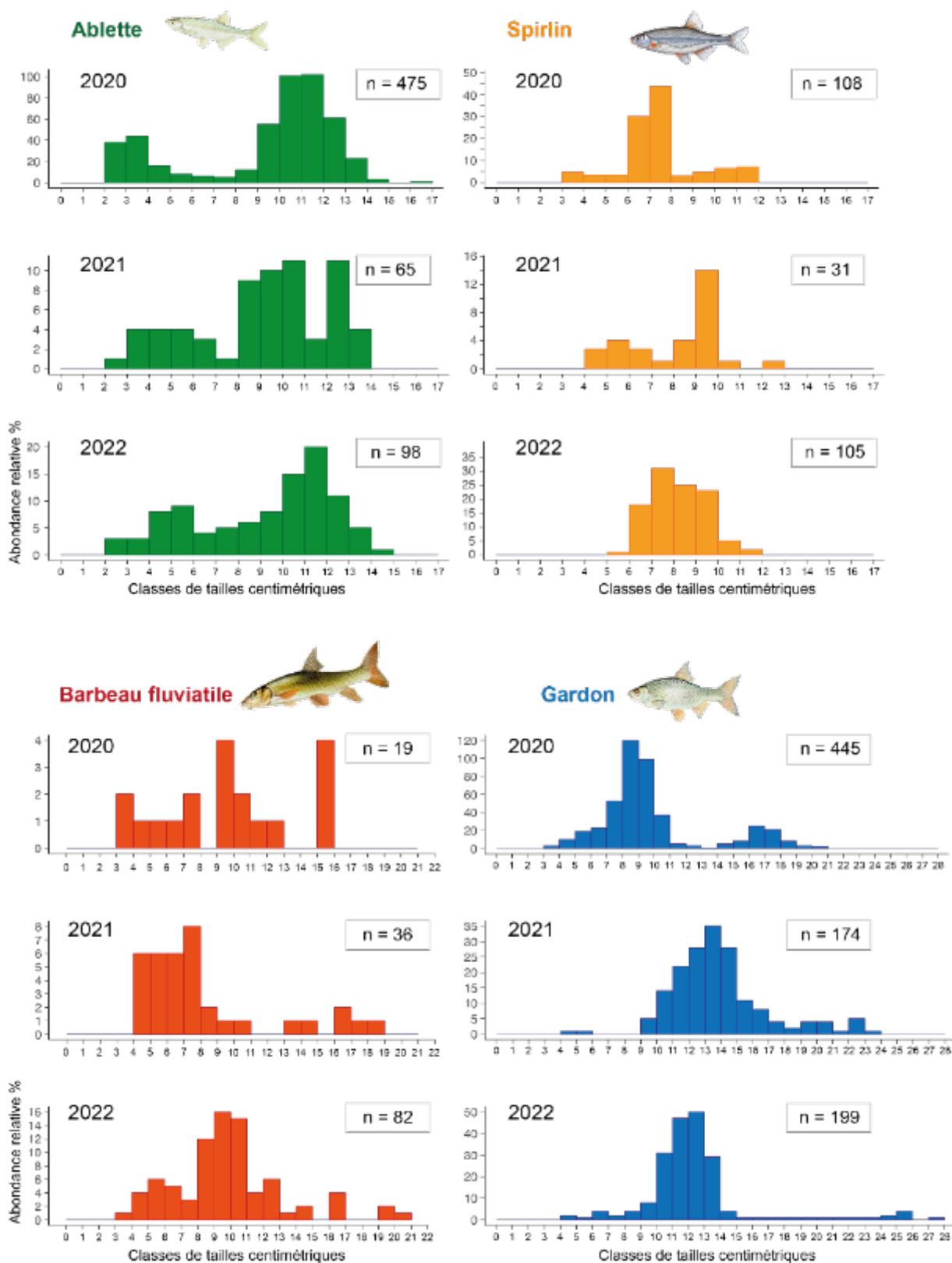


Figure 6.3-21 – Distribution en classes de tailles centimétriques des ablettes, spirilins, barbeaux fluviatiles et des gardons dans la lône de la Grange écrasée et la lône des Dames de 2020 à 2022.

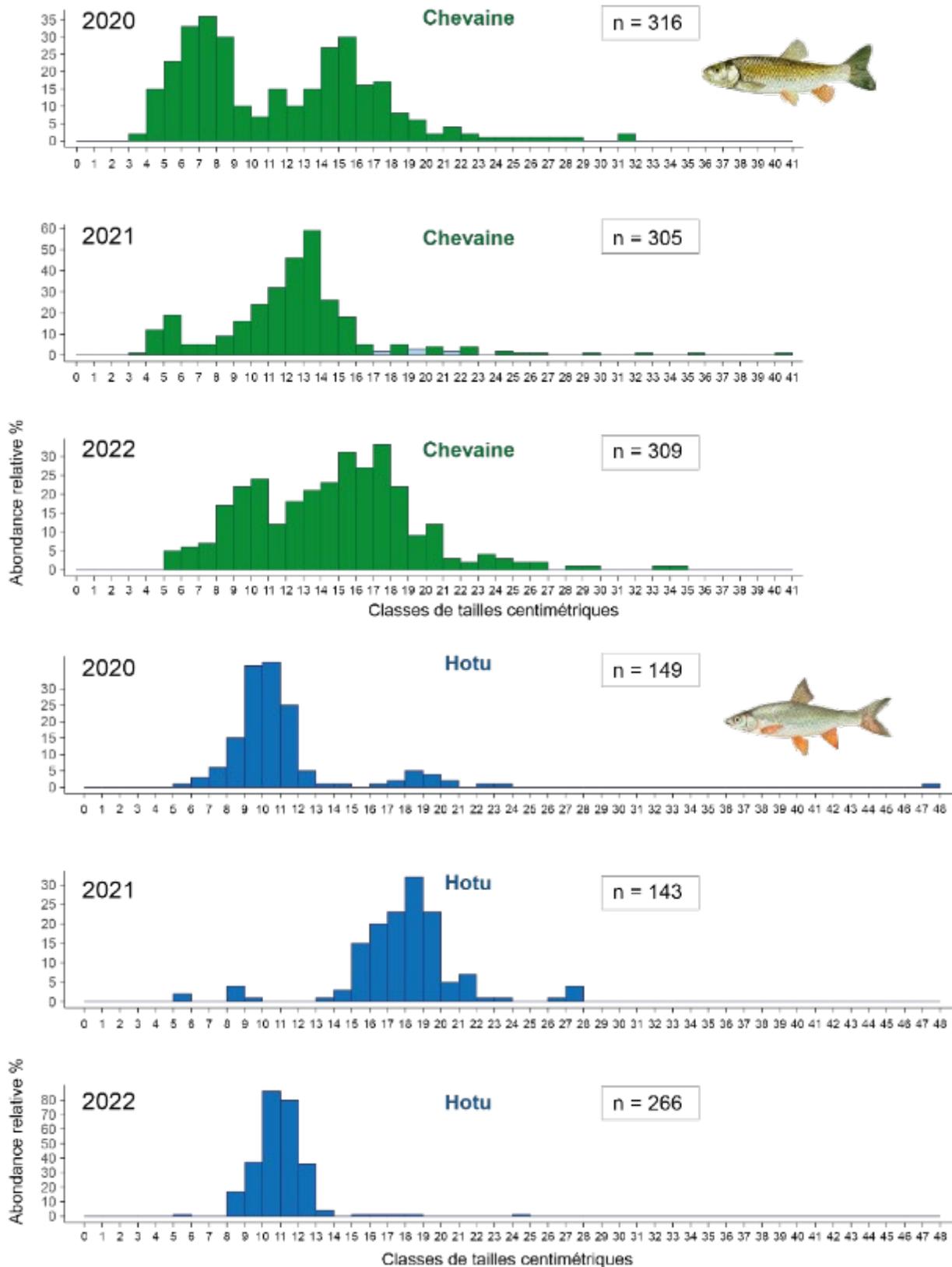


Figure 6.3-22 – Distribution en classes de tailles centimétriques des chevaines et des hotus dans la lône de la Grange écrasée et la lône des Dames de 2020 à 2022.

6.3.3.2 La lône du Banc Rouge

Avant restauration et en période de débit réservé, l'échantillonnage (2015-2016) était réalisé dans un plan d'eau fermé situé dans la partie aval du Banc. L'assemblage d'espèces, dont 65% de juvéniles de l'année, était constitué d'espèces généralement capturées dans le Vieux Rhône, qui avaient probablement été piégées lors d'un épisode de décrue (ablette, chevaine, goujon, hotu, silure), et d'espèces lénitophiles (goujon asiatique, bouvière, perche-soleil, poisson-chat, brochet, carpe, carassin argenté, rotengle, tanche et les deux espèces de brèmes) (Figure 6.3-23a).

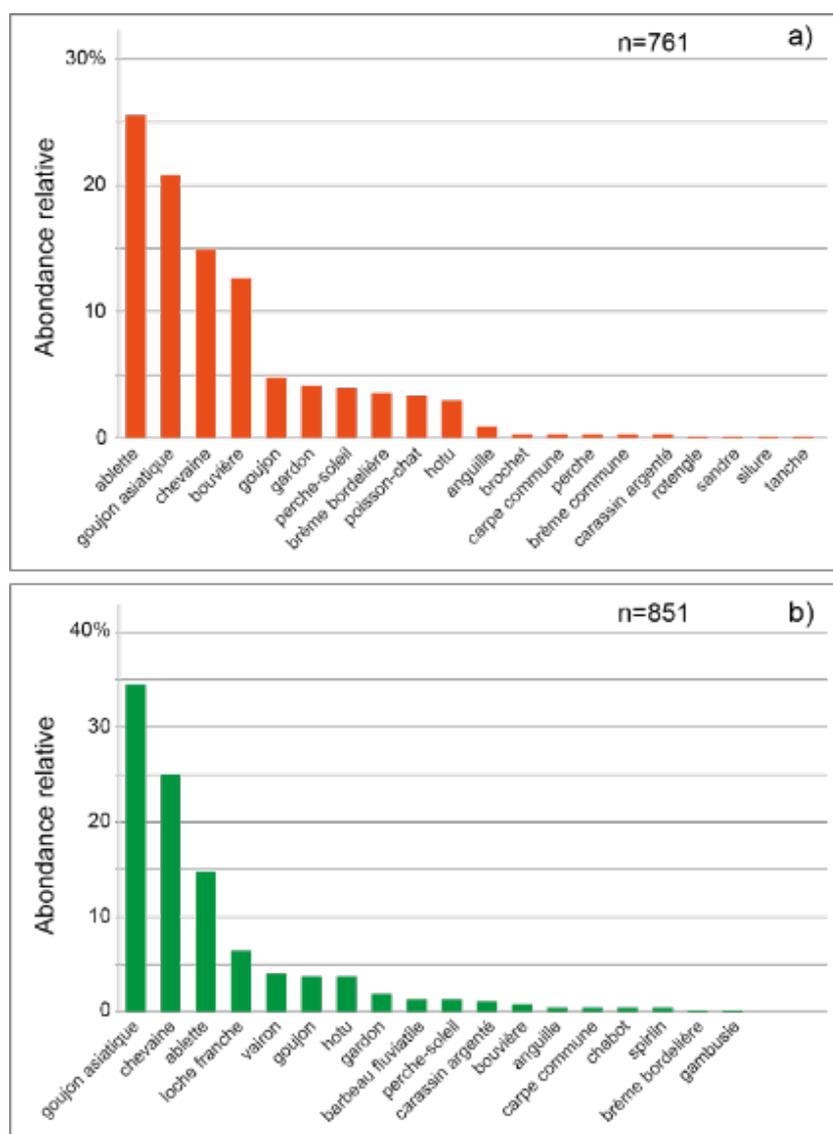


Figure 6.3-23 - Abondances relatives des espèces dans la lône du Banc Rouge lors des pêches effectuées avant réhabilitation (a) (2015-2016, 21 espèces) et après réouverture du bras (b) (2020-2021-2022, 18 espèces).

Les travaux de réouverture du bras en 2017-2018 avaient créé un chenal courant. Mais la première crue après la réouverture a eu des conséquences importantes en termes d'érosion et de dépôt de sédiments à l'origine d'une réduction importante des connexions amont et aval. De plus, lors des crues successives, l'érosion latérale a fortement remanié les sédiments des berges. Des dépôts dans le chenal ont fortement réduit la profondeur sur la majeure partie du linéaire. Cependant, les échantillonnages post-réhabilitation mettent en évidence une recolonisation, néanmoins limitée, par des espèces rhéophiles comme le chevaine, la loche franche, le vairon, le goujon, le hotu, le barbeau fluviatile, le chabot et le spirilin. Les effectifs de ces espèces sont généralement faibles et pour l'essentiel, des juvéniles de l'année (**Figure 6.3-23b**).

6.3.3.3 *Lône de la Désirade*

Le chenal du banc de la Désirade (~3 km de long), situé en rive gauche juste en amont de la confluence avec l'Ardèche, est actuellement une succession d'une douzaine de plans d'eau correspondant à des casiers Girardon. Depuis 2015, l'échantillonnage est réalisé dans les deux plans d'eau situés de part et d'autre du passage à gué (**Figure 6.3-24**). Lors des six campagnes d'échantillonnage réalisées entre 2015 et 2022, vingt-deux espèces ont été inventoriées, essentiellement des espèces lénitophiles comme dans le plan d'eau du Banc Rouge avant réhabilitation, avec notamment des gros individus (carpe, silure). Quelques individus appartenant à des espèces habituellement trouvées dans le Vieux Rhône (hotu, chevaine) ont été régulièrement échantillonnés (**Figure 6.3-25**). Sur la période d'observation, les juvéniles de l'année (toutes espèces confondues) représentent 30% des poissons capturés.



Figure 6.3-24 – Vue aérienne du banc de la Désirade et localisation des sites pêchés. Photos du casier amont (en haut) et du casier aval (en bas) de la station de pêche (juin 2015).

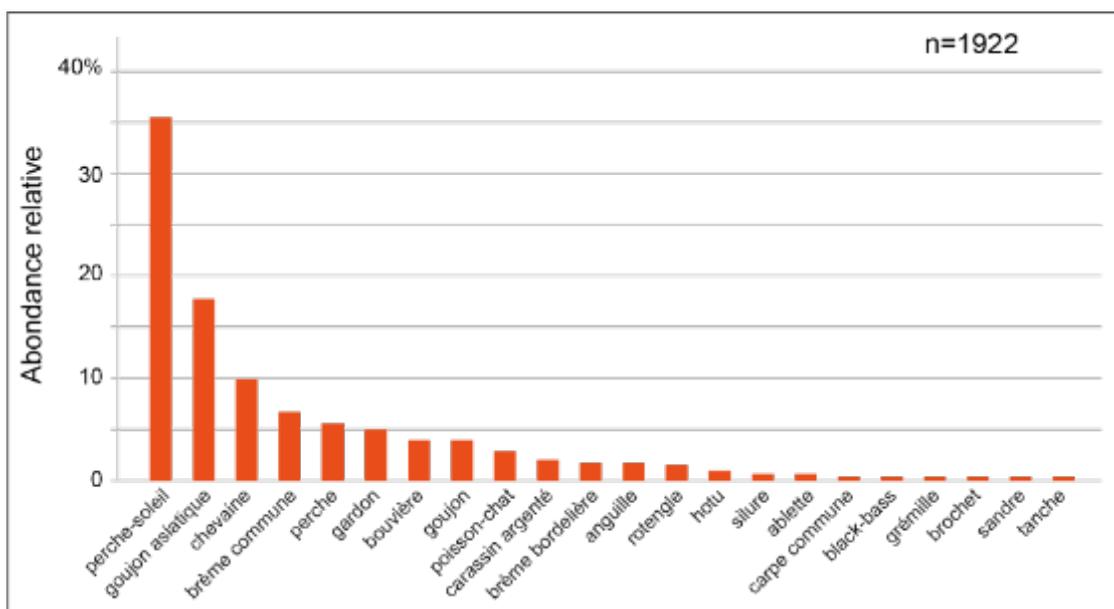


Figure 6.3-25 – Abondances relatives des 22 espèces pêchées dans la lône de la Désirade (2015, 2016, 2017, 2020, 2021, 2022).

La réhabilitation écologique des bras dans le secteur de Donzère a été centrée sur le démantèlement des marges alluviales, d'une part pour tenter de redynamiser l'érosion et le transport sédimentaire (enlèvement des endiguements sur le banc de Dion et à l'entrée de la lône Malaubert), et d'autre part pour recréer des bras secondaires courants (Grange écrasée, Dames et Banc Rouge). Si la réhabilitation du chenal du Banc Rouge a été rapidement neutralisée par les processus sédimentaires lors des premières crues post-travaux, la diversification des habitats lotiques engendrée par la réhabilitation de la Grange écrasée et de la lône des Dames peut être considérée comme un succès vis-à-vis des populations piscicoles.

6.3.4 Conclusion

Les objectifs écologiques qui ont motivé la réhabilitation écologique des lônes du programme de restauration écologique du Rhône ont d'abord été définis majoritairement « à dire d'experts » dans le cadre des comités de pilotage des avant-projets pour le secteur de Pierre-Bénite et pour les trois secteurs du Haut-Rhône. Les acquisitions de données relatives au volet hydro-morpho-sédimentaire et aux suivis des peuplements aquatiques mises en œuvre dans le cadre du suivi écologique de la restauration ont permis de préciser (1) les caractéristiques des habitats dans les différents types de lônes, (2) leurs modalités de connexion hydrologique avec les chenaux principaux et (3) leur évolution morpho-sédimentaire à moyen terme.

L'analyse de l'occupation des lônes réhabilitées par les poissons a été effectuée en lien avec les résultats des travaux de Riquier *et al.* (2015, 2017). Cependant, les projets de réhabilitation ont également optimisé les choix des lônes candidates à la réhabilitation en maximisant leur diversité dans les plaines alluviales. Certaines lônes réhabilitées ont des singularités qui les rendent moins attractives ou moins accessibles pour les poissons : c'est le cas des lônes dont la connexion (en général aval) est artificialisée (cas de la lône Moiroud ou de la lône des Luisettes par exemple) ou des lônes pour lesquelles les apports d'eau souterraine peuvent être importants (cas de la lône de la Malourdie, de la Lône Fournier, de la lône Béard, de la Lône des Luisettes et de la lône Moiroud dans leur partie amont, cas de la lône des Granges ...). Dans ce cas, les résultats des suivis de la faune piscicole ont confirmé la faible fréquentation de ces lônes par les poissons (Bouloy *et al.*, 2024).

Le programme s'est également attaché à recréer des bras secondaires courants, généralement assez peu profonds et avec des vitesses d'écoulement moins fortes que celles du chenal principal. Ces chenaux constituent des habitats privilégiés pour certaines espèces rhéophiles comme les salmonidés (dans les secteurs du Haut-Rhône), le chabot, les juvéniles (i.e. les poissons non-matures sexuellement) de grands Leuciscidae comme le barbeau fluviatile, le hotu, le chevaine et la vandoise (cf. les résultats des suivis des lônes du Haut-Rhône, à Péage-de-Roussillon et Donzère-Mondragon). Des lônes de type « parapotamon », connectées par leur extrémité aval en dehors des périodes de crues, ont également été recreusées et reconnectées aux chenaux principaux. Les habitats des parapotamons jouent un rôle important en tant que site de reproduction des espèces phytophiles et lithophytophiles. Ce sont des nurseries de qualité pour les jeunes stades de poissons en raison d'une forte productivité, de contraintes hydrauliques faibles ou nulles, de températures plus élevées que dans les chenaux courants, et de possibilité de mieux échapper à la prédation (Bouloy *et al.*, 2024 ; Copp, 1992, 1994 ; Marle *et al.*, 2023).

Le suivi long terme de la faune piscicole de ces lônes montre qu'au cours des premières années post-réhabilitation, les rôles fonctionnels respectifs de ces différentes annexes semblent avoir été assurés : les bras secondaires courants abritent des espèces rhéophiles dont des salmonidés, et la fonction de nurserie pour les juvéniles des espèces rhodaniennes est bien identifiée pour les lônes parapotamiques. Toutefois, ces fonctionnalités se sont très fortement réduites au cours de la dernière décennie en raison de changements morpho-dynamiques des Vieux Rhône (incision du lit, érosion de berges, migration latérale du chenal, etc.) et de l'évolution des configurations des connexions aval des bras concernés. L'accessibilité de ces milieux est un facteur déterminant pour les poissons (connectivité hydrologique). Pour certains lônes parapotamons (Molottes et Ponton), les taux de sédimentation importants au niveau de la connexion aval limitent fortement les possibilités d'accès des jeunes stades de poissons lors de leur phase de dispersion post-éclosion. Dans ces deux lônes, comme dans les autres parapotamons peu connectées au chenal principal (pas de renouvellement des masses d'eau) et qui ne bénéficient pas d'un apport d'eau phréatique, l'évolution des conditions hydroclimatiques (débits et températures) au cours des périodes post-printanière, estivale et post-estivale favorise les processus d'eutrophisation : développement excessif de certaines algues et macrophytes, déficit en oxygène dissous en fin de nuit. Ces contraintes ont des effets négatifs sur leur capacité à abriter des fortes densités de juvéniles de poissons. Il convient de porter une attention particulière à cette évolution et aux conséquences potentielles d'une réduction de la connexion aval sur la fonction de nurserie de ces annexes.

7. Note sur la complémentarité des habitats de la plaine alluviale pour les poissons

Un article complet sur le sujet (Bouloy *et al.*, 2024) est disponible ici : <https://hal.science/RHONECO/hal-04231799>

7.1 Des habitats complémentaires pour les assemblages de poissons : dynamique spatio-temporelle de l'utilisation des habitats par les poissons d'une plaine alluviale restaurée sur deux décennies (Bouloy et al. 2024)

7.1.1 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 (Manfrin *et al.*, 2020 ; Stoffels *et al.*, 2021 ; Stoffers *et al.*, 2021, 2022a, 2022b). 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 lônes 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 lônes.

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 lônes 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 lônes) 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.

7.1.2 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 lônes 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 lônes lotiques) et deux lentiques (lônes à durée de vie supérieure ou inférieure à 30 ans). Les lônes dont la durée de vie estimée est courte sont considérées comme des « décanteurs de sédiments » avec une forte accumulation de limons, tandis que les lônes 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 7-1**). 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.

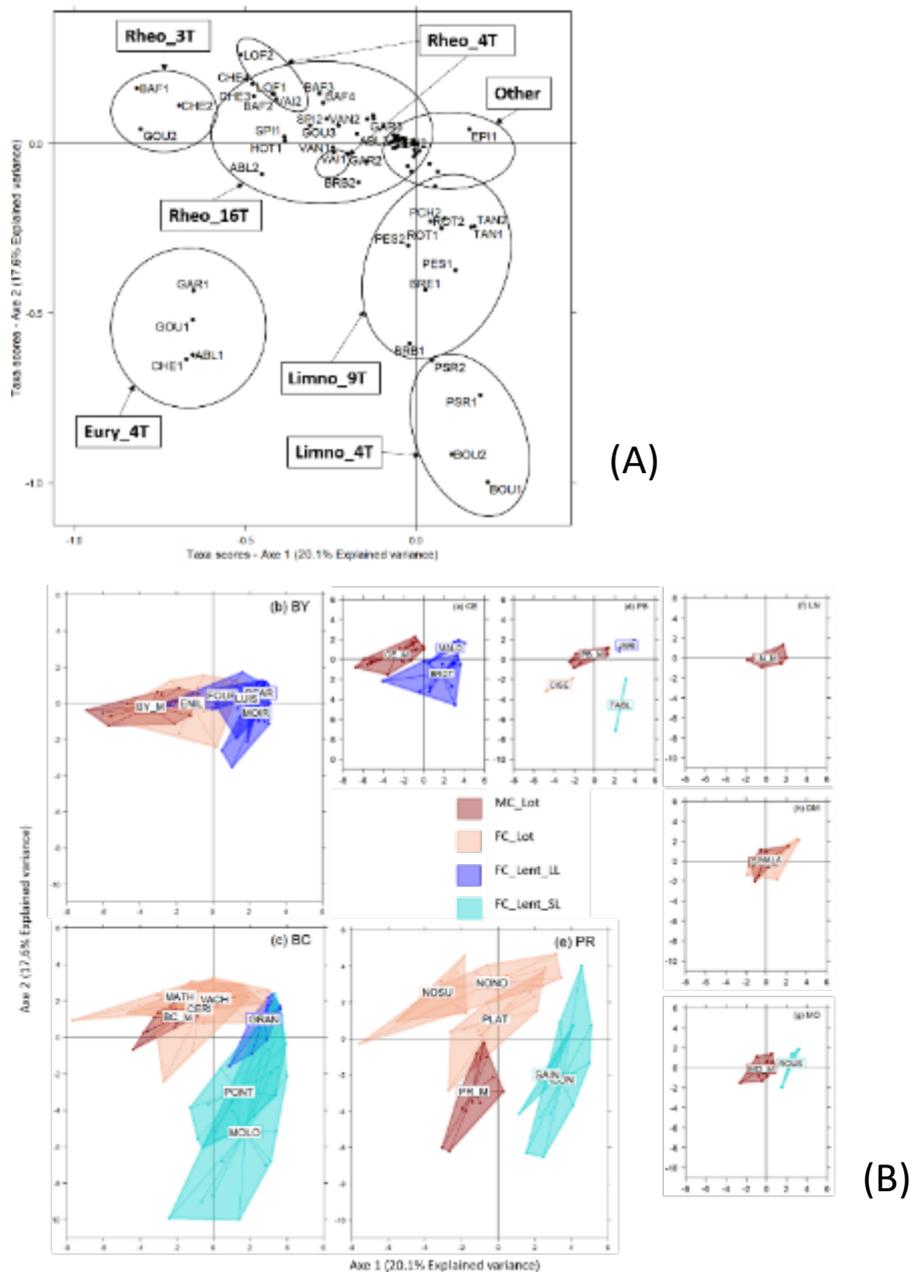


Figure 7-1 - Expression graphique des résultats de l'ACP intra-secteurs sur les logdensités annuelles des 82 taxons échantillonnés dans huit secteurs : Chautagne (CE), Belley (BY), Brégnier- Cordon (BC), Pierre-Bénite (PB), Péage-de-Roussillon (PR), Baix-le-Logis-Neuf (LN), Montélimar (MO), Donzère-Mondragon (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 guildie 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 = îlône lotique) et le gradient en bleu correspond aux stations lenticques (i.e. FC_Lent_LL= îlône à longue durée de vie et FC_Lent_SL= îlône à courte durée de vie. Les îlônes prises en compte dans l'analyse sont les suivantes : MALO îlône de la Malourdie, BROT îlône du Brotalet, LUIS îlône des Luisettes, MOIR îlône Moiroud, BEAR îlône Béard, YENN Anse de Yenne, GRAN îlône des Granges, VACH îlône Vachon, CERI îlône des Cerisiers, MATT îlône Mattant, MOLO îlône 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.

7.1.3 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 7-2**). 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.

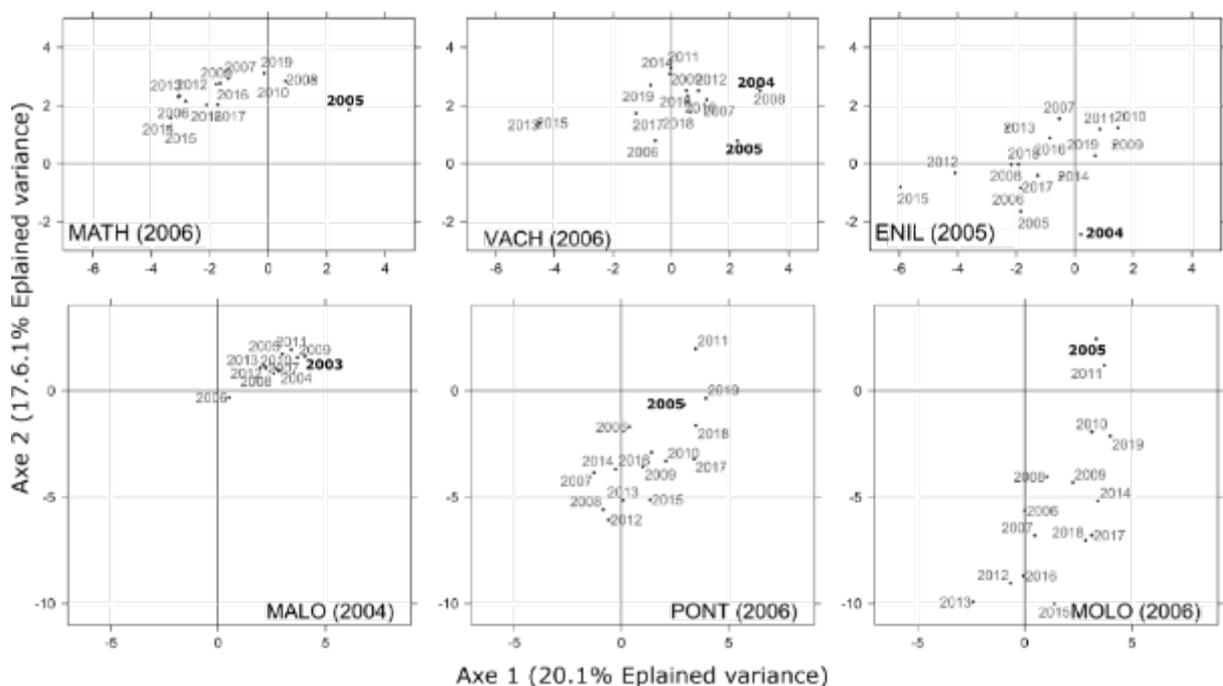


Figure 7-2 - Scores des stations x années sur l'ACP centrée intra-sectorielle. A l'échelle de la station : détail de la trajectoire temporelle pour les six stations dont le régime de connexion a changé après restauration. Les étiquettes indiquent les années d'échantillonnage, les années pré-restauration sont en gras.

7.1.4 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 coinertie intra-station (une pour chaque type) dont les résultats sont résumés dans le **Tableau 7-1**. 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 lenticques a courte durée de vie observé par l'ACP. Enfin il semble que les débits lors de la période de reproduction 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 7-1 - 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 utilisés préférentiellement par les guildes a posteriori. (3) Les effets des hauts débits pendant les trois périodes sélectionnées sur les groupes a priori de stations utilisés 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 <https://hal.science/RHONECO/hal-04231799> pour les codes des espèces.

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	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	MC_Lot ; FC_Lot ;	↗ FC_Lot (except for Dcrit) ↗ FC_Lent_LL	↗ FC_Lot	↘ MC_Lot ↘ FC_Lot ↗ FC_Lent_LL
Rheo_3T	BaBa1	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

7.2 Des habitats complémentaires pour la dynamique des populations ?

7.2.1 Introduction

Le premier chapitre a permis de mettre en évidence les rôles complémentaires des différents habitats pour les assemblages de poissons, avec des fonctions de nurserie, de reproduction efficace, et/ou de refuge. Ce premier chapitre apportait un point de vue par les « habitats ». Il est important dans un second temps d'aborder la complémentarité des habitats de la plaine alluviale du point de vue des « espèces/populations ». Avec ce point de vue, il s'agit d'analyser si la fonctionnalité des habitats de la plaine alluviale est suffisante pour assurer la pérennité de chaque population, au vu de ses propres traits de vie (reproduction, alimentation, exigences d'habitat ...).

L'approche par populations est *in fine* plus importante que l'approche par habitats, pour comprendre les conditions du maintien des populations et mieux interpréter les réussites/échecs de la restauration. Elle est néanmoins plus délicate, car chaque espèce voire chaque population a son propre cycle de vie complexe, influencé par des combinaisons de variables environnementales (abiotiques et biotiques) dont les indicateurs clefs sont et resteront difficiles à identifier (voir la revue récente de Rogosch *et al.*, 2024). Cette complexité est particulièrement marquée en grands fleuves, où s'ajoutent des difficultés d'échantillonnage notoires.

7.2.2 Méthodes

Pour apporter une première réponse à cette question complexe, nous avons considéré un ensemble de 6 espèces, suffisamment abondantes (par besoin statistique ; Vaudor *et al.*, 2015) et pour lesquelles les attendus de la restauration sont différents : quatre espèces d'eau courante ciblées par la restauration, auxquelles s'ajoutent une espèce considérée tolérante, le chevaine, et une espèce limnophile, la tanche. Les quatre espèces d'eaux courantes retenues préfèrent des microhabitats profonds et/ou rapides. Ces espèces sont ciblées par la restauration et en particulier le rehaussement des débits (la vandoise, le barbeau fluviatile, l'ablette et le hotu ; Lamouroux et Olivier, 2015). L'ablette utilise tous les types d'habitat de la plaine alluviale (Bouloy *et al.*, 2024), ce qui la rend particulièrement intéressante pour cette étude. Concernant les trois autres espèces d'eau courante, nous avons cherché des espèces aux trait d'histoire de vie variés, en particulier au niveau des préférences thermiques pendant la reproduction, du substrat de reproduction et du nombre d'évènements de pontes par an (**Tableau 7-2, Figure 7-3**). La tanche, espèce limnophile préférant des habitats lents et profonds, devrait être favorisée par les reconnections de lônes lentiques. Le chevaine, espèce tolérante utilisant tous les types d'habitat du Rhône au cours de son cycle de vie, est une espèce abondante qui jouera un rôle d'espèce témoin.

Tableau 7-2 - Les 6 espèces cibles et leurs traits d'histoire de vie (d'après Keith *et al.*, 2020, Tissot et Souchon, 2010).

Code	Nom latin	Nom commun	SP ^a	TR ^b (°C)	SR ^c	Nb Ponte ^d	Guilde ^e
CHE	<i>Squalius cephalus</i> (L., 1758)	Chevaïne	L	>14	P/O	M (1-3)	T
BAF	<i>Barbus barbus</i> (L., 1758)	Barbeau fluviatile	L	>14	P	M	EC
ABL	<i>Alburnus alburnus</i> (L., 1758)	Ablette	P-L	>18	O	M	EC
VAN	<i>Leuciscus leuciscus</i> (L., 1758)	Vandoise	P-L	>8	P	U	EC
HOT	<i>Chondrostoma nasus</i> (L., 1758)	Hotu	L	>10	P	U	EC
TAN	<i>Tinca tinca</i> (L., 1758)	Tanche	P	>18	P	M	L

^aSP = Substrat de Ponte avec P = Phytophile et L = Lithophile

^bTR = Température de Reproduction minimale

^cSR = Stratégie de Reproduction avec P = Périodique et O = opportuniste

^dNb Ponte = Nombre de pontes par période de reproduction avec M = Multiple et U = Unique

^eGuilde de préférences hydrauliques, avec EC = espèces d'eau courante ; T = espèce tolérante et L = espèce Limnophile

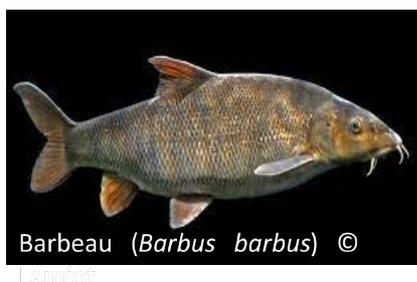


Figure 7-3 - Les 6 espèces cibles

Les trois secteurs du Haut-Rhône ont été choisis pour les analyses des populations, puisqu'ils présentent suffisamment de données, un gradient de restauration des débits (faible à Brégnier-Cordon, intermédiaire à Belley et fort en Chautagne) et de diversité de lînes (faible en Chautagne, intermédiaire à Belley et forte à Brégnier-Cordon, **Tableau 7-3**).

Tableau 7-3 - Les secteurs et sites considérés dans ce chapitre, les types d'habitat correspondants et les modifications de connectivités dues à la restauration

Secteur/site	Code	Type d'habitat	Connexion modifiée	
			amont	aval
Chautagne (débit minimum *5)				
Chenal	CE_M	MC_Lot		
Malourdie	MALO	FC_Lent		X
Brotalet	BROT	FC_Lent		
Belley (débit minimum *2.4)				
Chenal	BY_M	MC_Lot		
Luisettes	LUIS	FC_Lent		
Moiroud	MOIR	FC_Lent		
Fournier	FOUR	FC_Lent		
Béard	BEAR	FC_Lent		X
En-l'île	ENIL	FC_Lot	X	X
Brégnier-Cordon (débit minimum inchangé)				
Chenal	BC_M	MC_Lot		
Granges	GRAN	FC_Lent		
Vachon	VACH	FC_Lot	X	
Cerisiers	CERI	FC_Lot		
Mathan	MATH	FC_Lot	X	X
Molottes	MOLO	FC_Lent		X
Ponton	PONT	FC_Lent		X

Pour les populations de chacune des 6 espèces, nous avons :

1) calculé une « occurrence globale » de la population au niveau du secteur (ensemble chenal + lînes), afin d'apprécier si la population répondait comme attendu à la restauration et dans quel type de milieu. Suite aux résultats du premier chapitre, les lînes ont été classées ici en deux types d'habitat : les lînes lenticques (FC_Lent) ou lotiques (FC_Lot) ;

2) recherché les premières pistes d'explication des réponses « non attendues ». Pour ce second point, nous avons analysé comment les occurrences annuelles étaient liées à l'environnement annuel (recherche dans le temps de facteurs limitants confondants, par régression linéaire à effets

mixtes), et nous avons détaillé les histogrammes des tailles d'individus des populations par type d'habitat (recherche dans l'espace d'habitats non fonctionnels pour certaines classes d'âge).

L'occurrence annuelle sur le secteur est le pourcentage d'occurrence moyen sur tous les points de pêche du secteur, chenal et lônes confondues. Cette statistique a été jugée représentative, car la représentativité était un objectif du choix des lônes suivies au sein des secteurs.

Les deux variables environnementales annuelles considérées à ce stade, au nombre limité du fait de la puissance statistique limitée des données, sont celles dont l'effet sur le recrutement annuel est le plus attendu d'après la littérature : Le débit journalier maximal pendant la période de reproduction Q_{max} , et la somme des degré-jours lors de la période de reproduction $Sum^{\circ}J$. Un Q_{max} trop élevé pourrait réduire le recrutement des espèces, en particulier celui des reproducteurs précoces à ponte unique comme la vandoise (Cattanéo, 2005). Une somme de degré-jour $Sum^{\circ}J$ élevée peut également favoriser la reproduction des espèces qui se reproduisent dans des eaux plus chaudes (ablette, tanche) par rapport aux espèces qui se reproduisent en eau plus fraîches (vandoise, hotu).

Pour calculer ces variables environnementales annuelles, nous avons estimé les périodes de reproduction potentielle, pour chaque espèce \times année. Pour les espèces à ponte unique, nous avons considéré une durée de 60 jours à partir de la première occurrence (pendant 7 jours consécutifs après février) d'une température supérieure à la température minimale de ponte ($8^{\circ}C$ pour la vandoise et $10^{\circ}C$ pour le hotu). Pour les espèces à pontes multiples, nous avons considéré la période allant jusqu'à fin Août, à partir de la première occurrence (pendant 7 jours consécutifs) d'une température supérieure à la température minimale de ponte ($14^{\circ}C$ pour le chevaine et le barbeau, $18^{\circ}C$ pour la tanche et l'ablette). C'est la température de l'eau du chenal qui a été utilisée pour ces analyses.

7.2.3 Hypothèses

Les hypothèses d'évolution des occurrences à l'échelle du secteur suite à la restauration sont résumées dans la **Figure 7-4**. Pour trois espèces d'eau courante (le barbeau, le hotu et la vandoise), on attend une réponse positive à la restauration, en premier lieu du fait de l'augmentation des débits réservés dans le chenal, et secondairement par la création de nouvelles lônes lotiques. Ainsi, une réponse positive de ces trois espèces est plus attendue en Chautagne qu'à Belley et qu'à Brégnier-Cordon, du fait du gradient d'augmentation des débits. L'ablette étant plus opportuniste, à ponte multiple, et utilisant tous les types d'habitat (Bouloy *et al.*, 2024), devrait augmenter en premier lieu du fait de la diversité des habitats (à Brégnier-Cordon) et secondairement du fait de l'augmentation des débits (en Chautagne en particulier).

Pour le chevaine, plus tolérant, on attend une augmentation en rapport avec la diversité des habitats et sa restauration, donc surtout à Brégnier – Cordon et secondairement à Belley. Enfin, la tanche étant limnophile devrait surtout augmenter du fait de la restauration des lônes lentiques, donc essentiellement à Brégnier-Cordon.

Les tendances sont généralement partagées entre jeunes de l'année et adultes, mais le recrutement est toujours impliqué dans les réponses négatives. C'est le site de Belley qui montre le plus de réponses positives.

L'occurrence du barbeau augmente comme prévu, mais sur l'ensemble des secteurs (**Figure 7-5**). Les occurrences de la vandoise et du hotu diminuent en Chautagne et n'augmentent pas sur les autres sites, contrairement aux attentes. De même, l'ablette n'augmente qu'à Belley, avec une réponse non linéaire (baisse puis augmentation) et diminue en Chautagne. Le chevaine augmente à Belley, alors que cette augmentation était plutôt attendue à Brégnier-Cordon. Enfin, l'occurrence de la tanche augmente essentiellement à Brégnier-Cordon, comme attendu.

HYPOTHESES

Guilde	Code taxon	CE			BY				BC			
		Effet Secteur	MC	FC_Lent (2)	Effet Secteur	MC	FC_Lot (1)	FC_Lent (4)	Effet Secteur	MC	FC_Lot (3)	FC_Lent (3)
Espèce d'eau courante	BAF	***	***		**	**	*		*		*	
Espèce d'eau courante	HOT	***	***		**	**	*		*		*	
Espèce d'eau courante	VAN	***	***		**	**	*		*		*	
Espèce d'eau courante	ABL	**	***		*		*		***		*	***
Espèce tolérante	CHE				*		*		**		*	**
Espèce limnophile	TAN	*		*	*				***			***

RESULTATS

Guilde	Code taxon	CE			BY				BC			
		Effet Secteur	MC	FC_Lent (2)	Effet Secteur	MC	FC_Lot (1)	FC_Lent (4)	Effet Secteur	MC	FC_Lot (3)	FC_Lent (3)
Espèce d'eau courante	BAF	***	CE_M		***	BY_M			***	BC_M		
Espèce d'eau courante	BAF 0+		CE_M		***	BY_M	ENIL					
Espèce d'eau courante	HOT	--	CE_M			BY_M			-	BC_M		
Espèce d'eau courante	HOT 0+	--	CE_M			BY_M						
Espèce d'eau courante	VAN		CE_M									
Espèce d'eau courante	VAN 0+	---			↘ ↗						CERI	
Espèce d'eau courante	ABL			BROT	** ↘ ↗		ENIL				CERI	
Espèce d'eau courante	ABL 0+	---			*** ↘ ↗						CERI	VACH
Espèce tolérante	CHE	*	CE_M		***							
Espèce tolérante	CHE 0+				**	BY_M					CERI	
Espèce limnophile	TAN						MOIR		**	BC_M		PONT
Espèce limnophile	TAN 0+						FOUR		***	BC_M		PONT GRAN

Seuil de signicativité	tendance positive	Tendance négative
pvalue ≤ 0,05	***	---
pvalue ≤ 0,10	**	--
pvalue ≤ 0,15	*	-

Figure 7-4 - Vision comparée des hypothèses et résultats concernant l'évolution de l'occurrence globale des populations à l'échelle des secteurs. Les tendances positives sont en vert et négatives en rouge, avec une taille d'effet attendue indiquée par le nombre de « + » ou « - ». Les tests correspondent à des régressions linéaires (après vérification de l'absence d'autocorrélation temporelle forte). Néanmoins, les réponses d'apparence non linéaire sont caractérisées par des flèches représentant la tendance temporelle. Les hypothèses et résultats sont déclinés par type d'habitat (avec les effectifs des lômes indiqués par type d'habitat, entre parenthèses). Les codes des sites où une tendance est observée sont indiqués dans les résultats.

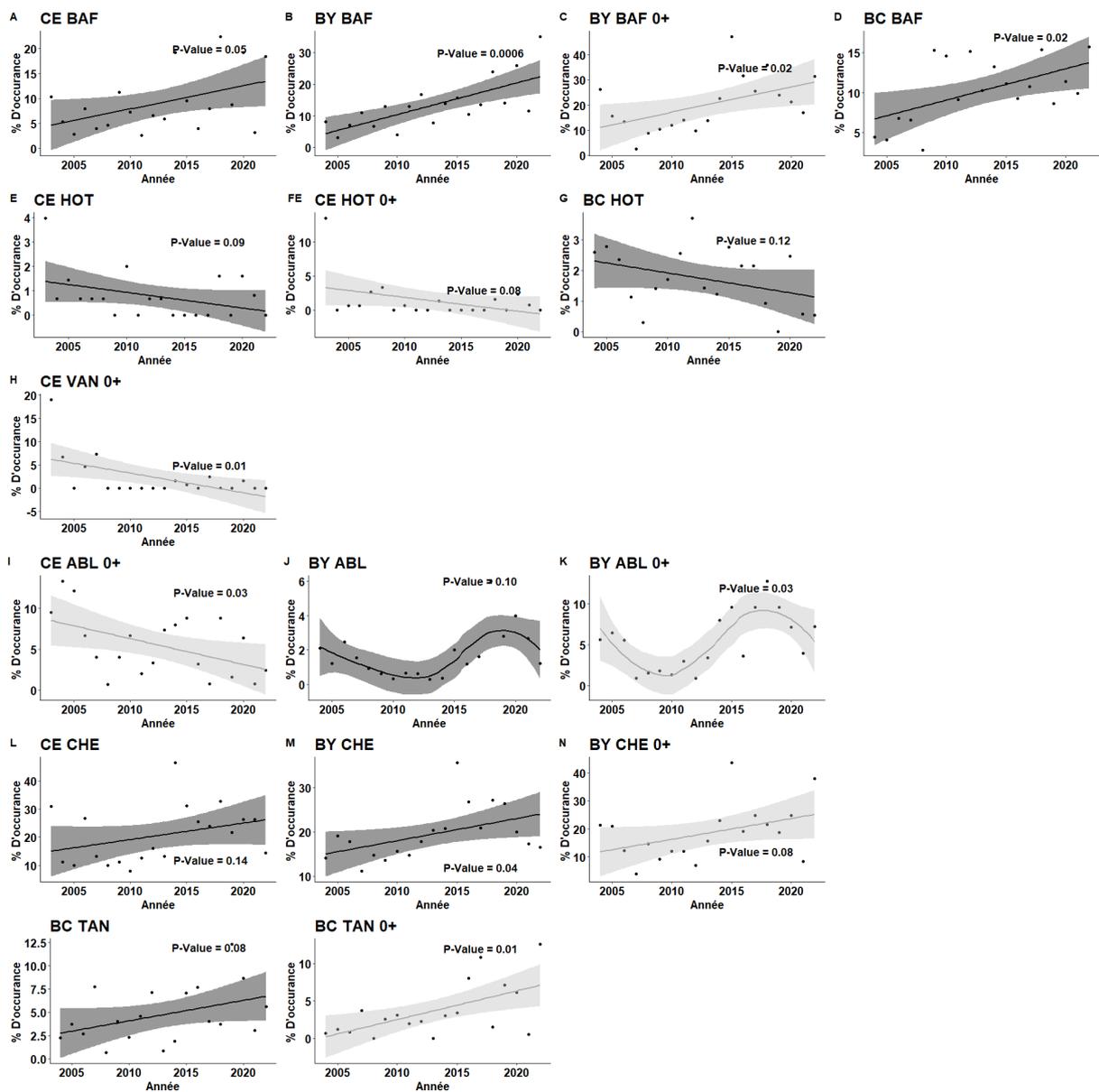
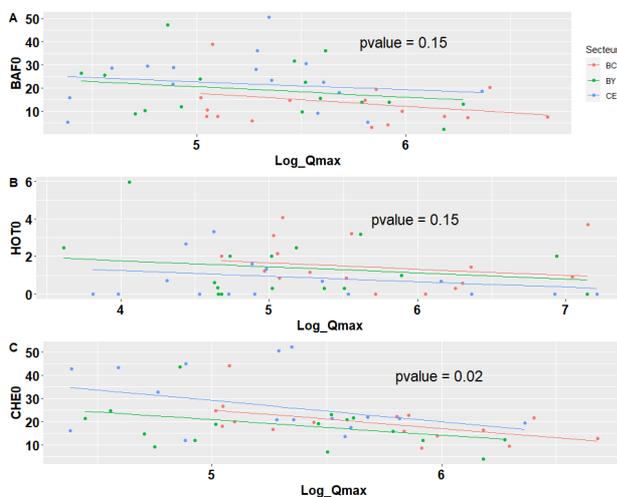


Figure 7-5 - Fréquence d'occurrence des espèces en fonction du temps (année), pour les relations significatives de la Figure 4. Un lissage par splines est montré lorsque la réponse dévie d'une relation linéaire. Les espèces sont en ligne. Un seuil de significativité de $P = 0.15$ est retenu sur cette figure du fait de la puissance statistique limitée.

L'environnement annuel pendant la reproduction influence le recrutement (**Figure 7-6**), avec en particulier un effet négatif des forts débits (Q_{max}) sur les chevaines, barbeaux et hotus. Le nombre de degrés jours ($Sum^{\circ}J$) influence positivement les reproduction du hotu et de l'ablette.

Effet négatif des forts débits annuels sur le recrutement



Effet positif de la température de Reproduction sur le recrutement

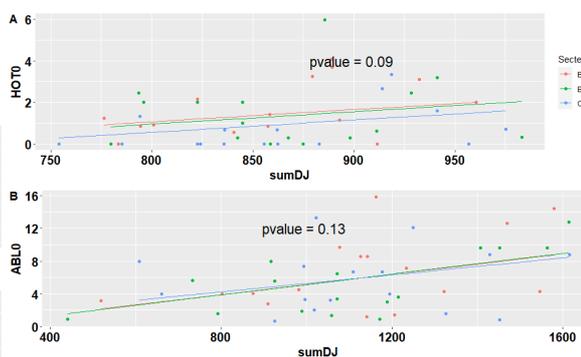


Figure 7-6 - Influence de l'environnement annuel (Qmax et Sum°J) sur le recrutement. Un seuil de significativité de $P = 0.15$ est retenu sur cette figure du fait de la puissance statistique limitée. Les modèles utilisés sont des régressions linéaires à effet mixtes, avec un effet aléatoire (et donc une pente variable) par secteur.

L'observation des histogrammes des tailles des individus (**Figure 7-7**) révèle que les hotus de taille intermédiaire ne sont observés que dans les lômes lotiques. On n'observe essentiellement que des petits hotus en Chautagne, où il n'y a pas de lône lotique, et où les différents stades de vie ne sont donc pas bien équilibrés. La situation est différente pour le barbeau, dont toutes les classes de tailles se trouvent dans le chenal. Secondairement, les lômes lotiques sont également fréquentées par des barbeaux de toutes tailles et les lômes lentiques apportent des habitats de nurserie. L'ablette fréquente assez indifféremment tous les habitats, les plus grandes étant néanmoins dans le chenal. Enfin, les vandoises intermédiaires à grandes utilisent fréquemment les lômes, lotiques mais également lentiques, de façon plus marquée que pour le barbeau.

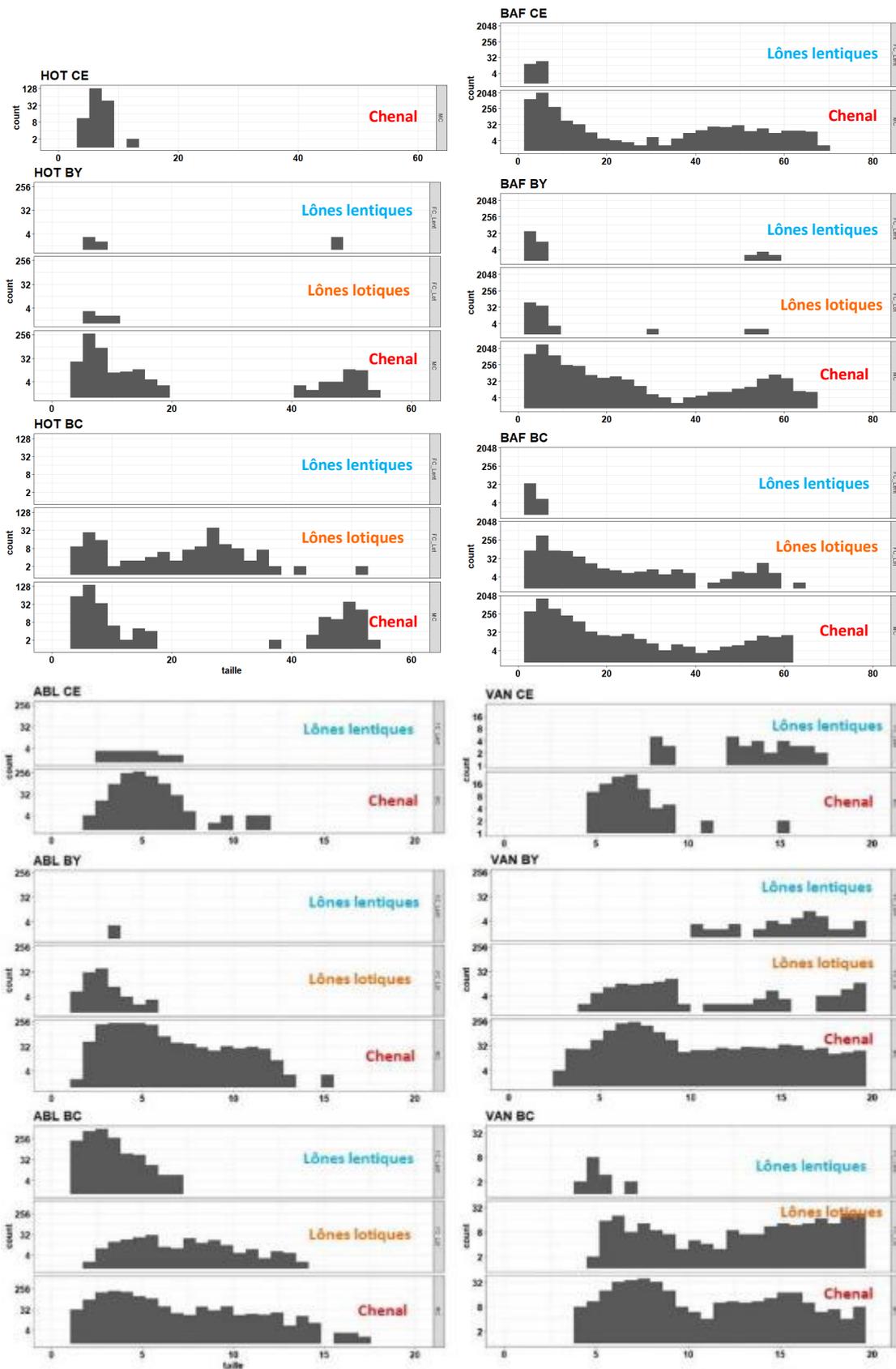


Figure 7-7 - Histogrammes des tailles d'individus, pour les quatre espèces d'eaux courantes et pour les années post-restauration (ici jusque 2019), des espèces dans les différents secteurs et types d'habitat (chenal, lônes lotiques, lônes lenticques). Les histogrammes sont présentés avec une échelle logarithmique sur les effectifs (axe vertical).

7.2.4 Discussion

Observations vs. hypothèses, explications possibles des échecs

Les résultats d'évolution des occurrences pour les populations, à l'échelle des secteurs du Haut Rhône, sont mitigés. Globalement, les réponses du barbeau, de la tanche et partiellement de l'ablette et du chevaîne ne contredisent pas les attentes. En revanche, la réponse des hotus et vandoise est contraire aux attentes, en particulier dans les chenaux principaux où les occurrences régressent.

Les explications possibles des non-réponses sont multiples. La plus probable est l'absence de lônes suffisamment diversifiées malgré la restauration, hypothèse que le cas du secteur de Chautagne illustre clairement. Les hotus de taille intermédiaire utilisent des habitats lotiques et peu profonds qu'ils ne trouvent pas en Chautagne et trouvent peu ailleurs. Le manque de lônes (lotiques en particulier) peut également expliquer la régression de la vandoise, espèce à ponte unique qui peut être particulièrement sensible aux déversements dans le chenal. La fréquentation des lônes par les grands individus de cette espèce soutient cette interprétation. En revanche, l'absence d'effet significatif de Q_{max} sur le recrutement annuel de la vandoise ne soutient pas l'explication, mais la tendance existe et n'est pas significative du fait du peu d'individus impliqué (résultat non montré).

Une seconde explication probable est thermique (réchauffement), invoquée sur d'autres sites pour expliquer la régression de la vandoise (Daufresne et al., 2003, et synthèse des tendances contenue dans ce rapport). Le lien avec la température pendant la reproduction ne soutient pas cette interprétation (effet positif du nombre de degré-jours pour le hotu, pas d'effet pour la vandoise). Il convient donc de poursuivre les analyses des effets de la température et notamment de ses extrêmes, que notre indicateur ne reflète probablement pas assez.

Les indications de complémentarité fonctionnelle des habitats, suffisante ou non.

Les évolutions négatives des occurrences de hotu et vandoise semblent être un signe fort de la complémentarité des habitats de la plaine alluviale qui n'est pas suffisante sur le Haut Rhône en général et sur Chautagne en particulier. Au-delà, d'autres indices indiquent une complémentarité effective et satisfaisante pour certaines populations. La réponse positive du barbeau sur l'ensemble des secteurs, quel que soit le relevé du débit réservé, suggère que la réhabilitation des lônes offre de nouveaux milieux à cette espèce et pourront rendre les populations plus pérennes.

De même, la réponse positive de la tanche à Brégnier-Cordon, dans certaines lônes mais également dans le chenal courant, suggère une restauration fonctionnelle avec des effets visibles à l'échelle du secteur. La réponse positive de l'ablette à Belley et négative en Chautagne suggère que la combinaison d'habitat lotiques et lenticques est particulièrement favorable à cette espèce. Plus généralement, les réponses globalement positives à Belley et à Brégnier-Cordon montrent les effets positifs de la combinaison de restauration des chenaux et des lônes.

Perspectives

La poursuite de la recherche des déterminants des tendances populationnelles restera un challenge, du fait de la difficulté de l'échantillonnage et de l'identification des déterminants environnementaux des dynamiques de populations. Néanmoins, les meilleures descriptions environnementales (température, exposition aux toxiques) et les poursuites des suivis multi-sites (augmentation de la puissance statistiques) prévus dans la poursuite du programme Rhôneco, sur le Bas-Rhône comme sur le Haut-Rhône, devraient permettre de préciser encore les modalités de restauration des îlots les plus efficaces pour la conservation des populations.

La poursuite de la compréhension des dynamiques de populations est centrale dans le contexte de changement global rapide, qui continuera de modifier profondément les débits, les fréquences de connexion de la plaine alluviale et les températures de l'eau.

8. Conclusion générale

Les principales conclusions et les perspectives du programme RhônEco sont développées dans la synthèse courte associée à ce rapport.

Initié dès 1995 sur le site pilote de Pierre-Bénite, le suivi du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône est officialisé en 1998. Maintenu jusqu'à ce jour, il alimente un jeu de données exceptionnel permettant d'évaluer l'efficacité des procédures de restauration écologique mises en œuvre, d'enrichir la connaissance de l'état écologique du fleuve, et de contribuer plus largement au développement scientifique de l'écologie fluviale.

La réhabilitation écologique du Rhône s'appuie sur deux types de leviers : l'augmentation des débits réservés dans les vieux-Rhône et la remise en eau des annexes fluviales (lônes) et leur reconnexion avec les chenaux principaux. Ces opérations de réhabilitation physique du fleuve modifient des variables quantifiables et jouant un rôle structurant très important pour les communautés aquatiques. Le programme RhônEco s'est attaché à la conception de modèles ayant la capacité de prédire, au moins en partie, les modifications des paramètres hydrauliques liés au débit (vitesse d'écoulement, contrainte au fond, hauteur d'eau), les modifications physiques des paramètres morpho-sédimentaires des lônes et les changements de structures des communautés aquatiques induits par ces modifications de structures d'habitats.

Les résultats des suivis des changements biologiques (communautés de macroinvertébrés benthiques et peuplements piscicoles) consécutifs à l'augmentation des débits réservés montrent que les réponses attendues, notamment l'augmentation de l'abondance relative des espèces favorisées par des habitats rapides et profonds, sont conformes aux observations post-augmentation de débit dans les vieux-Rhône ayant bénéficiés d'une forte hausse des débits réservés (Chautagne, Pierre-Bénite, Baix-Le Logis-Neuf), avec néanmoins des réponses nuancées selon les espèces. La longueur des vieux-Rhône et la diversité des types de chenaux des tronçons court-circuités de Belley et de Brégnier-Cordon ont limité l'impact de la construction des aménagements hydroélectriques et de la mise en débit réservé sur la dynamique des populations de poissons typiques du fleuve (ombre commun, barbeau fluviatile, vandoise, hotu, ablette) mais également des espèces inféodées aux milieux lenticues (tanche, brochet, rotengle, gardon). Dans ces vieux-Rhône, les actions de réhabilitation écologique ont très probablement freiné l'impact de la mise en débit réservé. A l'opposé, bien que la modification de débit réservé du vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon ait été conséquente, la « réponse » du peuplement de poissons n'est pas conforme aux attentes mettant dans ce cas en évidence l'influence marquée de la morphologie fluviale et des aménagements en place (seuil).

Dans les communautés de macroinvertébrés, les réponses sont plus variables suivant les secteurs. Sur le Haut-Rhône, la richesse taxonomique des trois vieux-Rhône a probablement augmenté en réponse aux modifications de débits réservés mais également grâce à l'amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau. Dans le vieux-Rhône de Pierre-Bénite, l'augmentation constatée après 2000 de la diversité et de la densité des taxa indicateurs d'une réponse à la hausse du débit réservé semble stable dans le temps ; bien que la densité de taxa rhéophiles montre une tendance à la

baisse. Dans le vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon, comme pour le peuplement de poissons, les valeurs des métriques indicatrices d'une réponse positive à l'augmentation du débit réservé (richesse en taxa EPT, richesse et densité en taxa rhéophiles) ont diminué après 2014. Dans les vieux-Rhône de Baix-Le Logis Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon, l'évolution de ces métriques est plus homogène avec globalement une stagnation des métriques de richesses et une tendance à la diminution des densités, suggérant une influence marquée d'autres facteurs comme la présence de dépôts de sédiments fins en lien avec les vidanges de retenues sur le bassin versant.

Dans tous les secteurs, la richesse en taxa exogènes a fortement augmenté ou est restée élevée. Cet enrichissement en taxa exogènes est très probablement indépendant des modifications engendrées par les opérations de restauration écologique.

Le suivi hydro-morpho-sédimentaire des bras réhabilités a permis une caractérisation des types de bras (Riquier *et al.*, 2015, 2017, 2019) et de développer des modèles permettant d'estimer la durabilité de la connexion avec les chenaux courants. Cette durabilité est liée aux contraintes au fond exercées pendant les crues, à la fréquence de connexion par l'amont de bras uniquement connectés à l'aval en dehors des périodes de crue, et à l'intensité des processus de décantation des fines lors des crues. Durant la période 2019-2023, les efforts de recherche ont été essentiellement destinés à améliorer la compréhension de l'ajustement morpho-sédimentaire des chenaux secondaires à charge grossière dominante, connectés de manière permanente avec le fleuve à leurs deux extrémités ou très fréquemment connectés par l'amont (i.e. les bras vifs). A l'échelle de l'ensemble des bras vifs restaurés et non restaurés, le stockage sédimentaire prédomine largement sur l'export des matériaux mais il existe une importante variabilité inter-bras. Globalement, les vitesses de comblement du fond de lit estimées s'échelonnent de quelques millimètres à 2 cm.an^{-1} pour les bras non restaurés (ou dans leur état avant travaux) et de 1 à 6 cm par an pour les bras restaurés. Globalement et pour des conditions hydrauliques équivalentes, l'alluvionnement en fond de lit est donc plus important dans les bras restaurés comparativement aux bras non restaurés. Plus les contraintes hydrauliques dans les bras sont élevées, plus le volume de matériaux entrants est important et de fait les volumes stockés. Les volumes sédimentaires accumulés en une dizaine d'années dans les bras vifs sont compris entre 750 m^3 à $60\,000 \text{ m}^3$ par bras. Ces données questionnent l'inter-compatibilité entre reconnexion totale de chenaux secondaires au fleuve (habitats relativement rares à l'échelle du fleuve) et les opérations de redynamisation sédimentaire et notamment de recharge sédimentaire qui tendent à se multiplier et gagner en envergure.

A cette diversité de types de bras sont associées des communautés aquatiques dont les exigences écologiques varient en fonction du type de connexion avec le chenal principal, la nature du substrat et la qualité physico-chimique de l'eau.

La diversité des communautés de macroinvertébrés benthiques est déterminée en priorité par le gradient de connectivité latérale avec le fleuve. L'observation post-restauration des communautés du secteur de Belley révèle l'existence de « hotspots » de biodiversité de première importance à l'échelle du corridor rhodanien ainsi qu'une augmentation de la diversité inter-sites au sein de la plaine alluviale au cours des 18 années du suivi. L'analyse des trajectoires évolutives des communautés révèle des modes de fonctionnement contrastés et diversifiés. Dans le secteur de Brégnier-Cordon, les différences marquées de la composition et de la richesse faunistiques sont

observées entre les lônes courantes (lotiques) et les milieux stagnants. Les modifications observées dans les sites restaurés, consécutives à la réhabilitation écologique des bras, sont confortées par des comparaisons avec les assemblages faunistiques de sites non-restaurés.

La mosaïque d'habitats recrée à la suite de la réhabilitation des lônes du Rhône en aval de Lyon diffère sensiblement de la situation existante sur le Haut-Rhône. A Péage-de-Roussillon, la réhabilitation des lônes dans le système de la Platière n'a pas modifié les modalités d'alimentation de la lône, à savoir son alimentation continue depuis une prise d'eau au niveau de canal d'aménage de l'aménagement. Seule la réhabilitation de la lône de la Sainte a rétabli une connexion par l'aval avec le fleuve. Ces caractéristiques particulières d'alimentation des lônes sont retrouvées à Donzère-Mondragon pour les lônes Surelle-Malauvert et Dion. Ces configurations hydrologiques associées à des contraintes morphologiques liées aux endiguements anciens (Girardon) sont à l'origine d'une mosaïque singulière des habitats abritant des communautés de macroinvertébrés très diversifiées. La réouverture totale de bras secondaires a provoqué, comme sur le Haut-Rhône, un basculement de communautés très lénotrophes vers des associations d'espèces ayant une forte affinité pour le courant.

Cette structuration des assemblages faunistiques le long d'un gradient de connectivité latérale est également observée pour les poissons (Penaz *et al.*, 1991 ; Aarts *et al.*, 2004 ; Stoffels *et al.*, 2022 ; Bouloy *et al.*, 2023). Les bras courants sont majoritairement fréquentés par des espèces rhéophiles et en particulier par des poissons dont les tailles sont comprises entre 15 et 35 cm. Dans certaines configurations de connectivité avec les chenaux courants, de conditions thermiques et de production (primaire et secondaire) adéquates, les lônes connectées par l'aval (parapotamon) constituent d'excellentes nurseries pour les jeunes poissons (Marle *et al.*, 2023).

Cette réponse des communautés aquatiques (macroinvertébrés et poissons) parfois très rapide et très positive à la recréation d'habitats *via* la réhabilitation écologique du Rhône met en évidence l'adéquation, au moins partielle, des habitats restaurés et des exigences écologiques des organismes. Les traits d'histoire de vie sélectionnés au sein des populations fluviales intègrent l'existence d'une grande diversité d'habitats dans les plaines alluviales ainsi que leur variabilité spatio-temporelle, en grande partie régie par le régime hydrologique.

La simplification de l'hydrosystème rhodanien consécutive à l'aménagement et à la régulation du fleuve interroge sur l'adéquation de ces traits d'histoire de vie à de nouvelles conditions environnementales et le maintien de la biodiversité fluviale sur le long terme (Troia & Gido, 2015). Dans ce contexte, la réhabilitation des habitats caractéristiques des plaines alluviales doit permettre aux organismes aquatiques de disposer des habitats indispensables dans l'accomplissement de leur cycle vital. L'augmentation des débits réservés et la réhabilitation physique des types de lônes doivent contribuer au renforcement des effectifs et à la résilience des populations aquatiques.

Le programme de restauration du Rhône est ambitieux car il concerne neuf grands secteurs et de nombreuses lônes. Néanmoins, le nombre de lônes restaurées par secteur reste limité au regard des fonctionnalités écologiques inhérentes à chaque type de lône. Par exemple, les lônes parapotamiques sont peu nombreuses à l'échelle des trois secteurs du Haut-Rhône (lône du

Brotalet, lône des Molottes et lône du Ponton. Par ailleurs, le nombre de bras secondaires courants, réhabilités ou non, est plus élevé dans les vieux-Rhône de Belley et de Brégnier-Cordon. Le suivi après réouverture de ce type de bras dans les vieux-Rhône de Péage-de-Roussillon et de Donzère-Mondragon a montré l'efficacité de ces travaux de restauration, notamment pour les poissons de tailles intermédiaires : gardons, ablettes, chevaines, hotus, barbeaux fluviatiles. La quasi-absence de ces bras dans le vieux-Rhône de Chautagne a probablement contribué à l'effondrement des populations de hotus et de vandoises. Il apparaît donc nécessaire d'analyser de manière holistique les relations entre l'évolution des populations, des types de bras et de leurs habitats, ainsi que leur connectivité avec les chenaux principaux (Manfrin *et al.*, 2020 ; Stoffels *et al.*, 2022). L'adéquation entre la disponibilité, l'accessibilité des types de bras, réhabilités ou non, au sein de l'hydrosystème et la phénologie des phases successives du cycle vital des espèces de poissons est un des facteurs de réussite des opérations de réhabilitation écologique. Augmenter le nombre des habitats favorables pour l'ensemble des écophases des espèces et maximiser leur accessibilité au moment opportun devraient favoriser le recrutement au sein des populations. Ces dispositions pourraient en partie atténuer l'effet négatif des événements stochastiques lorsqu'ils se produisent au cours des périodes critiques du cycle de développement (reproduction, incubation, phase de dispersion larvaire, premier hiver...). Un style géomorphologique à chenaux multiples constituant un réseau plus ou moins interconnecté de bras vifs et des lônes offre une capacité d'accueil beaucoup plus favorable à la résilience des populations qu'un chenal unique. L'ensemble de ces interactions complexes entre structuration des habitats dans les plaines alluviales, régimes hydrologique et thermique, et traits d'histoire de vie des espèces mérite une attention particulière dans le cas de l'hydrosystème rhodanien restauré. Il apparaît nécessaire de compléter les approches biologiques développées à l'échelle des communautés par des études à l'échelle des populations (Simberloff, 1988 ; Roberts *et al.*, 2016).

Les résultats du suivi hydro-morpho-sédimentaire des bras restaurés ont mis en évidence des processus de comblement de certains bras, quelle que soit la nature de la connectivité avec le chenal principal. Par exemple, la formation progressive d'un bouchon alluvial à l'aval des bras parapotamiques, entrave leur accessibilité pour les poissons. Elle altère de manière avérée la fonction de nurserie et entraîne des modifications significatives de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques par ce retour des caractéristiques pré-restauration. L'accumulation de sédiments grossiers à l'entrée de bras courants restaurés a des conséquences similaires sur les fonctions écologiques associées à ces bras et sur la structuration des communautés aquatiques. Bien que la dynamique fluviale soit très contrainte et restreinte par les aménagements successifs du Rhône, des processus sédimentaires se déroulent encore à l'échelle locale avec des impacts potentiels sur les compartiments biologiques. Les pertes de fonctionnalité sont en contradiction avec les objectifs de réhabilitation écologique initiaux. Ces constats issus de l'analyse des données acquises après restauration alimentent une réflexion quant au maintien de ces fonctions écologiques réhabilitées et à la nécessité de mettre en œuvre de nouvelles actions de gestion environnementale.

Les résultats du suivi des macroinvertébrés benthiques des lônes ont mis en évidence le déclin marqué des effectifs de certaines populations, notamment d'insectes, sans lien apparent avec la restauration du fleuve et ce de manière assez généralisée le long du corridor rhodanien. Ce

phénomène qui alimente le constat général de l'érosion de la biodiversité questionne sur les causes d'un tel déclin (Rico *et al.*, 2018 ; Reid *et al.*, 2019 ; Haase *et al.*, 2023 ; van Klink *et al.*, 2024).

De même, l'impact futur des changements hydrologiques et thermiques en lien avec le dérèglement climatique sur le fonctionnement écologique du fleuve et ses biocénoses reste difficile à évaluer. Les premières analyses de la variabilité temporelle de la température du Rhône montrent que le réchauffement du fleuve est avéré. Les recherches futures menées dans le cadre de RhônEco intégreront cette thématique, notamment par des actions dédiées à la caractérisation des refuges thermiques (Fullerton *et al.*, 2018).

Les actions de réhabilitation écologique ont porté essentiellement sur la restauration physique des milieux en recréant des habitats au sein des plaines alluviales du Rhône. Le suivi des îlons restaurés et de leurs communautés aquatiques montre que 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).

L'hydrosystème rhodanien, aménagé depuis le milieu du 19^{ème} siècle et restauré au début des années 2000, constitue un véritable laboratoire de terrain pour étudier ces interactions et entrevoir la trajectoire future du fleuve.

9. Références bibliographiques

- Aarts B.G.W., Van den Brink F.W.B., Nienhuis P.H. (2004). Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications*, 20: 3-23.
- Amoros C., Richardot-Coulet M., Pautou G. (1982). Les « ensembles fonctionnels » : des entités qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhône français). *Revue de Géographie de Lyon*. 57 : 49-62.
- Ain G., Gilot B., Neuburger M.C., Pautou G., Tetart J. & Thomas J. (1973) Etude écologique des anciens lits du Rhône entre le confluent du Guiers et le confluent de l'Ain. Université Scientifique et Médicale de Grenoble, Compagnie Nationale du Rhône, Entente Interdépartementale pour la Démoustication Ain - Isère - Rhône - Savoie, Grenoble.
- Allardi J., Duguet C. & Leynaud G. (1975) Etude du peuplement ichtyologique d'un milieu fluvial réchauffé artificiellement. CTGREF, Paris.
- Amoros C., Richardot-Coulet M. & Pautou G. (1982) Les « ensembles fonctionnels » : des 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*, 57 : 49-62.
- Anderson M.J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*. 62: 245–253.
- Anderson M.J., Ellingsen K.E., McArdle B.H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*. 9: 683–693.
- Andre B., Lascombe C. & Christian L. (1988) Qualité du fleuve Rhône. Synthèse des connaissances. Agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon.
- Anonymous (1924) Instructions et modèle de cartes, graphiques et dossiers pour l'établissement de l'inventaire des eaux douces. Ministère de l'Agriculture, Direction Générale des Eaux et Forêts, Service de la Pêche et de la Pisciculture, Imprimerie Nationale, Paris.
- Anonymous (1938) Le Rhône. unknown, Paris.
- Armitage P. D., Pardo I., Brown A. (1995). Temporal Constancy of Faunal Assemblages in Mesohabitats - Application to Management. *Archiv Für Hydrobiologie*, 133(3): 367-387.
- Baecher L. (2021). Species distribution models applied to floodplain restoration – a case study of the Rhône River aquatic macroinvertebrates. Mémoire de Master en Sciences de l'Environnement de l'Université de Genève. 56 p.
- Balland P. (1975) Effets sur le Rhône des chasses des barrages de Verbois (Suisse) et de Genissiat (France). Centre technique du génie rural des eaux et forêts (CTGREF), Station d'études hydrobiologiques d'Aix les Bains.

- 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.
- Bauernfeind, E., Soldan, T. (2013). *The Mayflies of Europe (Ephemeroptera)*. Brill.
- Beechie T.J., Sear D.A., Olden J.D., Pess G.R., Buffington J.M., Moir H., Roni P., Pollock M.M. (2010). Process-based Principles for Restoring River Ecosystems. *BioScience* 60 (3): 209-222.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity: Biodiversity and climate change. *Ecology Letters*, 15(4), 365–377. doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.
- Belliard J. (1994) Le peuplement ichtyologique du bassin de la Seine. Rôle et signification des échelles temporelles et spatiales. Doctorat, Université Paris VI.
- Belliard J., Beslagic S., Delaigue O., Tales E. (2018). Reconstructing long-term trajectories of fish assemblages using historical data: the Seine River basin (France) during the last two centuries. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 23430-23450, doi: 10.1007/s11356-016-7095-1
- Belliard J., Ditché J.M., Roset N. (2008). Guide pratique de mise en oeuvre des opérations de pêche à l'électricité dans le cadre des réseaux de suivi des peuplements de poissons. Onema.
- Besacier-Monbertrand A.L., Paillex A. Castella E. (2014). Short-term impacts of lateral hydrological connectivity restoration on aquatic macroinvertebrates. *River Research and Applications*. 30: 557–570.
- Bij de Vaate A., Jażdżewski K., Ketelaars H., Gollasch S., Van der Velde G. (2002). Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59. 1159-1174. 10.1139/f02-098.
- Bölscher T., van Slobbe E., van Vliet M. T.H., Werners S.E. (2013). Adaptation Turning Points in River Restoration? The Rhine Salmon Case. *Sustainability*, 5: 2288-2304. doi:10.3390/su5062288
- 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.
- Bravard J.P., Amoros C., Pautou G. (1986). Impact of civil engineering work on the successions of communities in a fluvial system. *Oikos*. 47: 92-111.
- Bravard J.P. (1989). La métamorphose des rivières des Alpes françaises à la fin du Moyen-Age et à l'époque moderne. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 25 : 145-157
- Bravard J.P., Peiry J.-L. (1993). La disparition du tressage fluvial dans les Alpes françaises sous l'effet de l'aménagement des cours d'eau (19-20ème siècle). *Z. Geomorph. N. F.*, 88: 67-79

- Brooks S. P., Gelman A. (1998). Alternative methods for monitoring convergence of iterative simulations. *Journal of Computational and Statistics*, 7: 434–455.
- Bouloy A., Olivier J.M., Riquier J., Castella E., Marle P., Lamouroux N. (2023). Spatio-temporal dynamics of habitat use by fish in a restored alluvial floodplain over two decades. *Science of the Total Environment* 906, 167540. <https://hal.science/RHONECO/hal-04231799v1>
- Burkhardt-Holm P., Zehnder A.J.B. (2018). Fischnetz: Assessing outcomes and impacts of a project at the interface of science and public policy. *Environmental Science & Policy*, 82, 52-59, doi: 10.1016/j.envsci.2018.01.010
- Carrel G. (1986). Caractérisation physico-chimique du Haut-Rhône français et de ses annexes ; incidences sur la croissance des populations d'alevins. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard - Lyon I, Villeurbanne, France.
- Carrel G. (2002a). La prospection historique : un choix de référence (s). In: Séminaire "Etat écologique des milieux aquatiques continentaux" (Ed. J.-G. Wasson), pp. 78-84. Lyon, France, 20 et 21 mars 2001. Cemagref.
- Carrel G. (2002b). Prospecting for historical fish data from the Rhone River basin: a contribution to the assessment of reference conditions. *Archiv für Hydrobiologie*, 155: 273-290
- Castella E., Richardot-Coulet M., Roux C., Richoux P. (1991). Aquatic macroinvertebrate assemblages of two contrasting floodplains: the Rhone and Ain Rivers, France. *Regulated Rivers*, 6: 289-300, doi: 10.1002/rrr.3450060407
- Cattaneo F., Breil P., Carrel G. (1999). Variabilité inter-annuelle des assemblages piscicoles en relation avec le régime hydrologique : le Bas-Rhône à Montélimar. In: 4ème Congrès International de Limnologie-Océanographie. Bordeaux, 7-10 Septembre 1999.
- Cattanéo, F. (2005). Does hydrology constrain the structure of fish assemblages in French streams? Local scale analysis. *Archiv Für Hydrobiologie*, 164(3): 345–365. doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0164-0345
- Chezik K.A., Lester N.P., Venturelli P.A. (2014). Fish growth and degree-days I: selecting a base temperature for a within-population study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 47–55 (2014) dx.doi.org/10.1139/cjfas-2013-0295
- 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.
- Copp G.H. (1989). The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environmental Biology of Fishes*, 26: 1-27.
- Copp G.H. (1992). Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes*, 33: 181-193.

- Copp G.H. (1994). Hierarchical analysis of habitat use by 0+ juvenile fish in Hungarian/Slovak flood plain of the Danube River. *Environmental Biology of Fishes*, 40: 329-348.
- Ctgref (1976a) Etude écologique du Rhône. Etudes biologiques et écologiques des sites d'implantation de centrales thermiques. 1ère partie : Caractéristiques mésologiques. Centre Technique du Génie Rural des Eaux et Forêts (CTGREF), Division "Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture", Paris.
- Ctgref (1976b) Etude écologique du Rhône. Etudes biologiques et écologiques des sites d'implantation de centrales thermiques. 2ème partie : Les peuplements. Centre Technique du Génie Rural des Eaux et Forêts (CTGREF), Division "Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture", Paris.
- Ctgref (1977) Etude écologique du Rhône : sites de Bugey, Chavanay et Tricastin. Centre Technique du Génie Rural, des Eaux et Forêts, Qualité des Eaux, Pêche & Pisciculture, Antony.
- Ctgref (1980) Etude écologique du Rhône. Sites de Cruas et Aramon. Etat de référence. Centre Technique du Génie Rural des Eaux et Forêts (CTGREF), Divisions "Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture", Antony, Aix-en-Provence.
- De Cáceres M., Legendre P., Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119: 1674-1684.
- De Cáceres M., Coll L., Legendre P., Allen R.B., Wiser S.K., Fortin M.J., Condit R., Hubbell S. (2019). Trajectory analysis in community ecology. *Ecological Monographs* 89, e01350.
- De Valpine P., Hastings A. (2002). Fitting population models incorporating process noise and observation error. *Ecological monographs*, 72 (1): 57-76
- Daufresne M., (2009). Impacts des pressions climatiques et non climatiques sur les communautés piscicoles de grands fleuves français. *Hydroécologie Appliquée*, 16 : 109-134. doi.org/10.1051/hydro/2009006
- Daufresne M., Boët P. (2007). Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology* 13: 1–12, doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01449.x
- Daufresne M., Roger M.C., Capra H., Lamouroux N. (2003) Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhone River: effects of climatic factors. *Global Change Biology*, 10 : 124-140.
- Denwood M.J. (2016). runjags: An R Package Providing Interface Utilities, Model Templates, Parallel Computing Methods and Additional Distributions for MCMC Models in JAGS. *Journal of Statistical Software*, 71(9): 1-25
- Dessaix, J., & Fruget, J. F. (2014). Évolution sur le long terme des peuplements de Crustacés du Rhône. Publications de la Société Linnéenne de Lyon, 4(1) : 43-49.

- Dessaix, J., Fruget, J.F., Olivier, J.M., & Befly, J.L. (1995). Changes of the macroinvertebrate communities in the dammed and by-passed sections of the French upper Rhône after regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10(2-4): 265-279.
- Devaux A., Bony S., Plenet S., Sagnes P., Segura S., Suaire R., Novak M., Gilles A., Olivier J.M. (2015). Field evidence about reproduction impairment in the fish nase (*Chondrostoma nasus*) through sperm DNA damage. *Aquatic toxicology* 169: 113-122.
- Dewson, Z. S., James, A. B., Death, R. G. (2007). A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 401-415.
- Dick J.T.A., Platvoet D. (2000). Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 267: 977-983.
- Dick J.T.A., Platvoet D., Kelly D.W. (2002). Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1078-1084.
- Dolédec, S., D. Chessel D. (1987). Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique I - Description d'un plan d'observations complet par projection de variables. *Acta Œcologica, Œcologia Generalis* 8 : 403-426.
- Dolédec, 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., Dessaix, J., Tachet, H. (1996). Changes within the Upper Rhône River macrobenthic communities after the completion of three hydroelectric schemes: anthropogenic effects or natural change? *Archiv Fur Hydrobiologie*, 136: 19-40.
- Dray S & Dufour A (2007). The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4): 1-20.
- Dray, S., Dufour, A. B., Chessel, D. (2007). The ade4 package— II: Two-table and K-table methods. *R News*, 7(2) : 47–52.
- Dudgeon D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29, R960-R967, doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002
- Dufrêne M., Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67: 345-366.
- Dussling U., Berg R., Klinger H. & Wolter C. (Eds.) (2004) Assessing the ecological status of river systems using fish assemblages. Wiley VCH.
- Duvert C., Langlais S., Oriol E., Poirel A. & Perret C. (2012) Etude Thermique du Rhône - Phase IV. Lot 5 - Relations entre hydrologie et thermie du Rhône. eDF, Direction Production Ingénierie, Division Production Ingénierie Hydraulique, DTG, Département Surveillance - Environnement Aquatique, Grenoble.
- Eschbach D., Schmitt L., Imfeld G., May J.-H., Payraudeau S., Preusser F., Trauerstein M., Skupinski G. (2018). Long-term temporal trajectories to enhance restoration efficiency and

sustainability on large rivers: an interdisciplinary study. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22: 2717–2737. doi.org/10.5194/hess-22-2717-2018

- Eydoux S. (1997). Projet de restauration des casiers de Saulce. Diplôme d'Ingénieur ISIM, Institut des Sciences de l'Ingénieur de Montpellier, Université Montpellier II, Sciences et Techniques du Languedoc.
- Flotemersch J.E., Stribling J.B., Hughes R.M., Reynolds L., Paul M.J., Wolter C. (2011). Site length for biological assessment of boatable rivers. *River Research and Applications*, 27: 520-535, doi: 10.1002/rra.1367
- 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.
- Friberg N, Angelopoulos N.V., Buijse A.D., I.G. Cowx I.G., Kail J., Moe T.F., Moirk H., O'Hare M.T., Verdonschot P.F.M., C. Wolter C. (2016). Effective River Restoration in the 21st Century: From Trial and Error to Novel Evidence-Based Approaches. Pp 535-600. *In Advances in Ecological Research*, Volume 55. Elsevier Ltd. dx.doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.010
- Fruget J.-F. (1992). Ecology of the lower Rhône after 200 years of human influence: a review. *Regulated Rivers - Research & Management*, 7: 233-246.
- Fullerton, A.H., Torgersen, C.E., Lawler, J.J., Steel, E.A., Ebersole, J.L., & Lee S.Y. (2018). Longitudinal thermal heterogeneity in rivers and refugia for coldwater species: effects of scale and climate change. *Aquatic Sciences*, 80, 3 (2018). doi.org/10.1007/s00027-017-0557-9
- Galil B. S., Nehring S., Panov V. (2008). Waterways as invasion highways—Impact of climate change and globalization. In: *Biological invasions*, Chapter 5. Springer Berlin Heidelberg, 193, 59-74.
- Gaston K.J., Fuller R.A. (2008). Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 14-19, doi: 10.1016/j.tree.2007.11.001
- Gaston K.J. (2010). Valuing common species. *Science*, 327, 154-155, doi: 10.1126/science.1182818
- Gaston K.J. (2011). Common ecology. *BioScience*, 61: 354-362, doi: 10.1525/bio.2011.61.5.4
- Gibling M.R. (2018). River systems and the Anthropocene: A Late Pleistocene and Holocene timeline for human influence. *Quaternary*, 1, doi: 10.3390/quat1030021
- Gourret P. (1897) Les étangs saumâtres du Midi de la France et leurs pêcheries. *Annales du Musée d'histoire naturelle de Marseille - Zoologie*, Tome V, Mémoire N°1, Edition Mouillot Fils Aîné, Marseille.
- Guertault L., Camenen B., Peteuil C., Paquier A. (2014). Long term evolution of a dam reservoir subjected to regular flushing events. *Advances in Geosciences*, 39: 89-94.
- Haas P et al. (2023). The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature* Vol. 620. doi.org/10.1038/s41586-023-06400-1

- Haidvogel G., Hoffmann R., Pont D., Jungwirth M., Winiwarter V. (2015a). Historical ecology of riverine fish in Europe. *Aquatic Sciences*, 77, 315-324, doi: 10.1007/s00027-015-0400-0
- Haidvogel G., Lajus D., Pont D., Schmid M., Jungwirth M., Lajus J. (2014). Typology of historical sources and the reconstruction of long-term historical changes of riverine fish: a case study of the Austrian Danube and northern Russian rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 23, 498-515, doi: 10.1111/eff.12103
- Haidvogel G., Pont D., Dolak H., Hohensinner S. (2015b). Long-term evolution of fish communities in European mountainous rivers: past log driving effects, river management and species introduction (Salzach River, Danube). *Aquatic Sciences*, 77, 395-410, doi: 10.1007/s00027-015-0398-3
- Heck, K.L., Jr., G. van Belle, Simberloff D. (1975). Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 56: 1459-1461.
- Hein T., Schwarz U., Habersack H. Nichersu I., Preiner S. (2016). Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. *Science of the Total Environment* 543 : 778-790. dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.073
- Henry C.P., Amoros C., Giuliani Y. (1995). Restoration ecology of riverine wetlands: II. An example in a former channel of the Rhône River. *Environmental Management*, 19 (6): 903-913.
- Hering D., Aroviita J., Baattrup-Pedersen A., Brabec K., Buijse T., Ecke F., Friberg N., Gielczewski M., Januschke K., Köhler J., Kupilas B., Lorenz A.W., Muhar S., Paillex A., Poppe M., Schmidt T., Schmutz S., Vermaat J., Verdonschot P.F.M., Verdonschot R.C.M., Wolter C. (2015). Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: a field study of 20 European restoration. *Journal of Applied Ecology* 52: 1518-1527. doi:10.1111/1365-2664.12531
- Hoban S., Bruford M., D'Urban Jackson J., Lopes-Fernandes M., Heuertz M., Hohenlohe P.A., Paz-Vinas I., Sjögren-Gulve P., Segelbacher G., Vernesi C., Aitken S., Bertola L.D., Bloomer P., Breed M., Rodríguez-Correa H., Funk W.C., Grueber C.E., Hunter M.E., Jaffe R., Liggins L., Mergeay J., Moharrek F., O'Brien D., Ogden R., Palma-Silva C., Pierson J., Ramakrishnan U., Simo-Droissart M., Tani N., Waits L., Laikre L. (2020). Genetic diversity targets and indicators in the CBD post-2020 global biodiversity framework must be improved. *Biological Conservation*, 248, 108654.
- Hoban S., da Silva J.M., Hughes A., Hunter M.E., Stroil B.K., Laikre L., Mastretta-Yanes A., Millette K., Paz-Vinas I., Ruiz Bustos L., Shaw R.E., Vernesi C. (2024). Too simple, too complex, or just right? Advantages, challenges, and guidance for indicators of genetic diversity. *BioScience*, Volume 74, Issue 4: 269-280, doi.org/10.1093/biosci/biae006
- Hohensinner S., Egger G., Muhar S., Vaudor L. & Piegay H. (2021). What remains today of pre-industrial Alpine rivers? Census of historical and current channel patterns in the Alps. *River Research and Applications*, 37, 128-149, doi: 10.1002/rra.3751
- Huet M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 11: 332-351

- Jamieson I.G., Allendorf F.W. (2012). How does the 50/500 rule apply to MVPs? *Trends in Ecology and Evolution* 27(10): 578-584.
- Juget J., Yi B.J., Roux C., Richoux P., Richardot-Coulet M., Reygrobellet J.L., Amoros C. (1979). Structure et fonctionnement des écosystèmes du haut Rhône français. VII. Le complexe hydrographique de la Lône des Pêcheurs (un ancien méandre du Rhône). *Schweiz. Z. Hydrol.* 41: 395-417.
- Kéry M. & Schaub M. (2012) Bayesian population analysis using WinBUGS. Amsterdam: Academic, pp 302.
- Keith P., Poulet N., Denys G., Changeux T., Feunteun É., Persat H. (2020). Les Poissons d'eau douce de France. Deuxième édition. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris ; Biotope, Mèze, 704 p. (Inventaires & biodiversité ; 18).
- Krebs C.J. 1999. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, Inc. 620p.
- Kreitmann L. (1932) Les grandes lignes de l'économie piscicole du bassin français du Rhône. *Travaux du Laboratoire d'Hydrobiologie et de Pisciculture de l'Université de Grenoble*, 24 : 127-131
- .
- Lamouroux N. (1998). STATHAB/FSTRESS softwares. Habitat modeling using statistical habitat models. Cemagref and Université Lyon 1.
- Lamouroux, N., Statzner, B., Fuchs, U., Kohmann, F., Schmedtje, U. (1992). An unconventional approach to modeling spatial and temporal variability of local shear stress in stream segments. *Water Resources Research*, 28(12): 3251-3258.
- Lamouroux N., Doutriaux E., Terrier C., Zylberblat M. (1999). Modélisation des impacts de la gestion des débits réservés du Rhône sur les peuplements piscicoles. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 352 : 45-61. <https://hal.science/RHONECO/hal-02577948v1>
- Lamouroux, N., Capra, H., Pouilly, M., Souchon, Y. (1999). Fish habitat preferences at the local scale in large streams of southern France. *Freshwater Biology*, 42, 673-687.
- 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: 1069-1084. <https://hal.science/RHONECO/hal-02152578v1>
- 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. <https://hal.science/RHONECO/hal-01328462v1>
- Lavit C., Escoufier Y., Sabatier R., and Traissac P. (1994). The ACT (STATIS method). *Computational Statistics and Data Analysis*, 18:97–119.
- Le Corre M., Alexandrino P., Sabatie M.R., Aprahamian M.W., Bagliniere J.L. (2005) Genetic characterisation of the Rhodanian twaite shad, *Alosa fallax rhodanensis*. *Fisheries Management and Ecology*, 12: 275-282

- Le Corre M., Bagliniere J.L., Sabatie R., Menella J.Y., Pont D. (1997). Données récentes sur les caractéristiques morphologiques et biologiques de la population d'alse feinte du Rhône (*Alosa fallax rhodanensis* Roule, 1924). *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, 346 : 527-545
- Lê S., Josse J. & Husson F. (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1) : 1-18.
- Leger L. (1910a). Dossiers piscicoles des cours d'eau alpins. *Travaux du Laboratoire de Pisciculture de l'Université de Grenoble*, 2 : 569-570
- Leger L. (1910b). Principes de la méthode rationnelle du peuplement des cours d'eau à Salmonidés. La capacité biogénique. *Travaux du Laboratoire de Pisciculture de l'Université de Grenoble*, 2 : 533-568
- Leger L. (1927). Carte piscicole du département de l'Ain avec une notice explicative. *Travaux du Laboratoire d'Hydrobiologie et de Pisciculture de l'Université de Grenoble*, 19 : 149-155
- Leger L. (1945-1948). Economie biologique et productivité de nos rivières à cyprinidés. *Travaux du Laboratoire d'Hydrobiologie et de Pisciculture de l'Université de Grenoble*, 37/40 : 49-69
- Lenders H.J.R. (2017). Fish and fisheries in the Lower Rhine 1550–1950: A historical-ecological perspective. *Journal of Environmental Management*, 202, 403-411, [dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.011](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.011)
- Macklin M.G. & Lewin J. (2019). River stresses in anthropogenic times: Large-scale global patterns and extended environmental timelines. *Progress in Physical Geography-Earth and Environment*, 43: 3-23, doi: 10.1177/0309133318803013
- Manfrin A., 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 (2020) 137169. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137169
- 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 approach applied to restoration scenarios. *Science of the Total Environment* 750 (1): 142081. <https://hal.science/RHONECO/hal-02931379v1>
- 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 contrasted river floodplains. *Freshwater Biology* 67 (10): 1774-1788 <https://hal.science/RHONECO/hal-03739166v1>
- Marle P., Simon L., Rigal A., Guicharnaud C., Gauthier P., Garcia N., Castella E., Mayor H., Slaveykova V.I., Olivier J.M. (2023). Flow and plankton availability control young-of-the-year fish diet in two floodplain nurseries. *Ecology of Freshwater Fish*. DOI: 10.1111/eff.12724 <https://hal.science/RHONECO/hal-04096253v1>

- Marmonier P., Dole-Olivier M.J. & Creuze Des Chatelliers M. (1992). Spatial distribution of interstitial assemblages in the floodplain of the Rhône River. *Regulated Rivers - Research & Management*, 7: 75-82.
- Martinez, A. S., Willoughby, J. R., & Christie, M. R. (2018). Genetic diversity in fishes is influenced by habitat type and life-history variation. *Ecology and Evolution*, 8(23), 12022–12031. <https://doi.org/10.1002/ece3.466>
- Mathieu-Bégné E., Loot G., Chevalier M., Paz-Vinas I., Blanchet S. (2018). Demographic and genetic collapses in spatially structured populations: insights from a long-term survey in wild fish metapopulations. *Oikos* 128(2): 196-207. doi.org/10.1111/oik.05511
- Mérigoux S., Forcellini M., Dessaix J., Frujet J.-F., Lamouroux N. Statzner B. (2025). Testing predictions of changes in benthic invertebrate abundance and community structure after flow restoration in a large river (French Rhône). *Freshwater Biology* 60: 1104–1117. doi:10.1111/fwb.12422 <https://hal.science/RHONECO/hal-02152585v1>
- Mueller M., Pander J., Knott J., Geist J. (2017). Comparison of nine different methods to assess fish communities in lentic flood-plain habitats. *Journal of Fish Biology*, 91: 144-174, doi: 10.1111/jfb.13333
- Nelva A., Persat H., Chessel D. (1979). Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Série D*, 289 : 1295-1298
- Newman K.B., Buckland S.T., Morgan B.J.T., King R., Borchers D.L., Cole D.J., Besbeas P., Gimenez O., Thomas L. (2014). Modelling Population Dynamics: Model Formulation, Fitting and Assessment using State-Space Methods, *Methods in Statistical Ecology*. Springer Science, pp. 215
- Notebaert B. & Verstraeten G. (2010) Sensitivity of West and Central European river systems to environmental changes during the Holocene: A review. *Earth-Science Reviews*, 103 : 163-182, doi.org/10.1016/j.earscirev.2010.09.009
- Oba S., Sato M. A., Takemasa, I., Monden, M., Matsubara, K. I., Ishii, S. (2003). A Bayesian missing value estimation method for gene expression profile data. *Bioinformatics* 19(16), 2088-2096.
- 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. <https://hal.science/RHONECO/halshs-04557921v1>
- Olivier J.-M., André S., Dolédec S., Lamouroux N., Mérigoux S. (2004a). Suivi scientifique du programme décennal de restauration hydraulique et écologique du Rhône, Vieux-Rhône et îlons de Chautagne, caractérisation de l'état initial, juin 2004. Contrat de prestation n°DPE-F 03-0093. CNR/ EZUS / Université Lyon 1. <https://hal.science/RHONECO/halshs-04557921v1>
- Olivier J.M., Bornette G., Castella E., Dolédec S., Lamouroux N., Massé C., Mérigoux 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. <https://hal.science/RHONECO/halshs-04557723v1>

Olivier J.M., Lamouroux N., Bornette G., Castella E., Méricoux 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.

Olivier J.M., Carrel G., Lamouroux N., Dole-Olivier M.J., Malard F., Bravard J.P., Piégay H., Castella E., Barthélémy C. (2022). The Rhône River Basin. Pp. 391-451 *In Rivers of Europe* (second edition), Tockner K., Zarfl C. & Robinson C.T. (Eds). <https://hal.science/RHONECO/hal-03565975v1>

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. (2020). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Ovidio, M.; Nzau Matondo, B. (2024) Ecology and Sustainable Conservation of the Nase, *Chondrostoma nasus*: A Literature Review. *Sustainability* 16, 6007. doi.org/10.3390/su16146007

Palmer M.A., Menninger H.L., Bernhardt E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* (2010), 55 (Suppl. 1): 205–222. [doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x)

Palmer M.A., Ruhí A. (2019). Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. *Science* 365, 1264. [dx.doi.org/10.1126/science.aaw2087](https://doi.org/10.1126/science.aaw2087)

Parnet A. (1998). Projet de restauration des milieux annexes du Rhône. Lône du Gouvernement (Baix, Cruas - Ardèche). Casier des Tourettes (La Coucourde, Les Tourettes - Drôme). Diplôme d'Ingénieur ISIM, Institut des Sciences de l'Ingénieur de Montpellier, Université Montpellier II, Sciences et Techniques du Languedoc.

Parrot E. (2015). Analyse spatio-temporelle de la morphologie du chenal du Rhône du Léman à la Méditerranée. Thèse de Doctorat en Géographie, Université Lyon III.

Paunović M., Csányi B., Stanković I., Graf W., Leitner P., Bammer V., Huber T., József Szekeres J., Borza P. (2015). Invasive species. Chapter 10, pp 140-148 *In Joint Danube Survey 3. A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality*. I. Liška, F. Wagner, M. Sengl, K. Deutsch, J. Slobodník (Editors). Published by: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River.

Paz-Vinas I., Comte L., Chevalier M., Dubut V., Veyssiere C., Grenouillet G., Loot G., Blanchet S. (2013). Combining genetic and demographic data for prioritizing conservation actions: insights from a threatened fish species. *Ecology and Evolution* 3(8): 2696-2710.

- Pautou G., Thomas J., Ain G., Meriaudeau R., Gilot B., Neuburger M.C. (1972). Etude écologique des îles du Rhône entre Seyssel et Lyon. Organisation opérationnelle de la démoustication. Université Scientifique et Médicale de Grenoble, Compagnie Nationale du Rhône, Entente Interdépartementale pour la Démoustication Ain - Isère - Rhône - Savoie, Grenoble.
- Penaz M., Olivier J.M., Carrel G., Pont D. & Roux A.L. (1991) A synchronic study of juvenile fish assemblages in the French section of the Rhône River. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemoslovacaе Brno*, 25 (5), 1-36.
- Persat H. & Copp G.H. (1989). Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In: *Developments in Electrofishing* (Ed. I. Cowx), pp. 203-215. Fishing News Books, Oxford.
- Persat H. (1996). Threatened populations and conservation of the European grayling, *Thymallus thymallus* (L., 1758). In: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (Eds A. Kirchhofer & D. Hefti), pp. 233-247. Birkhäuser Basel, Basel.
- Petts G.E., Möller H., Roux A.L. (1989). Historical change of large alluvial rivers: Western Europe. John Wiley & Sons, Chichester.
- Piraud V. (1909). Note sur la faune de l'Isère considérée au point de vue de la capacité biogénique de ce cours d'eau aux environs de Grenoble. *Travaux du Laboratoire de Pisciculture de l'Université de Grenoble*, 1, 243-249.
- Plummer M. (2003). JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. *Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003)*: 20–22.
- Pont D., Argillier C., Carrel G., De Bortoli J., Holley F., Rogers C., Schlumberger O. (2009). Sensibilité de l'indicateur biotique Poissons vis à vis de la définition des conditions de référence dans les cours d'eau, lacs et retenues artificielles du bassin RMC. Cemagref, UR Hydrobiologie, Aix-en-Provence.
- 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/>.
- Richardot-Coulet M., Amoros C., Reygrobellet J.L., Roux A.L. (1982). Diagnose des ensembles fonctionnels aquatiques définis sur le Haut-Rhône français : application à une cartographie écologique d'un système fluvial. *Eau du Québec*. 15 : 146-153.
- Rico A., Arenas-Sanchez A., Pasqualini J., Garcia-Astillero A., Cherta L., Nozal L., Vighi M. (2018).
- Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Erika J. Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T.J., Kidd K.A., MacCormack T.J., Olden J.D., Ormerod S.J., Smol J.P., William W. Taylor W.W., Tockner K., Vermaire J.C., David Dudgeon D., Cooke S.J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94: 849–873. 849 doi: 10.1111/brv.12480.

- Riquier J. (2015). *Réponses hydrosédimentaires de chenaux latéraux restaurés du Rhône français. Structures spatiales et dynamiques temporelles des patrons et des processus, pérennité et recommandations opérationnelles*. Thèse de doctorat, Université Lumière Lyon 2, 293 p.
<https://hal.science/RHONECO/tel-01247592v1>
- 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. <https://hal.science/RHONECO/hal-01223357v1>
- 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://hal.science/RHONECO/hal-01575564v1>
- 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. <https://hal.science/RHONECO/hal-02042601v1>
- Roberts J.H., Anderson G.B., Angermeier (2016). A Long-Term Study of Ecological Impacts of River Channelization on the Population of an Endangered Fish: Lessons Learned for Assessment and Restoration. *Water* 2016, 8, 240; doi:10.3390/w8060240
- Rogosch, Jane S.; Boehm, Hadley I. A.; Tingley, Ralph W.; Wright, Kiah D.; Webb, Elisabeth B.; Paukert, Craig P. (2024) Evaluating effectiveness of restoration to address current stressors to riverine fish. *Freshwater Biology* Vol. 69 Issue 5: 607-622. DOI: 10.1111/fwb.14232
- Rostan J.C., Amoros C., Juget J. (1987). The organic content of the surficial sediment: a method for the study of ecosystems development in abandoned river channels. *Hydrobiologia* 148: 45-62.
- Roux A.L. (1976). Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. I. Présentation de l'étude. *Bulletin d'Ecologie*, 7, 475-478
- Roux A.-L. (1982) Le Haut-Rhône français : lieu privilégié d'une recherche interdisciplinaire sur la gestion écologique des ressources en eau. *Revue de Géographie de Lyon*, 5-6
- Roux A.L. (1984). The impact of emptying and cleaning reservoirs on the physico-chemical and biological water quality of the Rhône downstream of the dams. In: Regulated rivers (Eds A. Lillehammer & S.J. Saltveit), pp. 61-70. Universitetsforlaget AS, Oslo.
- Roux A.L., Amoros C., Richardot-Coulet M., Reygrobellet J.-L., Guy P., Jean-Paul B. (1982). Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux. Etude d'un hydrosystème fluvial : le haut Rhône français. Editions du CNRS.
- Roux A.L., Bravard J.P., Amoros C., Pautou G. (1989). Ecological changes of the French Upper Rhône River since 1750. In: Historical change of large alluvial rivers: Western Europe (Eds G.E. Petts, H. Möller & A.L. Roux), pp. 323-350. John Wiley & Sons, Chichester.
- Santos R., Poulet N., Besnard A. (2021). Life history traits correlate with temporal trends in freshwater fish populations for common European species. *Freshwater Biology*, 66(2): 317-331.

- Santos R., Poulet N., Besnard A. (2022). Spatially structured freshwater fish populations decline in France, implication for environmental management. *Journal of Environmental management*, 317: 115180.
- Schiemer F., Spindler T. (1989). Endangered fish species of the Danube river in Austria. *Regulated Rivers: Research & Management* 4, 397-407.
- Schiemer F., Baumgartner C., Tockner K. (1999). Restoration of floodplain rivers: the Danube restoration project. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 231–244.
- Simberloff D. (1988) The Contribution of Population and Community Biology to Conservation Science. Annual Review of Ecology and Systematics. Vol. 19, pp. 473-511
- Simons J.H.E.J., Bakker C., Schropp M.H., Jans L.H., Kok F.R., Grift R.E. (2001). Man-made secondary channels along the River Rhine (The Netherlands); results of post-project monitoring. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17: 473–491.
- Simpson G. (2021). gratia: Graceful 'ggplot'-Based Graphics and Other Functions for GAMs Fitted Using 'mgcv'. R package version 0.7.4. <https://CRAN.R-project.org/package=gratia>
- Soto, I., Cuthbert, R. N., Ahmed, D. A., Kouba, A., Domisch, S., Marquez, J. R., ... Haubrock, P. J. (2023). Tracking a killer shrimp: *Dikerogammarus villosus* invasion dynamics across Europe. *Diversity and Distributions*, 29(1): 157-172.
- Staentzel C., Schlumberger O., Barillier A., Valentini A., Boyer F., Beisel J.N. (2023). Trophic impact of *Neogobius melanostomus* in a restored site on the Old Rhine River (France). *Aquatic Sciences*, 85, 46, doi: 10.1007/s00027-023-00942-2
- Statzner, B., Müller, R. (1989). Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research. *Freshwater Biology*, 21(3): 445-459.
- Stekhoven D. J. & Bühlmann P. (2012). MissForest—non-parametric missing value imputation for mixed-type data. *Bioinformatics* 28(1), 112-118.
- Stephens L., Fuller D., Boivin N., Rick T., Gauthier N., Kay A., . . . Ellis E. (2019). Archaeological assessment reveals Earth’s early transformation through land use. *Science*, 365: 897-902, doi:doi:10.1126/science.aax1192
- Stoddard J.L., Larsen D.P., Hawkins C.P., Johnson R.K., Norris R.H. (2006). Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications*, 16, 1267-1276.
- Stoffels R.J., Humphries P., Bond N.R., Price A.E. (2022). Fragmentation of lateral connectivity and fish population dynamics in large rivers. *Fish and Fisheries* 23: 680–696. DOI: 10.1111/faf.12641
- Stoffers T., Collas F., Buijse A.D., Geerling G.W., Jans L., Van Kessel N., Verreth J.A.J., Negelkerke 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. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142931

- Stoffers T., Buijse A.D., Verreth, J.A., Nagelkerke L.A. (2022a). Environmental requirements and heterogeneity of rheophilic fish nursery habitats in European lowland rivers: current insights and future challenges. *Fish and Fisheries* 23 (1), 162–182. DOI: 10.1111/faf.12606
- 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. (2022b). Freshwater fish biodiversity restoration in floodplain rivers requires connectivity and habitat heterogeneity at multiple spatial scales. *Science of the Total Environment* 888, 156509. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156509
- Sturbois A., De Cáceres M., Sánchez-Pinillos M., Schaal G., Gauthier O., Le Mao P., Ponsero A., Desroy N. (2021). Extending community trajectory analysis: New metrics and representation. *Ecological Modelling*. 440, 109400.
- Sundermann, A., Müller, A., Halle, M. (2022). A new index of a water temperature equivalent for summer respiration conditions of benthic invertebrates in rivers as a bio-indicator of global climate change. *Limnologica*, 95, 125980.
- Tachet H., Bournaud M., Richoux P., Usseglio-Polatera P. (2010). *Invertébrés d'eau douce - systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, 600 p.
- Taft H.R., McCoskey D.N., Miller J.M., Pearson S.K., Coleman M.A., Fletcher N.K., Mittan C.S., Meek M.H., Barbosa S. (2020). Research–management partnerships: An opportunity to integrate genetics in conservation actions. *Conservation Science and Practice* 2: e218. DOI: 10.1111/csp2.218
- Tissot, L., Souchon, Y. (2010). Synthèse des tolérances thermiques des principales espèces de poissons des rivières et fleuves de plaine de l'ouest européen. *Hydroécologie Appliquée*, 17, 17–76. doi.org/10.1051/hydro/2010004
- Tomanova S., Tedesco P.A., Roset N., Berrebi Dit Thomas R., Belliard J. (2013). Systematic point sampling of fish communities in medium- and large-sized rivers: sampling procedure and effort. *Fisheries Management and Ecology*, 20 : 533-543, doi: 10.1111/fme.12045
- Troia M.J., Gido K.B. (2015) Functional strategies drive community assembly of stream fishes along environmental gradients and across spatial scales. *Ecologia* 177 : 545-559.
- van der Velde G., Nagelkerken I., Rajagopal S., Bij de Vaate A. (2002). Invasions by Alien Species in Inland Freshwater Bodies in Western Europe: The Rhine Delta. In *Invasive aquatic species of Europe – distributions, impacts and management* (pp.360-372), Kluwer Academic Publishers Editors: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S. DOI:10.1007/978-94-015-9956-6_37
- UICN France, (2015). Les espèces exotiques envahissantes sur les sites d'entreprises. Livret 1 : Connaissances et recommandations générales, Paris, France, 40 pages.
- van Klink R., Bowler D.E., Gongalsky K.B., Swengel S.R., Gentile A., Chase J.M. (2020). Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundance *Science*. 368: 417–420.
- van Klink R., Bowler D.E., Gongalsky K.B., Shen M., Swengel S.R., Chase J.M. (2024). Disproportionate declines of formerly abundant species underlie insect loss. *Nature*. 628: 359-370.

- Vaucher J. (2015). Etude piscicole - lône des Arboras (2014). Rapport final - Août 2015. Fédération du Rhône pour la pêche et la Protection du Milieu Aquatique, La Tour de Salvagny, 69.
- Vaucher J. (2016). Diagnostic écologique de la lône du Prin (2015). Rapport final - Avril 2016. Fédération du Rhône et de la Métropole de Lyon pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, La Tour de Salvagny, 69.
- Vaucher J. (2017). Etude piscicole – bassin de joutes de Vernaison et lône de Jaricot 2016. Rapport final - Août 2017. Fédération du Rhône et de la Métropole de Lyon pour la pêche et la Protection du Milieu Aquatique, La Tour de Salvagny, 69.
- Vaucher J. (2019). Suivi piscicole de la Saône et du Rhône (2017). Rapport final - Mars 2019. Fédération du Rhône et de la Métropole de Lyon pour la pêche et la Protection du Milieu Aquatique, La Tour de Salvagny, 69.
- Vaudor L., Lamouroux N., Olivier J.-M., Forcellini M. (2015). How sampling influences the statistical power to detect changes in abundance: an application to river restoration. *Freshwater Biology*, 60: 1192-1207. <https://hal.science/RHONECO/hal-01328509v1>
- Vázquez-Tarrío, D., Tal, M., Camenen, B., & Piégay, H. (2019). Effects of continuous embankments and successive run-of-the-river dams on bedload transport capacities along the Rhône River, France. *Science of The Total Environment*, 658: 1375-1389. <https://hal.science/OSR/hal-02610010v1>
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology*, 41(1): 115-139.
- Waples R.S. (2022). What Is Ne, Anyway? *Journal of Heredity*, 113, Issue 4: 371–379. doi.org/10.1093/jhered/esac023
- Ward J. & Stanford J. (1982). Thermal Responses in the Evolutionary Ecology of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology* 27(1): 97–117.
- Whitney E.J., BellMore J.R., Benjamin J.R., Jordan C.E., Dunham J.B., Newsom M., Nahorniak M. (2020). Beyond sticks and stones: Integrating physical and ecological conditions into watershed restoration assessments using a food web modeling approach. *Food Webs* 25 e00160. doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00160
- Wickham H. (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- Wolf S., Esser V., Schuttrumpf H. & Lehmkuhl F. (2021). Influence of 200 years of water resource management on a typical central European river. Does industrialization straighten a river? *Environmental Sciences Europe*, 33, doi: 10.1186/s12302-021-00460-8
- Wolter C. & Bischoff A. (2001) Seasonal changes of fish diversity in the main channel of the large lowland River Oder. *Regulated Rivers - Research & Management*, 17, 595-608
- Wolter C., Bischoff A. & Wysujack K. (2005). The use of historical data to characterize fish-faunistic reference conditions for large lowland rivers in northern Germany. In: *Rehabilitating large regulated rivers. Lowland River Rehabilitation Conference, September*

29 - October 3, 2003, Wageningen, The Netherlands (Eds A.D. Buijse, F. Klijn, R.S.E.W. Leuven, H. Middelkoop, F. Schiemer, J.H. Thorp & H.P. Wolfert), pp. 37-51. Archiv für Hydrobiologie Suppl. Large Rivers Vol. 15.

Wood S.N. (2017). Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC. Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/index.html>

Zylberblat M. (1992). Schéma de vocation piscicole du fleuve Rhône - Rapport de synthèse. Ministère de l'Environnement, Délégation de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Service de la Navigation Rhône-Saône, Lyon.

Zylberblat M., Servat H. & Changeux T. (Eds.) (1994). Schéma de vocation piscicole de la Saône. La Saône, une vallée à préserver. Rapport de synthèse. Délégation de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse (Diren Rhône-Alpes), FDAPPMA de l'Ain, de la Côte d'Or, de la Saône-et-Loire et du Rhône, Lyon.



10. Annexes

Annexe 4-1 - Liste des biefs définis pour le Rhône (depuis l'émissaire du Léman jusqu'à la Méditerranée), pour la Saône (de Lyon à la source) et pour la Basse Vallée de l'Ain. Indication d'un identifiant numérique. Délimitations amont et aval des biefs. Altitude moyenne du bief. Points kilométriques (moyen, amont et aval). Le pk 0 se trouve à la confluence du Rhône et de la Saône.

Bief	Id_bief	Localisation de l'amont vers l'aval	Alt (m)	Pk moy.	Pk Amt	Pk Avl
Seujet-Verbois	1	du barrage-usine du Seujet (émissaire du Léman) au barrage-usine de Verbois	369.0	-200.35	-207.3	-193.4
Verbois - Chancy-Pouigny	2	du barrage-usine de Verbois au barrage-usine de Chancy-Pouigny	348.0	-189.90	-193.4	-186.4
Chancy-Pouigny - Génissiat	3	du barrage-usine de Chancy-Pouigny au barrage-usine de Génissiat (pk 162.2)	330.7	-174.30	-186.4	-162.2
Génissiat - Seyssel	4	du barrage-usine de Génissiat au barrage-usine de Seyssel (pk 151.5)	260.5	-156.85	-162.2	-151.5
Seyssel - Chautagne	5	du barrage-usine de Seyssel au barrage de Motz (pk 146) et usine de Chautagne (pk 140)	252.0	-145.75	-151.5	-140.0
Chautagne - Belley	6	du barrage de Motz et usine de Chautagne au barrage de Lavours (pk 131.6) et usine de Brens-Virignin (pk 117)	235.0	-131.50	-146.0	-117.0
Belley - Brégnier-Cordon	7	du barrage de Lavours et usine de Brens-Virignin au barrage-usine de Champagneux (pk 102.8) et usine de Brégnier-Cordon (pk 94.3)	217.0	-112.95	-131.6	-94.3
Brégnier - Sault-Brénaz	8	du barrage-usine de Champagneux et usine de Brégnier-Cordon à l'usine de Porcieu-Amblagnieu (pk 62.2) et barrage de Villebois (pk 63.6)	203.3	-82.50	-102.8	-62.2
Sault-Brénaz - Cusset	9	de l'usine de Porcieu-Amblagnieu et barrage de Villebois au barrage de Jons (pk 27) et usine de Cusset (estimé pk 10)	180.0	-36.10	-62.2	-10.0
Cusset - Pierre-Bénite	10	du barrage de Jons et usine de Cusset au barrage (pk 5) et usine-écluse de Pierre-Bénite (pk 4)	161.8	-2.50	-10.0	5.0
Pierre-Bénite - Vaugris	11	du barrage et usine-écluse de Pierre-Bénite au barrage-usine de Vaugris (pk 34)	150.2	19.00	4.0	34.0
Vaugris - Péage-de-Roussillon	12	du barrage-usine de Vaugris au barrage de Saint-Pierre-de-Bœuf (pk 51) et usine-écluse de Sablons (pk 61)	143.5	47.50	34.0	61.0
Péage-de-Roussillon - St-Vallier	13	du barrage de Saint-Pierre-de-Bœuf et usine-écluse de Sablons au barrage d'Arras-sur-Rhône (pk 83) et usine-écluse de Gervans (pk 86)	128.2	68.50	51.0	86.0
St-Vallier - Bourg-lès-Valence	14	du barrage d'Arras-sur-Rhône et usine-écluse de Gervans au barrage de La Roche-de-Glun (pk 99.5) et usine-écluse de Bourg-lès-Valence (pk 106)	116.4	94.50	83.0	106.0
Bourg-lès-Valence - Beauchastel	15	du barrage de La Roche-de-Glun et usine-écluse de Bourg-lès-Valence au barrage de Charmes-sur-Rhône (pk 119.8) et usine-écluse de Beauchastel (pk 124)	104.4	111.75	99.5	124.0
Beauchastel - Baix-Le Logis Neuf	16	du barrage de Charmes-sur-Rhône et usine-écluse de Beauchastel au barrage du Pouzin (pk 135.5) et usine-écluse Béthenod (pk 142.5)	90.8	131.15	119.8	142.5
Baix-Le Logis Neuf - Montélimar	17	du barrage du Pouzin et usine-écluse Béthenod au barrage de Rochemaure (pk 153) et usine-écluse de Châteauneuf-du-Rhône (pk 164)	77.0	149.75	135.5	164.0
Montélimar - Donzère-Mondragon	18	du barrage de Rochemaure et usine-écluse de Châteauneuf-du-Rhône au barrage de Donzère (pk 171.5) et usine-écluse de Bollène (pk 190)	58.5	171.50	153.0	190.0
Donzère-Mondragon - Caderousse	19	du barrage de Donzère et usine-écluse de Bollène au barrage (pk 212.5) et usine-écluse de Caderousse (pk 215)	35.5	193.25	171.5	215.0
Caderousse - Avignon	20	du barrage et usine-écluse de Caderousse au barrage-usine de Sauveterre (230.5) et usine-écluse d'Avignon (pk 238.5)	26.0	225.50	212.5	238.5

Bief	Id_bief	Localisation de l'amont vers l'aval	Alt (m)	Pk moy.	Pk Amt	Pk Avl
Avignon - Vallabrègues	21	du barrage-usine de Sauveterre et usine-écluse d'Avignon au barrage de Vallabrègues (pk 262.5) et usine-écluse de Beaucaire (pk 265)	16.0	247.75	230.5	265.0
Vallabrègues - Arles	22	du barrage de Vallabrègues et usine-écluse de Beaucaire à la défluence Gd Rhône - Petit Rhône (pk 279.5)	2.0	271.00	262.5	279.5
Arles - Grand Rhône	23	de Arles à la Méditerranée	1.0	304.75	279.5	330.0
Arles - Petit Rhône	24	de Fourques à la Méditerranée	1.0	308.25	279.5	337.0
Couzon - Lyon	25	du barrage de Couzon à la confluence de la Saône à Lyon	164.0	8.60	17.2	0
Dracé - Couzon	26	du barrage de Dracé (Thoissey) au barrage de Couzon	167.0	39.70	62.2	17.2
Ormes - Dracé	27	du barrage d'Ormes au barrage de Dracé	170.0	90.60	119	62.2
Charnay - Ormes	28	du barrage de Charnay-lès-Chalon au barrage d'Ormes	173.0	148.50	178	119
Pagny - Charnay	29	du barrage de Pagny au barrage de Charnay-lès-Chalon	176.0	191.60	205.2	178
Auxonne - Pagny	30	du barrage d'Auxonne au barrage de Pagny	179.0	219.00	232.8	205.2
Poncey - Auxonne	31	du barrage de Poncey-lès-Athée au barrage d'Auxonne	182.5	236.90	241	232.8
Heuilley - Poncey	32	du seuil de Heuilley-sur-Saône au barrage de Poncey-lès-Athée	184.8	249.40	257.8	241
Esmoulins - Heuilley	33	du barrage d'Esmoulins au seuil de Heuilley-sur-Saône	187.1	266.35	274.9	257.8
Gray - Esmoulins	34	du barrage de Gray au barrage d'Esmoulins	188.9	279.05	283.2	274.9
Saône Amont	35	de la source (Vosges) au barrage de Gray				
Basse vallée de l'Ain	36	du barrage d'Allement au confluent de l'Ain				

Annexe 4-2 - Liste des espèces connues sur les trois grands systèmes retenues (Rhône, Saône et Basse Vallée de l'Ain) et des taxons identifiés sur les cartes historiques. Remarque : cette liste considère la présence de deux espèces d'aloses sur l'axe rhodanien alors que seule la présence de l'aloise feinte du Rhône est avérée (Le Corre et al., 1997). Elle n'intègre pas l'ensemble des espèces euryhalines existantes sur la section aval du fleuve. Les espèces surlignées en rouge n'étaient pas encore présentes dans les données historiques. En violet, le signalement historique de la grande alose sur le Rhône reste discutable (Le Corre et al., 2005).

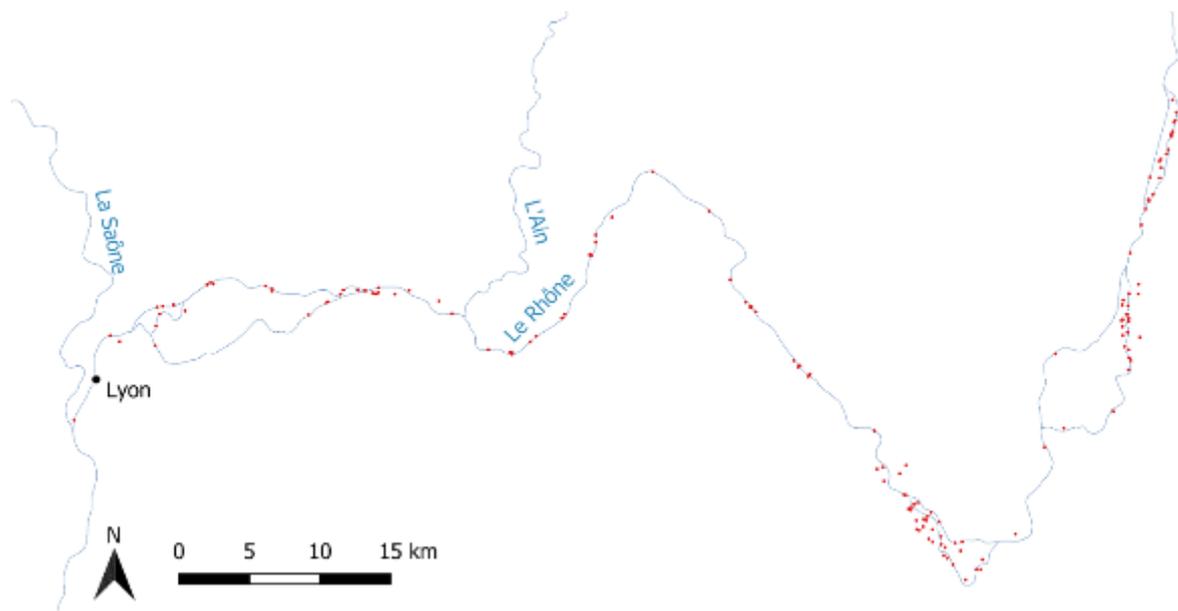
ORDRE	FAMILLE	Nom valide	Nom commun	Code	Nom(s) commun(s) sur les cartes	Code (cartes)	Nom(s) scientifique(s) anciens
Acipenseriformes	Acipenseridae	Acipenser sturio Linnaeus, 1758	Esturgeon	EST	Esturgeon	Es	<i>Acipenser sturio</i>
Anguilliformes	Anguillidae	Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758)	Anguille	ANG	Anguille commune	A	<i>Anguilla vulgaris</i>
Atheriniformes	Atherinidae	Atherina boyeri Risso, 1810	Athérine	ATH			
Clupeiformes	Alosidae	Alosa agone (Scopoli, 1786)	Alose du Rhône	ALR	Alose feinte, finte, Convereau	Ar	<i>Paralosa rhodanensis, Alosa finta</i>
Clupeiformes	Alosidae	Alosa alosa (Linnaeus, 1758)	Grande Alose	ALA	Alose (grande)	Al	<i>Alosa alosa, Alosa vulgaris</i>
Cypriniformes	Acheilognathidae	Rhodeus amarus (Bloch, 1782)	Bouvière	BOU		Bv	<i>Rhodeus amarus</i>
Cypriniformes	Cobitidae	Misgurnus fossilis (Linnaeus, 1758)	Loche d'étang	LOE			
Cypriniformes	Cyprinidae	Barbus barbus (Linnaeus, 1758)	Barbeau fluviatile	BAF	Barbeau fluviatile, Barbillon	B	<i>Barbus fluviatilis</i>
Cypriniformes	Cyprinidae	Barbus meridionalis Risso, 1827	Barbeau méridional	BAM	Barbeau méridional, Durgon, Drogan	Bd	<i>Barbus meridionalis</i>
Cypriniformes	Cyprinidae	Carassius auratus (Linnaeus, 1758)	Carassin doré	CAA			
Cypriniformes	Cyprinidae	Carassius carassius (Linnaeus, 1758)	Carassin commun	CAS			
Cypriniformes	Cyprinidae	Carassius gibelio (Bloch, 1782)	Carassin argenté	CAG			
Cypriniformes	Cyprinidae	Cyprinus carpio Linnaeus, 1758	Carpe commune	CCO	Carpe	C	<i>Cyprinus carpio</i>
Cypriniformes	Gobionidae	Gobio gobio (Linnaeus, 1758)	Goujon	GOU	Goujon	Gj	<i>Gobio fluviatilis; Gobio gobio</i>
Cypriniformes	Gobionidae	Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1846)	Pseudorasbora	PSR			
Cypriniformes	Leuciscidae	Abramis brama (Linnaeus, 1758)	Brème commune	BRE	Brème	Bm	<i>Abramis brama, Brama brama</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Alburnoides bipunctatus (Bloch, 1782)	Spirilin	SPI	Ablette spirilin	As	<i>Alburnus bipunctatus, Spirilin b.</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Alburnus alburnus (Linnaeus, 1758)	Ablette	ABL	Ablette, Mirandelle	Ab	<i>Alburnus lucidus</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Blicca bjoerkna (Linnaeus, 1758)	Brème bordelière	BRB	Brème	Bm	<i>Abramis bjoerkna</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Chondrostoma nasus (Linnaeus, 1758)	Hotu	HOT	Hotu, Nase, Musard, Faux mulet, Siège	H	<i>Chondrostoma nasus</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Leucaspis delineatus (Heckel, 1843)	Able de Heckel	ABH			
Cypriniformes	Leuciscidae	Leuciscus aspius (Linnaeus, 1758)	Aspe	ASP			
Cypriniformes	Leuciscidae	Leuciscus idus (Linnaeus, 1758)	Ide mélanote	IDE	Ide mélanote, Orfe	I	<i>Idus melanotus</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Leuciscus leuciscus (Linnaeus, 1758)	Vandoise	VAN	Vandoise, Dard	Vd	<i>Squalius leuciscus, Leuciscus l.</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Parachondrostoma toxostoma (Vallot, 1837)	Toxostome	TOX	Soiffe	So	<i>Chondrostoma toxostoma</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Phoxinus septimaniae Kottelat, 2007	Vairon	VAI	Vairon commun, Cuzeau	V	<i>Phoxinus laevis, P. phoxinus</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Rutilus rutilus (Linnaeus, 1758)	Gardon	GAR	Gardon blanc, Véron	Gb	<i>Leuciscus rutilus, Gardonus r.</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Scardinius erythrophthalmus (Linnaeus, 1758)	Rotengle	ROT	Gardon rouge, Rotengle, Rosse	Gr	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Squalius cephalus (Linnaeus, 1758)	Chevaine	CHE	Menier, Chevaine, Chaboisseau, Meunier	M	<i>Squalius cephalus, Leuciscus c.</i>
Cypriniformes	Leuciscidae	Telestes souffia (Risso, 1827)	Blageon	BLN	Suiffe, Blageon, Soufie	S	<i>Squalius Agassizii, Telestes souffia</i>
Cypriniformes	Nemacheilidae	Barbatula barbatula (Linnaeus, 1758)	Loche franche	LOF	Loche de ruisseau, L. franche, Dormille	L	<i>Cobitis barbatula</i>
Cypriniformes	Tincidae	Tinca tinca (Linnaeus, 1758)	Tanche	TAN	Tanche	Tc	<i>Tinca vulgaris</i>
Cypriniformes	Xenocyprididae	Hypophthalmichthys molitrix (Valenciennes, 1844)	Carpe argentée	CAR			
Cypriniformes	Xenocyprididae	Ctenopharyngodon idella (Valenciennes, 1844)	Carpe amour	CTI			
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Gambusia holbrooki Girard [ex Agassiz], 1859	Gambusie	GAM			
Esociformes	Esocidae	Esox lucius Linnaeus, 1758	Brochet	BRO	Brochet	Br	<i>Esox lucius</i>
Gadiformes	Lotidae	Lota lota (Linnaeus, 1758)	Lote de rivière	LOT	Lotte commune, Barbotte	Lt	<i>Lota vulgaris, Lota lota</i>
Gasterosteiformes	Gasterosteidae	Gasterosteus aculeatus Linnaeus, 1758	Epinoche	EPI	Epinoche, Savetier	E	<i>Gasterosteus aculeatus</i>

ORDRE	FAMILLE	Nom valide	Nom commun	Code	Nom(s) commun(s) sur les cartes	Code (cartes)	Nom(s) scientifique(s) anciens
Gasterosteiformes	Gasterosteidae	<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)	Epinochette	EPT	Epinochette, Marichaud	Et	<i>Gasterosteus pungitius</i>
Gobiiformes	Gobiidae	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Gobie à tache noire	GTN			
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810)	Mulet doré	MUD			
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	Mulet lippu	MGL			
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Chelon ramada</i> (Risso, 1827)	Mulet porc	MUP	Mulet, Muge capiton	Mt	<i>Mugil capito</i>
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	Mulet cabot	MUC	Muge céphale, Muge à grosse tête	Mc	<i>Mugil cephalus</i>
Perciformes	Blenniidae	<i>Salariopsis fluviatilis</i> (Asso, 1801)	Blennie fluviatile	BLE	Blennie cagnette	Bl	<i>Blennius cagnota</i>
Perciformes	Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Perche soleil	PES	Poisson soleil, Perche argentée, Calico bass	Ps	<i>Eupomotis gibbosus</i>
Perciformes	Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepede, 1802)	Achigan à gde bouche	BBG	Black_bass	Bk	<i>Micropterus salmoides</i>
Perciformes	Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	Bar	BAR			
Perciformes	Percidae	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	Grémille	GRE	Grémille, Perche goujonnière	Gm	<i>Acerina cernua</i>
Perciformes	Percidae	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Perche commune	PER	Perche	P	<i>Perca fluviatilis</i>
Perciformes	Percidae	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Sandre	SAN	Sandre	Sa	<i>Sander lucioperca</i>
Perciformes	Percidae	<i>Zingel asper</i> (Linnaeus, 1758)	Apron	APR	Apron, Apré, Sorcier	Ap	<i>Aspro vulgaris</i> , <i>Aspro asper</i>
Petromyzontiformes	Petromyzontidae	<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Lamproie fluviatile	LPR			
Petromyzontiformes	Petromyzontidae	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	Lamproie de Planer	LPP	Lamproie de Planer	Lp''	<i>Petromyzon planeri</i> , <i>P. fluviatilis</i>
Petromyzontiformes	Petromyzontidae	<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	Lamproie marine	LPM	Lamproie marine, grande Lamproie	Lp	<i>Petromyzon marinus</i>
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus, 1758)	Lavaret	COR	Lavaret, Corégone, Fera, Gravenche	Lv ou F	<i>Coregonus lavaretus</i>
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Coregonus bezola</i> Fatio, 1888	Bézoule	COR	Bézoule	Lv'	<i>Coregonus bezola</i>
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Truite arc-en-ciel	TAC	Truite arc-en-ciel	T	
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Truite commune	TRF	Truite commune	T	<i>Trutta fario</i>
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Truite commune	TRF	Truite de mer	Tm	<i>Trutta marin</i>
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	Omble de fontaine	SDF	Saumon de fontaine	T	
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Salvelinus umbla</i> (Linnaeus, 1758)	Omble chevalier	OBL	Omble-chevalier	Oc	<i>Salvelinus umbla</i> , <i>S. alpinus</i>
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	Ombre commun	OBR	Ombre commun	O	<i>Thymallus vexillifer</i> , <i>T. thymallus</i>
Scorpaeniformes	Cottidae	<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	Chabot	CHA	Chabot, Chavasseau	Ch	<i>Cottus gobio</i>
Siluriformes	Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Poisson Chat	PCH	Poisson Chat	Pc	<i>Ameirus nebulosus</i>
Siluriformes	Siluridae	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Silure glane	SIL			
Decapoda	Astacidae	<i>Austropotamobius pallipes</i> (Lereboullet, 1858)	Écrevisse à pieds blancs	APP	Ecrevisse, Ecrevisse à pattes blanches	V=V	<i>Astacus pallipes</i> , <i>A. fluviatilis</i> , <i>Potamobius pallipes</i>
Decapoda	Cambaridae	<i>Faxonius limosus</i> (Rafinesque, 1817)	Ecrevisse américaine	OCL	Ecrevisse Américaine	V=V'	<i>Cambarus affinis</i>

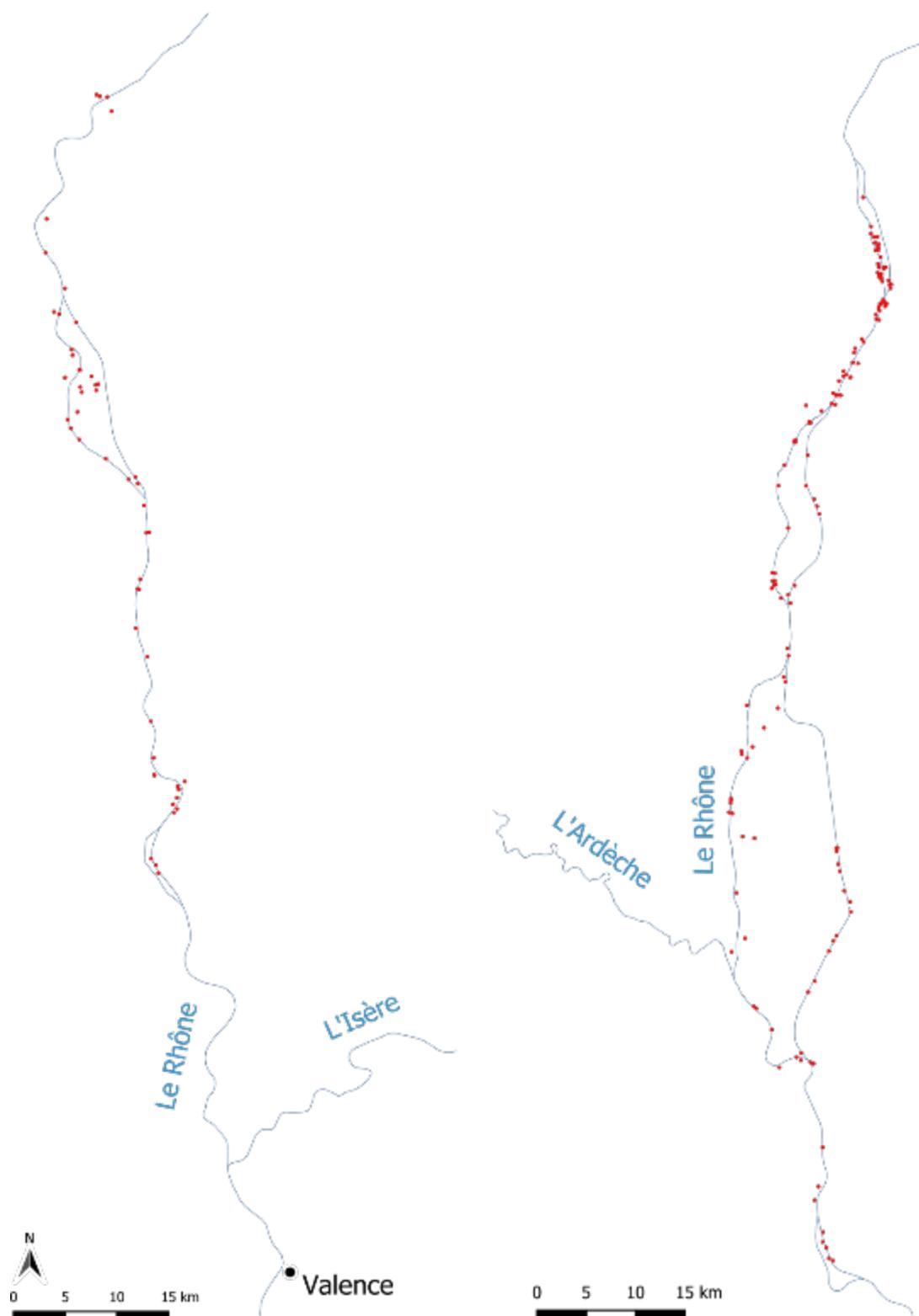
Annexe 4-3 - Liste des 18 espèces allochtones existantes sur l'axe Saône-Rhône. En orangé, les espèces originaires d'Amérique du Nord. En vert, les espèces originaires du bassin du Danube. En bleu, les espèces en provenance de l'est asiatique, dont le goujon asiatique ou pseudorasbora.

Famille - Espèce	Nom Commun	Signalement
Centrarchidae		
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Perche soleil	Bas-Rhône (1920)
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	Achigan à grande bouche	Bas-Rhône (1940)
Cyprinidae		
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpe commune	Moyen-Age
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Carassin doré	Associée à la carpiculture
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Carassin commun	France (17 ^{ième})
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Carassin argenté	Bas-Rhône (1989)
Leuciscidae		
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	Hotu	Rhône (1880)
<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	Able de Heckel	Bas-Rhône (2001)
<i>Leuciscus idus</i> (Linné, 1766)	Ide mélanote	Bas-Rhône (2009)
<i>Leuciscus aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Aspe	Bas-Rhône (2022)
Xenocypridae		
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	Carpe argentée	France (1950s)
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Carpe chinoise	France (1957)
Gobionidae		
<i>Pseudorasbora parva</i> (Schlegel, 1842)	Goujon asiatique	Bas-Rhône (1989)
Ictaluridae		
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Poisson-chat	Rhône (1920)
Percidae		
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	Grémille	Rhône (1860)
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Sandre	Bas-Rhône (1930)
Poeciliidae		
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Gambusie	Camargue (1927)
Salmonidae		
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Truite arc-en-ciel	Rhône (1880)
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1815)	Saumon de fontaine	Rhône suisse (19 ^{ième})
Siluridae		
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Silure glane	Bas-Rhône (1987)
Gobiidae		
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Gobie à tache noire	Haute-Saône (2019)

Annexe 4-4 - Localisation des stations sur le secteur du Haut-Rhône (biefs 6, 7, 8, 9 et 10)



Annexe 4-5 - Localisation des stations sur les secteurs du Bas-Rhône regroupant respectivement les biefs 12 et 13 (BR1) et 17 à 19 (BR2).



Annexe 4-6 - Occurrences relatives des 62 taxons de la compilation 1974-2023 de 6612 opérations de pêche réparties sur les tronçons de la Basse Vallée de l'Ain (AI, 77 op.), du Haut-Rhône (HR, 2650 op.), du Bas-Rhône (BR, 3331 op.) et la Saône (SO, 554 op.). Informations complémentaires : * Face aux incertitudes d'identification des carassins, le code CAX regroupe les individus non identifiés. ** Les juvéniles des brèmes sont difficilement identifiables sur le terrain, expliquant la présence de BRX. * La compilation rassemble quatre espèces de Mugilidae. Le code MUX utilisé pour les mullets, est essentiellement constitué de l'espèce *Chelon ramada*. **** LPX regroupe les rares lamproies capturées (*Petromyzon marinus*, *Lampetra fluviatilis* et leurs stades juvéniles).**

Famille	Nom latin	Nom commun	code	AI	HR	BR	SO
Acheilognathidae							
	<i>Rhodeus amarus</i>	Bouvière	BOU	10.39	18.57	39.81	49.82
Anguillidae							
	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	ANG		5.92	63.52	12.45
Atherinidae							
	<i>Atherina boyeri</i>	Joël, Athérine	ATB			0.21	
Blenniidae							
	<i>Salariopsis fluviatilis</i>	Blennie fluviatile	BLE		6.11	6.54	7.04
Centrarchidae							
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche soleil	PES	46.75	29.55	58.90	70.76
	<i>Micropterus salmoides</i>	Achigan à grande bouche	BBG		0.30	4.32	6.86
Clupeidae							
	<i>Alosa agone</i>	Alose du Rhône	ALR			0.84	
Cobitidae							
	<i>Misgurnus fossilis</i>	Loche d'étang	LOE		0.11		
Cottidae							
	<i>Cottus gobio</i>	Chabot	CHA	67.53	10.57	4.95	10.47
Cyprinidae							
	<i>Barbus barbus</i>	Barbeau fluviatile	BAF	81.82	72.11	49.14	31.41
	<i>Carassius auratus</i>	Carassin doré	CAA		1.92	0.04	1.99
	<i>Carassius carassius</i>	Carassin commun	CAS		1.20	0.42	5.05
	<i>Carassius gibelio</i>	Carassin argenté	CAG		20.44	0.94	8.12
*	<i>Carassius sp.</i>	Carassin	CAX		1.38	0.08	1.81
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	CCO	2.60	3.62	18.97	30.87
Esocidae							
	<i>Esox lucius</i>	Brochet	BRO	54.55	31.55	12.88	27.08
Gasterosteidae							
	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	EPI	16.88	18.53	7.69	0.54
	<i>Pungitius pungitius</i>	Epinochette	EPT				0.72
Gobiidae							
	<i>Neogobius melanostomus</i>	Gobie à tête noire	GTN				1.44
Gobionidae							
	<i>Gobio gobio</i>	Goujon	GOU	66.23	69.92	63.13	70.94
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Goujon asiatique	PSR	11.69	10.79	38.40	31.95
Ictaluridae							
	<i>Ameiurus melas</i>	Poisson chat	PCH	3.90	5.58	17.77	29.24
Leuciscidae							
	<i>Squalius cephalus</i>	Chevaïne	CHE	90.91	93.47	92.46	82.13
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR	62.34	60.87	83.16	89.71
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	ABL	23.38	58.72	74.51	68.05
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Hotu	HOT	48.05	52.00	52.63	30.51
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	BRB	16.88	25.02	59.86	70.22
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Spiralin	SPI	72.73	66.08	26.39	5.60
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	VAN	74.03	60.11	4.74	27.08
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle	ROT	36.36	10.57	31.88	65.16
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vairon du Languedoc	VAI	88.31	34.94	8.32	5.78
	<i>Telestes souffia</i>	Blageon	BLN	68.83	17.28	5.97	1.08
	<i>Abramis brama</i>	Brème commune	BRE	10.39	7.62	21.07	44.58
	<i>Leuciscus idus</i>	Ide mélanote	IDE		0.34	3.36	7.40
	<i>Parachondrostoma toxostoma</i>	Toxostome	TOX	3.90	0.64	4.20	0.54
	<i>Aspius aspius</i>	Aspe	ASP			0.06	2.35
**	<i>Abramis brama</i> + <i>Blicca bjoerkna</i>	Brème (non identifiée)	BRX	2.60	2.30	4.29	1.81
Lotidae							

Famille	Nom latin	Nom commun	code	AI	HR	BR	SO
	<i>Lota lota</i>	Lote de rivière	LOT		4.42	0.09	8.12
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Loup	BAR			0.78	
Mugilidae							
***	non identifié (ou rgpt)	Mulet	MUX		4.11		
	<i>Chelon ramada</i>	Mulet porc	MUP		3.90		
	<i>Mugil cephalus</i>	Mulet à grosse tête	MUC		0.78		
	<i>Chelon labrosus</i>	Mulet à grosses lèvres	MGL		0.06		
	<i>Chelon auratus</i>	Mulet doré	MUD		0.03		
Nemacheilidae							
	<i>Barbatula barbatula</i>	Loche franche	LOF	92.21	30.26	31.04	6.50
Percidae							
	<i>Perca fluviatilis</i>	Perche commune	PER	81.82	46.26	43.83	79.78
	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Grémille	GRE	15.58	14.11	15.07	33.57
	<i>Sander lucioperca</i>	Sandre	SAN	1.30	2.72	15.07	34.12
	<i>Zingel asper</i>	Apron	APR	1.30	0.08		
Petromyzontidae							
	<i>Lampetra planeri</i>	Lamproie de Planer	LPP	3.90	0.79	0.06	1.08
****	Non identifiée	Lamproie	LPX		0.04	0.06	
Poeciliidae							
	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusie	GAM			1.83	
Salmonidae							
	<i>Coregonus lavaretus</i>	Lavaret	COR		0.08		
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Traite arc en ciel	TAC	1.30	1.13	0.42	
	<i>Salmo trutta</i>	Traite commune	TRF	80.52	23.77	2.58	2.53
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Omble de fontaine	SDF				0.18
	<i>Thymallus thymallus</i>	Ombre commun	OBR	38.96	6.75		
Siluridae							
	<i>Silurus glanis</i>	Silure	SIL	12.99	18.72	22.76	42.06
Tincidae							
	<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN	38.96	26.00	23.90	42.06
Xenocypridae							
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Amour blanc, Carpe amour	CTI				0.18

Annexe 4-7 - Abondances relatives moyennes des taxons pour la chronique 1980-2023 sur le secteur du Haut-Rhône, occurrences et abondances relatives à partir de 2490 opérations de pêche.

Famille	Nom latin	Nom commun	code	%Occurrence	Abondance relative
Acheilognathidae	<i>Rhodeus amarus</i>	Bouvière	BOU	19.65	1.52
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	ANG	5.91	0.04
Blenniidae	<i>Salariaopsis fluviatilis</i>	Blennie fluviatile	BLE	6.43	0.11
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche soleil	PES	30.65	1.26
	<i>Micropterus salmoides</i>	Achigan à grande bouche	BBG	0.32	0.003
Cobitidae	<i>Misgurnus fossilis</i>	Loche d'étang	LOE	0.12	0.001
Cottidae	<i>Cottus gobio</i>	Chabot	CHA	11.25	0.19
Cyprinidae	<i>Barbus barbus</i>	Barbeau fluviatile	BAF	72.96	9.01
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	CCO	3.37	0.03
	<i>Carassius sp.</i>	Carassin	CAX	1.57	0.01
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Brochet	BRO	31.46	0.35
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	EPI	19.00	0.71
Gobionidae	<i>Gobio gobio</i>	Goujon	GOU	70.15	9.12
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Goujon asiatique	PSR	11.49	0.84
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i>	Poisson chat	PCH	5.58	0.18
Leuciscidae	<i>Squalius cephalus</i>	Chevaîne	CHE	93.33	21.54
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Spirlin	SPI	66.57	17.14
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR	60.39	7.25
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	ABL	59.06	7.56
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	VAN	58.66	4.34
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Hotu	HOT	50.78	4.29
	<i>Phoxinus septimaniae</i>	Vairon du Languedoc	VAI	35.92	5.97
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	BRB	25.63	1.67
	<i>Telestes souffia</i>	Blageon	BLN	17.03	0.57
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle	ROT	10.85	0.73
	<i>Abramis brama</i>	Brème commune	BRE	7.43	0.25
	<i>Abramis + Blicca</i>	Brème (non identifiée)	BRX	2.45	0.07
	<i>Parachondrostoma toxostoma</i>	Toxostome	TOX	0.56	0.01
	<i>Leuciscus idus</i>	Ide mélanote	IDE	0.36	0.003
	<i>Leucaspis delineatus</i>	Able de Heckel	ABH	0.08	0.001
Lotidae	<i>Lota lota</i>	Lote de rivière	LOT	4.14	0.04
Nemacheilidae	<i>Barbatula barbatula</i>	Loche franche	LOF	30.53	2.12
Percidae	<i>Perca fluviatilis</i>	Perche commune	PER	46.20	1.23
	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Grémille	GRE	13.86	0.26
	<i>Sander lucioperca</i>	Sandre	SAN	2.69	0.02
	<i>Zingel asper</i>	Apron	APR	0.08	0.001
Petromyzontidae	<i>Lampetra planeri</i>	Lamproie de Planer	LPP	0.84	0.004
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>	Truite commune	TRF	23.10	0.25
	<i>Thymallus thymallus</i>	Ombre commun	OBR	7.07	0.13
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc en ciel	TAC	0.84	0.01
	<i>Coregonus lavaretus</i>	Lavaret	COR	0.04	<0.001
Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	Silure	SIL	19.93	0.50
Tincidae	<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN	26.60	0.68

Annexe 4-8 - Abondances relatives moyennes des taxons pour la chronique 1984-2023 sur tiers amont du Bas-Rhône (BR1), occurrences et abondances relatives à partir de 998 opérations de pêche.

Famille	Nom latin	Nom commun	code	%Occurrence	Abondance relative
Acheilognathidae	<i>Rhodeus amarus</i>	Bouvière	BOU	43.99	7.07
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	ANG	35.57	0.26
Blenniidae	<i>Salariopsis fluviatilis</i>	Blennie fluviatile	BLE	11.12	0.07
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche soleil	PES	75.75	4.17
	<i>Micropterus salmoides</i>	Achigan à grande bouche	BBG	3.01	0.02
Cottidae	<i>Cottus gobio</i>	Chabot	CHA	1.70	0.01
Cyprinidae	<i>Barbus barbus</i>	Barbeau fluviatile	BAF	42.28	0.99
	<i>Carassius sp.</i>	Carassin	CAX	23.85	0.92
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	CCO	18.34	0.20
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Brochet	BRO	17.03	0.11
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	EPI	9.52	0.09
Gobionidae	<i>Gobio gobio</i>	Goujon	GOU	71.64	5.55
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Goujon asiatique	PSR	40.08	3.47
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i>	Poisson chat	PCH	35.07	2.12
Leuciscidae	<i>Squalius cephalus</i>	Chevaine	CHE	96.29	10.13
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR	87.98	30.91
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	ABL	70.74	19.08
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	BRB	62.93	5.51
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Hotu	HOT	54.61	3.95
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle	ROT	39.88	1.07
	<i>Abramis brama</i>	Brème commune	BRE	25.85	0.61
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	VAN	10.52	0.06
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Spirin	SPI	10.42	0.18
	<i>Leuciscus idus</i>	Ide mélanote	IDE	6.11	0.07
	<i>Phoxinus septimaniae</i>	Vairon du Languedoc	VAI	5.21	0.04
	<i>Telestes souffia</i>	Blageon	BLN	1.00	0.01
	<i>Leucaspis delineatus</i>	Able de Heckel	ABH	0.20	0.001
Nemacheilidae	<i>Barbatula barbatula</i>	Loche franche	LOF	36.67	1.34
Percidae	<i>Perca fluviatilis</i>	Perche commune	PER	58.22	0.79
	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Grémille	GRE	22.85	0.27
	<i>Sander lucioperca</i>	Sandre	SAN	13.23	0.08
Petromyzontidae	<i>Lampetra planeri</i>	Lamproie de Planer	LPP	0.10	<0.001
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusie	GAM	0.10	<0.001
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>	Truite commune	TRF	0.80	0.003
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc en ciel	TAC	0.20	0.001
Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	Silure	SIL	26.75	0.34
Tincidae	<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN	41.28	0.55

Annexe 4-9 - Abondances relatives moyennes des taxons pour la chronique 1983-2023 sur le secteur du tiers médian du Bas-Rhône (BR2), occurrences et abondances relatives à partir de 1587 opérations de pêche.

Famille	Nom latin	Nom commun	code	%Occurrence	Abondance relative
Acheilognathidae					
	<i>Rhodeus amarus</i>	Bouvière	BOU	47.26	2.34
Anguillidae					
	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	ANG	80.91	2.17
Blenniidae					
	<i>Salariopsis fluviatilis</i>	Blennie fluviatile	BLE	4.54	0.03
Centrarchidae					
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche soleil	PES	48.58	1.19
	<i>Micropterus salmoides</i>	Achigan à grande bouche	BBG	3.47	0.03
Clupeidae					
	<i>Alosa agone</i>	Alose du Rhône	ALR	1.32	0.01
Cottidae					
	<i>Cottus gobio</i>	Chabot	CHA	7.12	0.04
Cyprinidae					
	<i>Barbus barbus</i>	Barbeau fluviatile	BAF	60.68	2.6
	<i>Carassius sp.</i>	Carassin	CAX	24.64	0.29
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	CCO	19.34	0.18
Esocidae					
	<i>Esox lucius</i>	Brochet	BRO	12.22	0.07
Gasterosteidae					
	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	EPI	8	0.06
Gobionidae					
	<i>Gobio gobio</i>	Goujon	GOU	66.79	5.64
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Goujon asiatique	PSR	43.6	2.78
Ictaluridae					
	<i>Ameiurus melas</i>	Poisson chat	PCH	4.98	0.12
Leuciscidae					
	<i>Squalius cephalus</i>	Chevaine	CHE	94.39	18.4
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	ABL	84.5	32.41
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR	83.62	14.2
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	BRB	66.04	4.74
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Hotu	HOT	56.14	4.86
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Spirilin	SPI	42.72	3.02
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle	ROT	24.39	0.45
	<i>Abramis brama</i>	Brème commune	BRE	18.4	0.24
	<i>Phoxinus septimaniae</i>	Vairon du Languedoc	VAI	11.78	0.7
	<i>Telestes souffia</i>	Blageon	BLN	11.34	0.08
	<i>Parachondrostoma toxostoma</i>	Toxostome	TOX	6.74	0.14
	<i>Leuciscus idus</i>	Ide mélanote	IDE	2.77	0.02
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	VAN	0.5	0.002
	<i>Leucaspius delineatus</i>	Able de Heckel	ABH	0.06	<0.001
	<i>Aspius aspius</i>	Aspe	ASP	0.06	<0.001
	<i>Abramis + Blicca</i>	Brème (non identifiée)	BRX	0.06	0.001
Lotidae					
	<i>Lota lota</i>	Lote de rivière	LOT	0.06	<0.001
Mugilidae					
	<i>Regroupement des espèces</i>	Mulet	MUX	0.5	0.01
Nemacheilidae					
	<i>Barbatula barbatula</i>	Loche franche	LOF	36.67	1.99

Famille	Nom latin	Nom commun	code	%Occurrence	Abondance relative
Percidae	<i>Perca fluviatilis</i>	Perche commune	PER	42.6	0.49
	<i>Sander lucioperca</i>	Sandre	SAN	12.73	0.08
	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Grémille	GRE	12.35	0.1
Petromyzontidae	<i>Lampetra planeri</i>	Lamproie de Planer	LPP	0.06	<0.001
	<i>Non identifiée</i>	Lamproie	LPX	0.06	<0.001
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusie	GAM	1.7	0.02
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>	Truite commune	TRF	3.97	0.05
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc en ciel	TAC	0.38	0.01
Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	Silure	SIL	24.64	0.19
Tincidae	<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN	15.37	0.13

Annexe 5.1-1 - Noms des sites d'échantillonnage, coordonnées des limites amont et aval des stations d'échantillonnage exprimées en degré décimal.

	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
Bas-Rhône	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
	Péage-de-Roussillon	chenal	PR_amont	45.367233	4.75525	45.36525	4.756967
	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

Annexe 5.1-2 - Campagnes d'échantillonnages sur les secteurs suivis du Rhône. En gris les campagnes déjà réalisées. (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.

		Haut-Rhône				Bas-Rhône				
		Chautagne	Belley	Brégnier-Cordon	Miribel	Pierre-Bénite (1)	Péage-de-Roussillon	Baix-Le-Logis-Neuf	Montélimar	Donzère-Mondragon
1995	P									
	E									
1996	P									
	E									
1997	P									
	E	X								
1998	P									
	E									
1999	P	X								
	E	X								
2000	P	X								
	E	X								
2001	P									
	E									
2002	P									
	E									
2003	P									
	E									
2004	P									
	E									
2005	P									
	E									
2006	P									
	E									
2007	P									
	E									
2008	P									
	E									
2009	P									
	E									
2010	P									
	E									
2011	P									
	E									
2012	P									
	E									
2013	P									
	E									
2014	P									
	E									
2015	P									
	E									
2016	P									
	E									
2017	P									
	E									
2018	P									
	E									
2019	P									
	E									
2020	P									
	E									
2021	P									
	E									
2022	P									
	E									
2023	P									
	E									
Total 1		25	16	14	10	24	15	14	14	14
Total 2		444	320	440	180	230	240	240	240	240

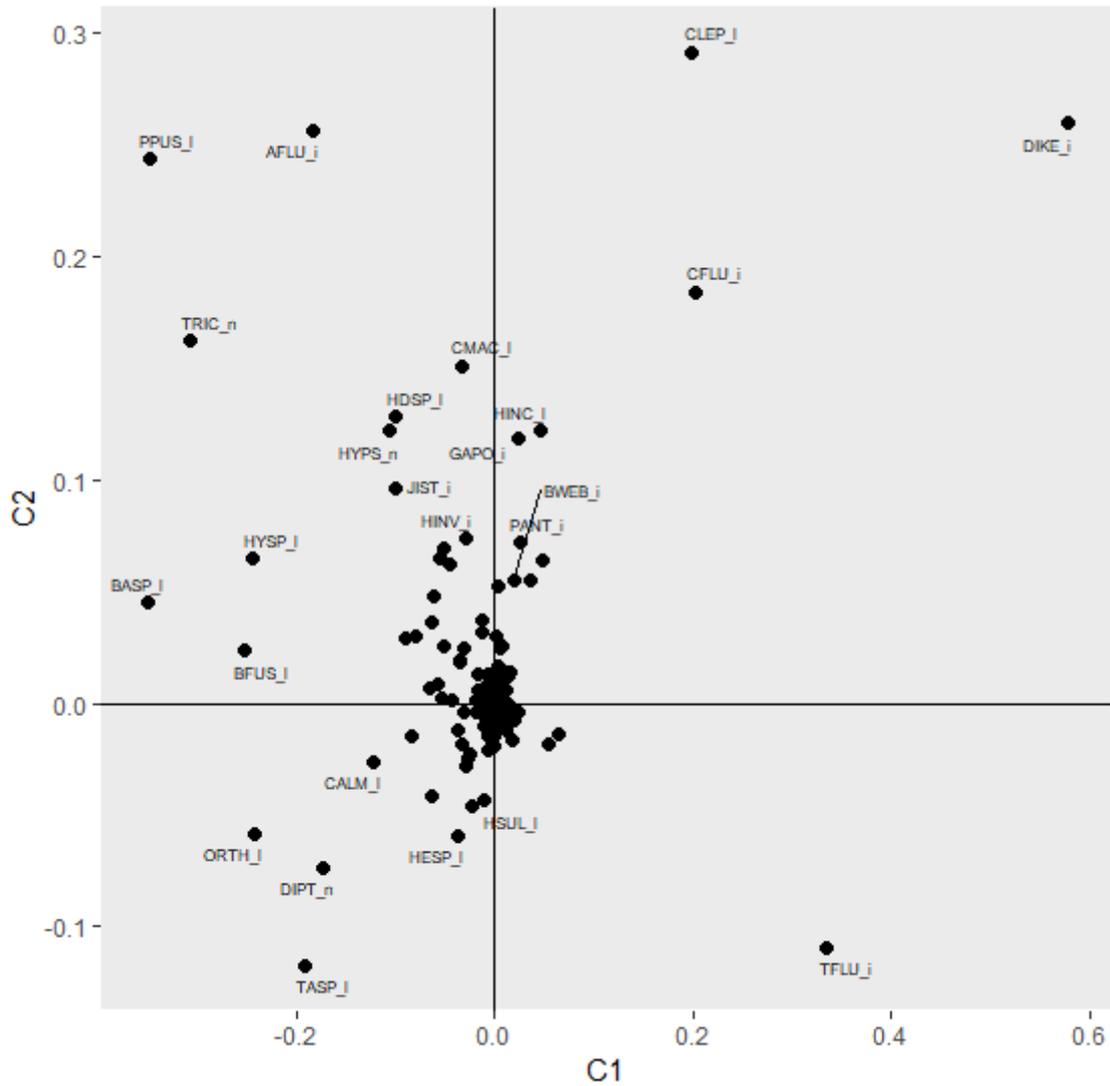
Annexe 5.1-3 - Assignation des taxa collectés dans les chenaux court-circuités du Rhône à une catégorie de guildes de rhéophilie (Forcellini et al, 2022).

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	Code	Taxa	Guildes	Code HABBY								
Annelida	Hirudinea	Arhynchobdellida	Erpobdellidae	Erpobdella	EOCT_i	Erpobdella octoculata_i	Intermédiaires	EOCT01								
					ERSP_i	Erpobdella spp._i	Intermédiaires	ERPO01								
			Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	Glossiphonia	GCOM_i	Glossiphonia complanata_i	Limnophiles	GCOM01							
						GLOSS_i	Glossiphonia spp._i	Limnophiles	GLOS01							
						HSTA_i	Helobdella stagnalis_i	Limnophiles	HSTA01							
		Polycheata	Amphipoda	Ampharedidae	Hypania	HINV_i	Hypania invalida_i	Intermédiaires	HINV01							
						Arthropoda	Crustacea	Corophiidae	Chelicorophium	CCSP_i	Chelicorophium curvispinum-sowinskyi_i	Rhéophiles	CCUS01			
										CCUR_i	Chelicorophium curvispinum_i	Rhéophiles	CCUR01			
										CHEL_i	Chelicorophium spp._i	Rhéophiles	CHEL01			
										GPUL_i	Gammarus pulex_i	Intermédiaires	GPUL01			
Decapoda	Atyidae	Atyaephyra	Atyaephyra desmarestii_i	ADES_i	Jaera istri_i	Rhéophiles	ADES01									
				Isopoda	Janiridae	Jaera	JIST_i	Mysidae_i	Intermédiaires	MYSI01						
							MYSI_i	Limnomysis benedeni_i	Limnophiles	LBEN01						
				Mysida	Mysidae	Limnomysis	Platambus	LIBE_i	Platambus maculatus_l	Limnophiles	PMAC01					
								Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Elmidae	Elmis	ELSP_a	Elmis spp._a	Rhéophiles	ELMI01
													ELSP_l	Elmis spp._l	Rhéophiles	ELMI01
													ESSP_a	Esolus spp._a	Rhéophiles	ESOL01
													LISP_a	Limnius spp._a	Rhéophiles	LIMN01
										Oulimnius	Oulimnius spp._a	OULI01	Rhéophiles	OULI01		
												Stenelmis	Stenelmis sp._l	STSP_l	Limnophiles	STENE01
Haliplidae	Haliplus	HASP_l	Limnophiles											HALI01		
Hydraenidae	Hydraena	HYDRA_a	HYDRA_a									HYDR01	Rhéophiles	HYDR01		
								Diptera	Athericidae	Atherix	Atherix sp._l	ATHE01	Rhéophiles	ATHE01		
Atrichops	Atrichops crassipes_l	ACRA01	Limnophiles	ACRA01												
		Chironomidae	Chironomini_l	CHIR01	Limnophiles	CHIR01										
Orthoclaadiinae_l	ORTH01			Rhéophiles	ORTH01											
	Tanytarsini_l			TANYT01	Intermédiaires	TANYT01										
Limoniidae	Eriopterini_l	ERIO01	Limnophiles	ERIO01												
		Hexatoma	Hexatoma_l	HEXA01	Intermédiaires	HEXA01										
Psychodidae	Psychodidae_l			PSYC01	Rhéophiles	PSYC01										
		Simuliidae	Simuliidae_l	SIMULI01	Rhéophiles	SIMULI01										
Simuliidae_n	Simuliidae_n			SIMULI01	Rhéophiles	SIMULI01										
		Tabanidae	Tabanidae_l	TABA01	Limnophiles	TABA01										
Tipulidae	Tipula			TIPU01	TIPU01	Intermédiaires	TIPU01									
		Ephemeroptera	Baetidae		Baetis	Baetis fuscatus_l	BAET01	Limnophiles	BAET01							
BFUS01	Rhéophiles			BFUS01												
BLUT01	Rhéophiles			BLUT01												
BRHO01	Rhéophiles			BRHO01												
BAETI01	Rhéophiles			BAETI01												
BVAR01	Rhéophiles			BVAR01												
BVAR01	Rhéophiles			BVAR01												

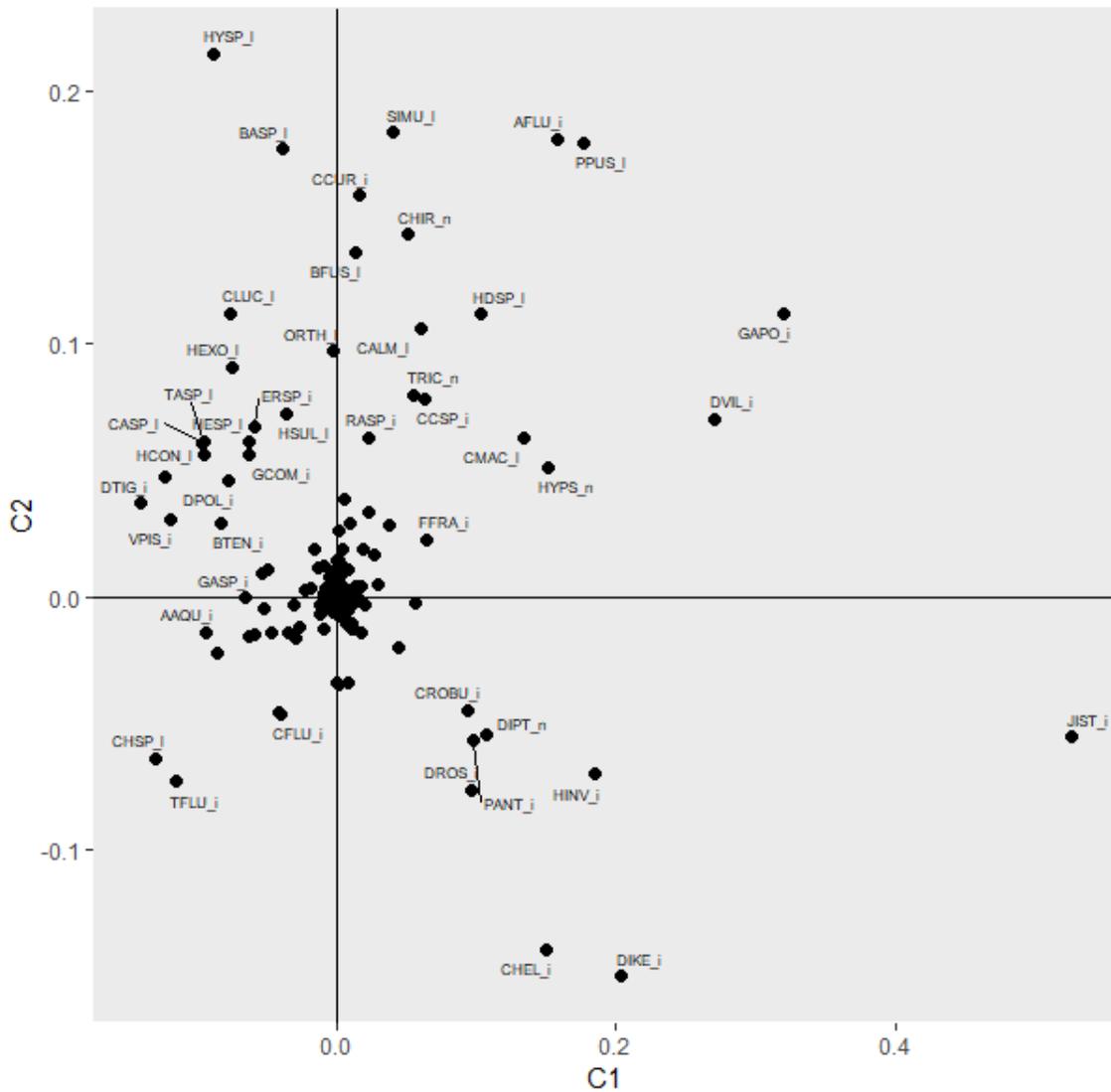
Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	Code	Taxa	Guides	Code HABBY
				Centroptilum	CLUT_I	Centroptilum luteolum_I	Limnophiles	CLUT01
				Procloeon	PBIF_I	Procloeon bifidum_I	Limnophiles	PBIF01
					PROC_I	Procloeon sp._I	Limnophiles	PROC01
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	Caenis	CALM_I	Caenis luctuosa-macrura_I	Intermédiaires	CLUMA01
					CLUC_I	Caenis luctuosa_I	Intermédiaires	CLUC01
					CMAC_I	Caenis macrura_I	Intermédiaires	CMAC01
					CASP_I	Caenis spp._I	Intermédiaires	CAEN01
			Heptageniidae	Ecdyonurus	EVENO_I	Ecdyonurus venosus_I	Intermédiaires	EVEN01
				Epeorus	EPSP_I	Epeorus sp._I	Rhéophiles	EPEO01
				Heptagenia	HESP_I	Heptagenia spp._I	Rhéophiles	HEPT01
					HSUL_I	Heptagenia sulphurea_I	Rhéophiles	HSUL01
				Rhithrogena	RSEM_I	Rhithrogena semicolorata_I	Rhéophiles	RSEM01
					RHPS_I	Rhithrogena spp._I	Rhéophiles	RHIT01
			Leptophlebiidae	Habrophlebia	HLAU_I	Habrophlebia lauta_I	Intermédiaires	HLAU01
					HAPS_I	Habrophlebia spp._I	Intermédiaires	HABR01
		Heteroptera	Corixidae	Micronecta	MISP_I	Micronecta spp._I	Limnophiles	MICRO01
		Megaloptera	Sialidae	Sialis	SISP_I	Sialis spp._I	Limnophiles	SIAL01
		Odonata	Calopterygidae	Calopteryx	CALO_I	Calopteryx spp._I	Limnophiles	CALO01
			Gomphidae	Onychogomphus	ONSP_I	Onychogomphus sp._I	Limnophiles	ONYC01
		Plecoptera	Chloroperlidae	Siphonoperla	STOR_I	Siphonoperla torrentium_I	Rhéophiles	STOR01
			Leuctridae	Leuctra	EGEN_I	Leuctra geniculata_I	Limnophiles	LGEN01
					LESP_I	Leuctra spp._I	Rhéophiles	LEUC01
			Nemouridae	Protonemura	PRSP_I	Protonemura spp._I	Rhéophiles	PROTO01
			Perlidae	Dinocras	DCEP_I	Dinocras cephalotes_I	Rhéophiles	DCEP01
					DISP_I	Dinocras sp._I	Rhéophiles	DINO01
			Perlodidae	Isoperla	ISSP_I	Isoperla sp._I	Rhéophiles	ISOP01
			Taeniopterygidae	Brachyptera	BRSP_I	Brachyptera sp._I	Rhéophiles	BRAC01
		Trichoptera	Glossosomatidae		AGAP_I	Agapetus spp._I	Rhéophiles	AGAP01
				Agapetus	AGAP_I	Agapetus spp._I	Rhéophiles	AGAP01
				Glossosoma	GBOL_I	Glossosoma boltoni_I	Rhéophiles	GBOL01
					GLSP_I	Glossosoma spp._I	Rhéophiles	GLOSSO01
			Hydropsychidae	Cheumatopsyche	CLEP_I	Cheumatopsyche lepida_I	Rhéophiles	CLEP01
				Hydropsyche	HANG_I	Hydropsyche angustipennis_I	Rhéophiles	HANG01
					HCON_I	Hydropsyche contubernalis_I	Rhéophiles	HCONT01
					HEXO_I	Hydropsyche exocellata_I	Rhéophiles	HEXO01
					HINC_I	Hydropsyche incognita_I	Rhéophiles	HINC01
					HINS_I	Hydropsyche instabilis_I	Rhéophiles	HINS01
					HSIL_I	Hydropsyche siltalai_I	Rhéophiles	HSIL01
					HYSP_I	Hydropsyche spp._I	Rhéophiles	HYDROPS01
			Leptoceridae	Mystacides	MAZU_I	Mystacides azurea_I	Limnophiles	MAZU01
					MYSP_I	Mystacides spp._I	Limnophiles	MYST01
				Oecetis	OESP_I	Oecetis spp._I	Intermédiaires	OECE01
			Philopotamidae	Chimarra	CMAR_I	Chimarra marginata_I	Rhéophiles	CMAR01
			Polycentropodidae	Polycentropus	PFLA_I	Polycentropus flavomaculatus_I	Intermédiaires	PFLA01
					POSP_I	Polycentropus spp._I	Intermédiaires	POLYC01

Phylum	Classe	Ordre	Famille	Genre	Code	Taxa	Guildes	Code HABBY
			Psychomyiidae	Psychomyia	PPUS_i	Psychomyia pusilla_i	Rhéophiles	PPUS01
				Tinodes	TDIV_i	Tinodes dives_i	Rhéophiles	TDIV01
			Rhyacophilidae	Rhyacophila	RHSP_i	Rhyacophila s. stricto spp._i	Rhéophiles	RHYA01
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Dreissenidae	Dreissena	DPOL_i	Dreissena polymorpha_i	Rhéophiles	DPOL01
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae		SPHA_i	Sphaeriidae_i	Limnophiles	PISI01
	Gastropoda	Pulmonata	Lymnaeidae	Radix	RASP_i	Radix spp._i	Intermédiaires	RADI01
			Physidae	Physella	PACU_i	Physella acuta_i	Limnophiles	PACU01
			Planorbidae	Gyraulus	GALB_i	Gyraulus albus_i	Intermédiaires	GALB01
					GYSP_i	Gyraulus spp._i	Intermédiaires	GYRA01
Plathelminthes	Turbellaria	Tricladida	Dugesiiidae	Dugesia	DUSP_i	Dugesia spp._i	Intermédiaires	DUGE01
					DTIG_i	Dugesia tigrina_i	Rhéophiles	DTIG01

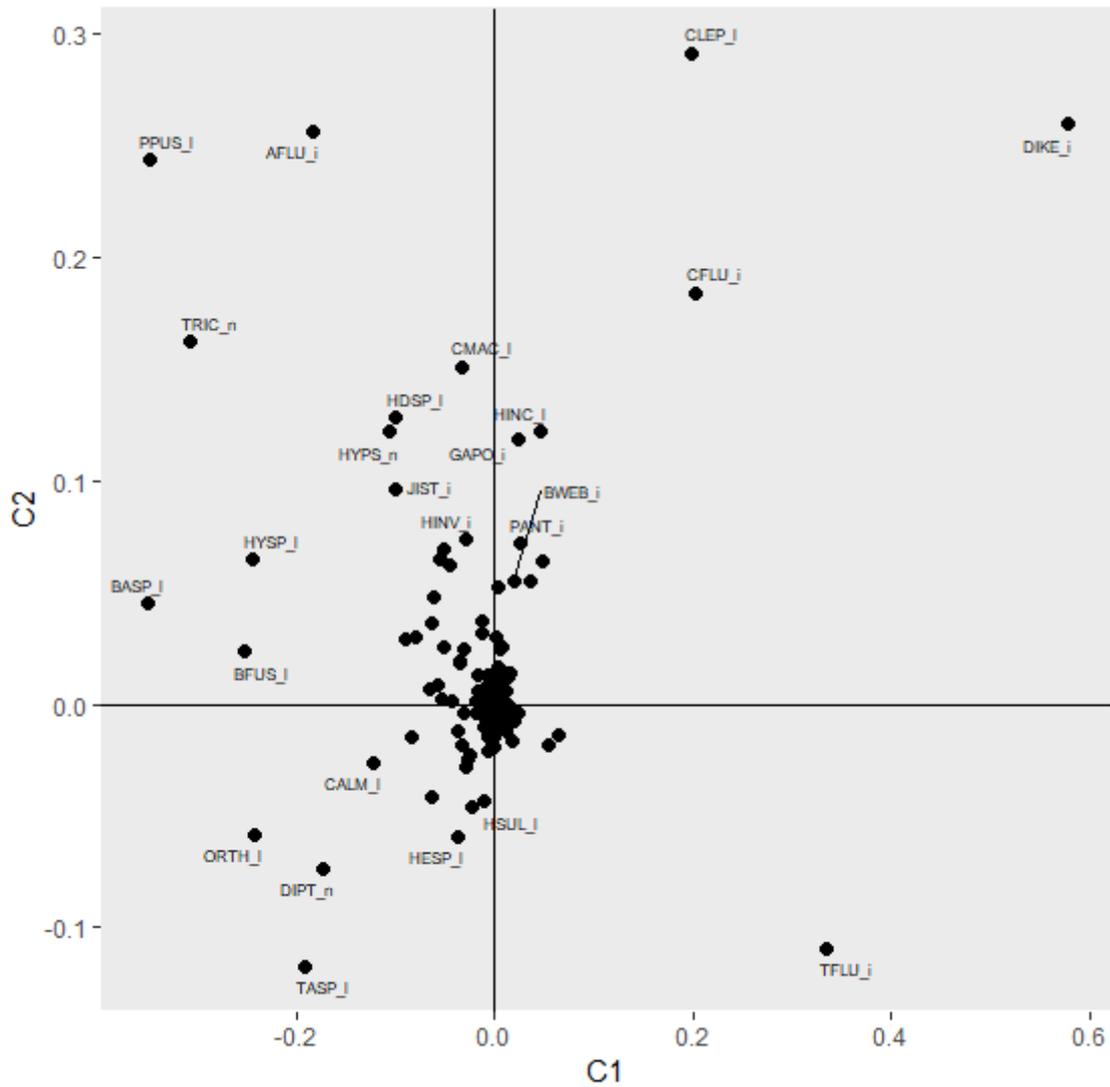
Annexe 5.1-4 - Évolution temporelle de la structure des communautés de macroinvertébrés des Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon, exprimée à partir des résultats d'une analyse k-tableau des analyses en composantes principales (ACP) centrées effectuées sur les moyennes des log-abondances par année de 1997 à 2021. Coordonnées sur les 2 premiers axes de l'analyse des taxa (c.f. Annexe 5.1.3).



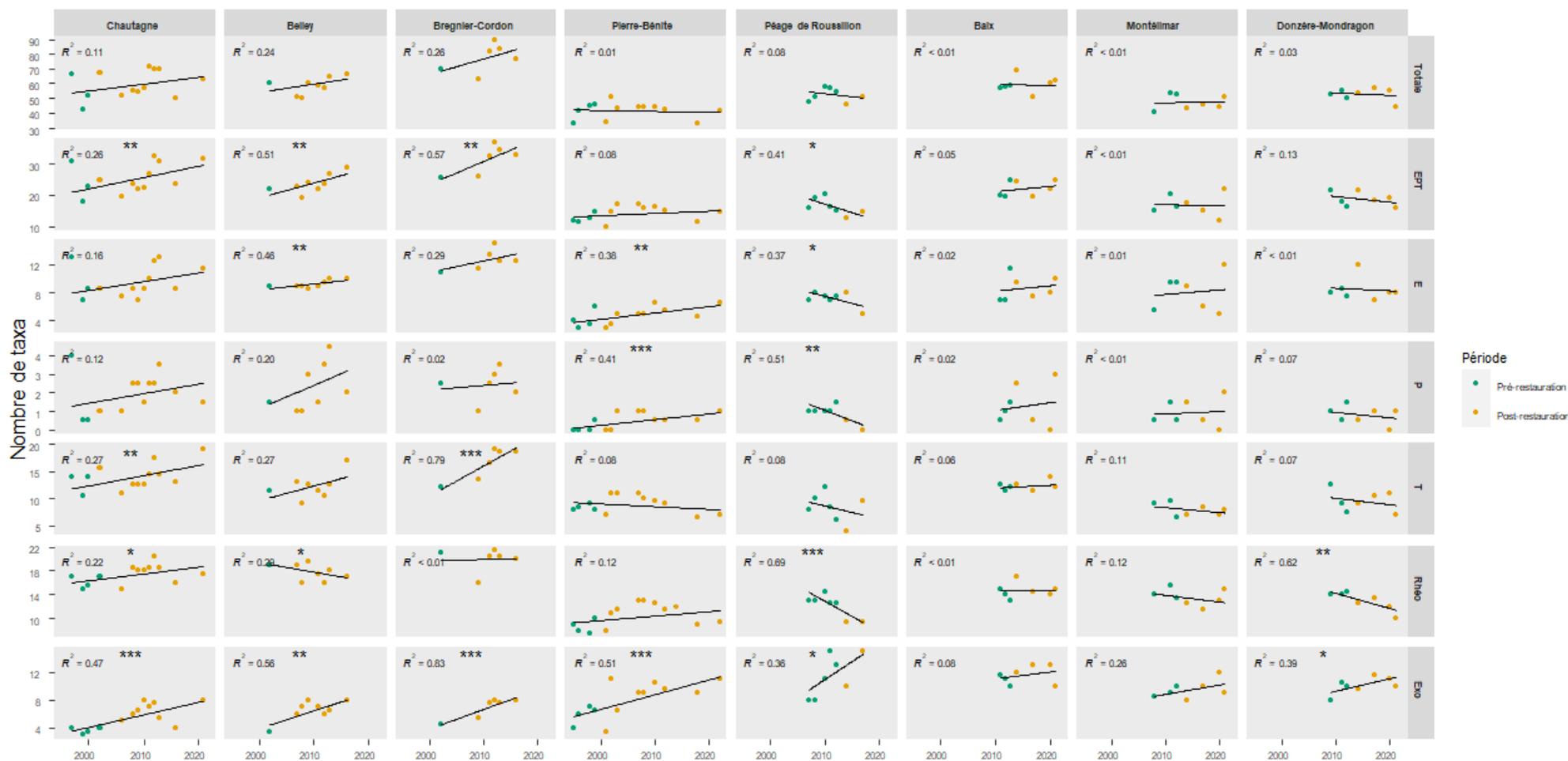
Annexe 5.1-5 - Évolution temporelle de la structure des communautés de macroinvertébrés des Vieux-Rhône de Pierre-Bénite et Péage de Roussillon, exprimée à partir des résultats d'une analyse k-tableau des analyses en composantes principales (ACP) centrées effectuées sur les moyennes des log-abondance par année de 1995 à 2022. Coordonnées sur les 2 premiers axes de l'analyse des taxa (c.f. Annexe 5.1.3).



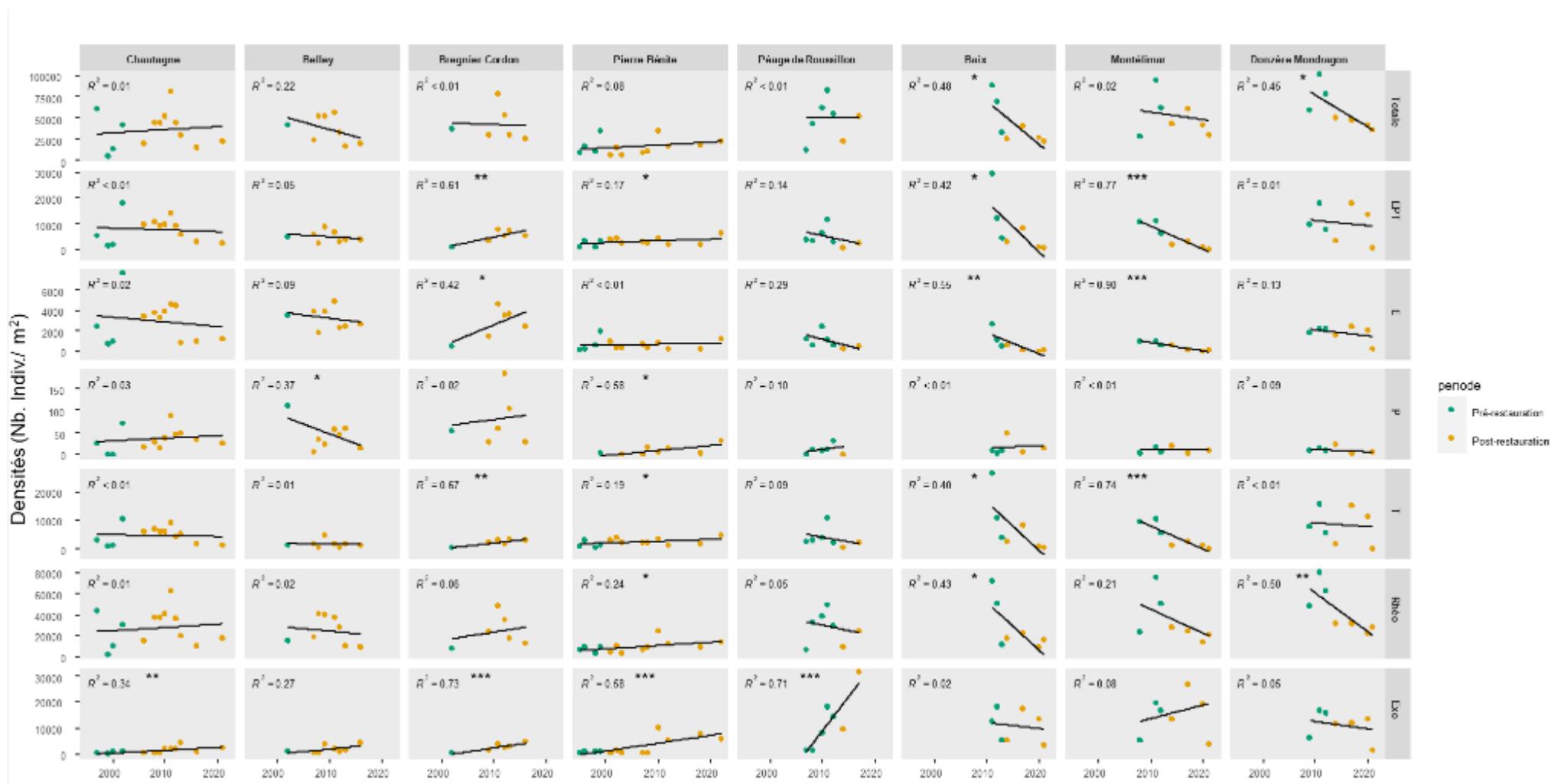
Annexe 5.1-6 - Évolution temporelle de la structure des communautés de macroinvertébrés des Vieux-Rhône de Baix-Le-Logis-Neuf, Montélimar et Donzère-Mondragon, exprimée à partir des résultats d'une analyse k-tableau des analyses en composantes principales (ACP) centrées effectuées sur les moyennes des log-abondance par année de 2008 à 2021. Coordonnées sur les 2 premiers axes de l'analyse des taxa (c.f. Annexe 5.1.3).



Annexe 5.1-7 - 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 ; P : richesse en taxon plécoptères ; T : richesse en taxon trichoptères ; Rhéo : richesse en taxon rhéophiles ; Exo : richesse en 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.

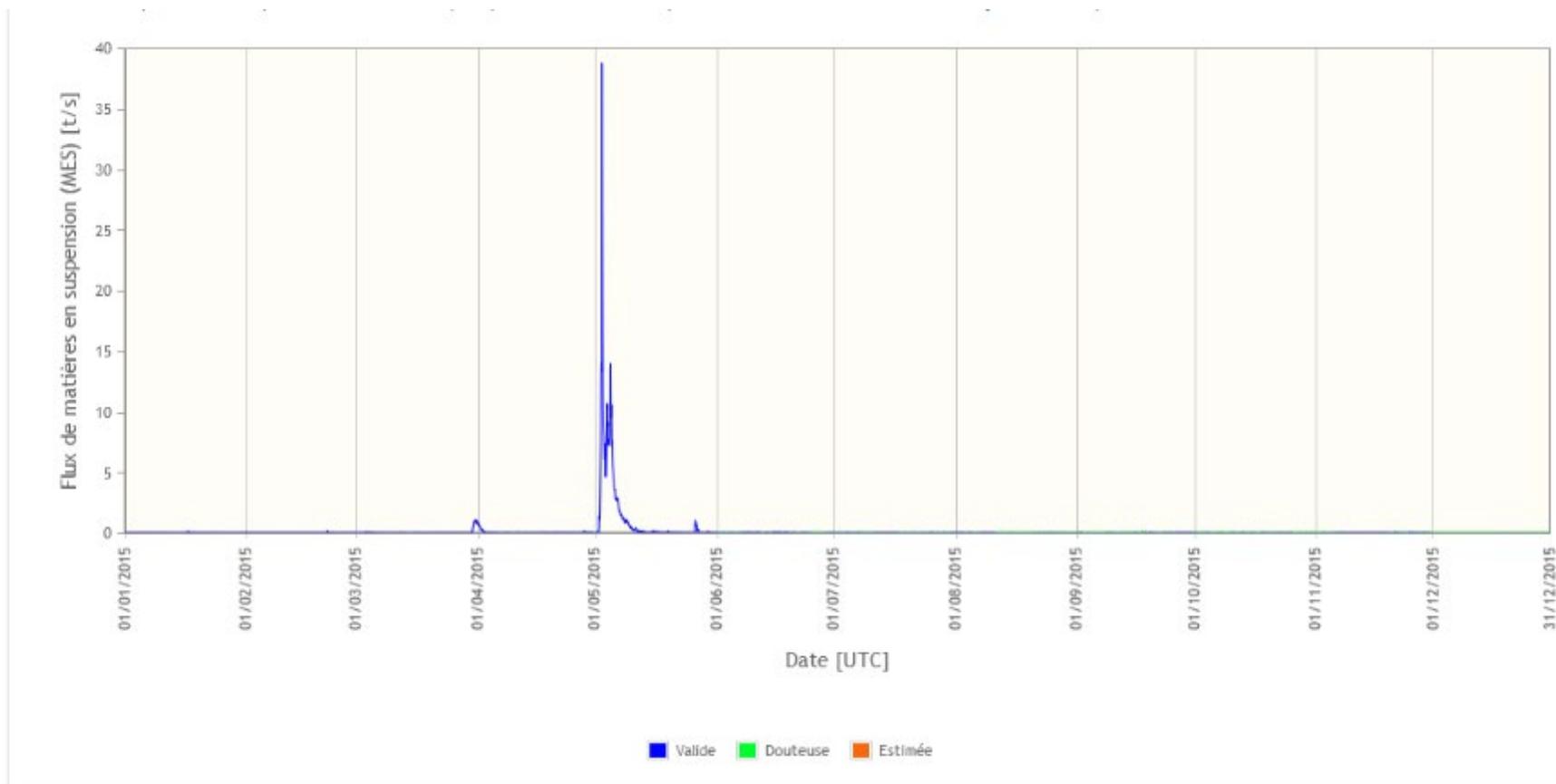


Annexe 5.1-8 - Évolution de la densité (m²) annuelle estimée par échantillon et par secteur. Total : densité totale ; EPT : densité en taxon éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ; E : densité en taxon éphéméroptères ; P : densité en taxon plécoptères ; T : densité en taxon trichoptères ; Rhéo : densité en taxon rhéophiles ; Exo : densité en 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.**



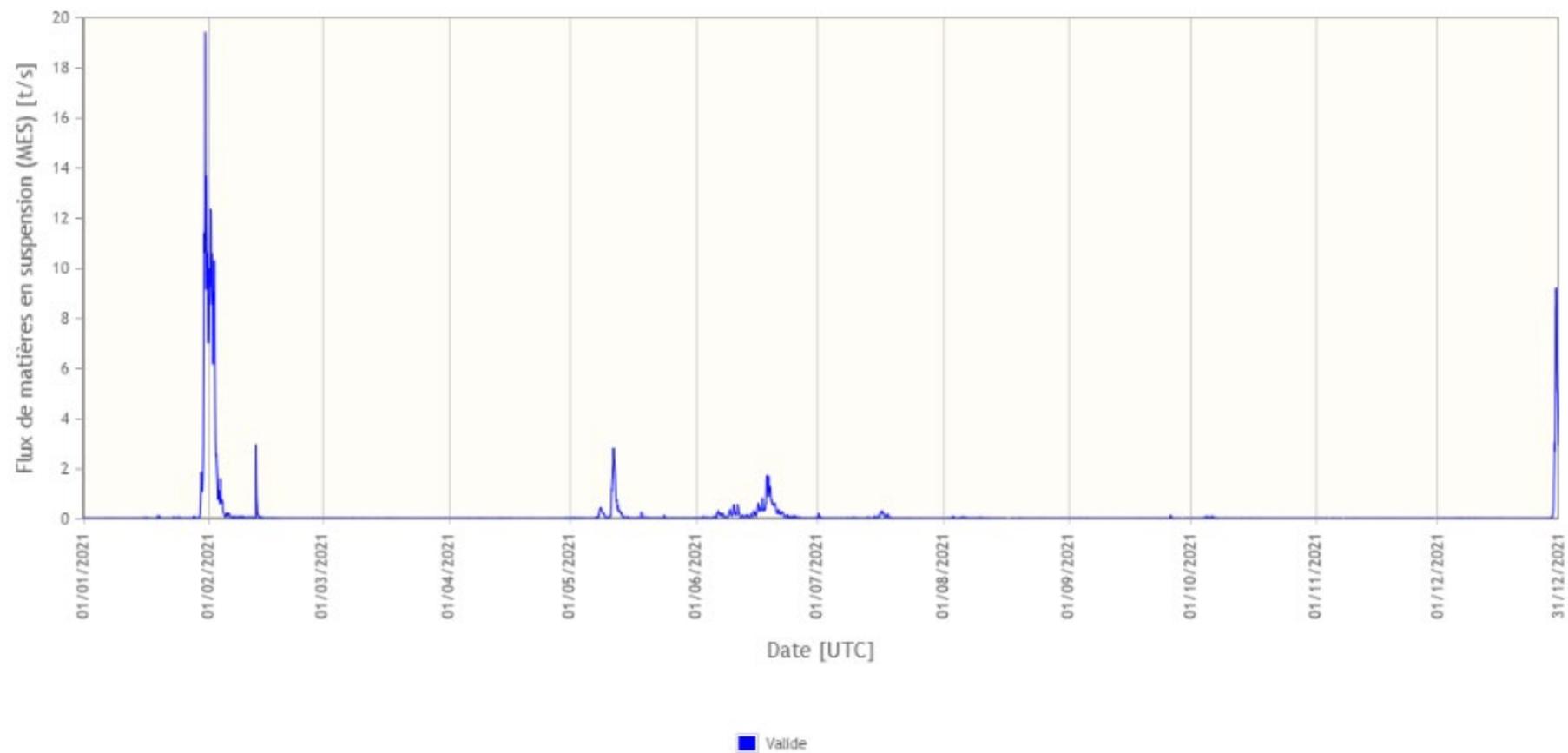
Annexe 5.1-9 - 01/01/2015 au 31/12/2015 Flux de matières en suspension de l'Isère à Beaumont-Monteux Source BDOH-OSR (27/02/2024)

<https://bdoh.inrae.fr/OBSERVATOIRE-DES-SEDIMENTS-DU-RHONE/>

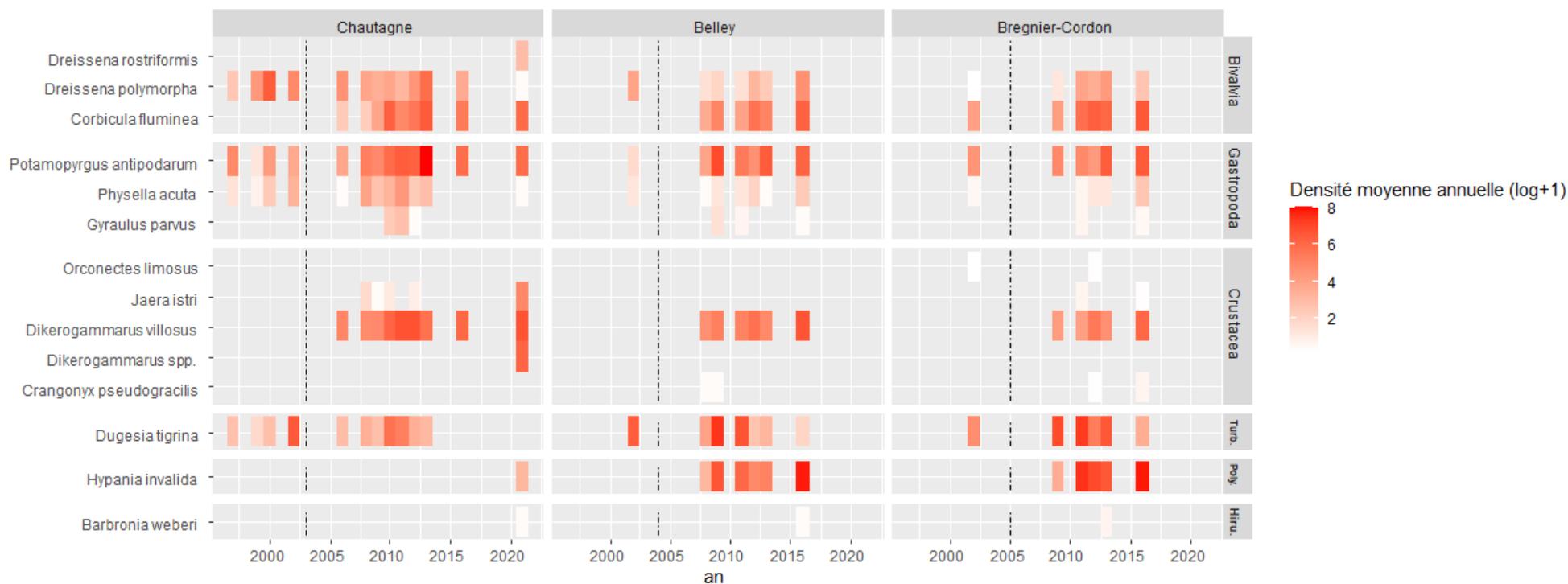


Annexe 5.1-10 - 01/01/2021 au 31/12/2021 Flux de matières en suspension de l'Isère à Beaumont-Monteux Source BDOH-OSR (27/02/2024)

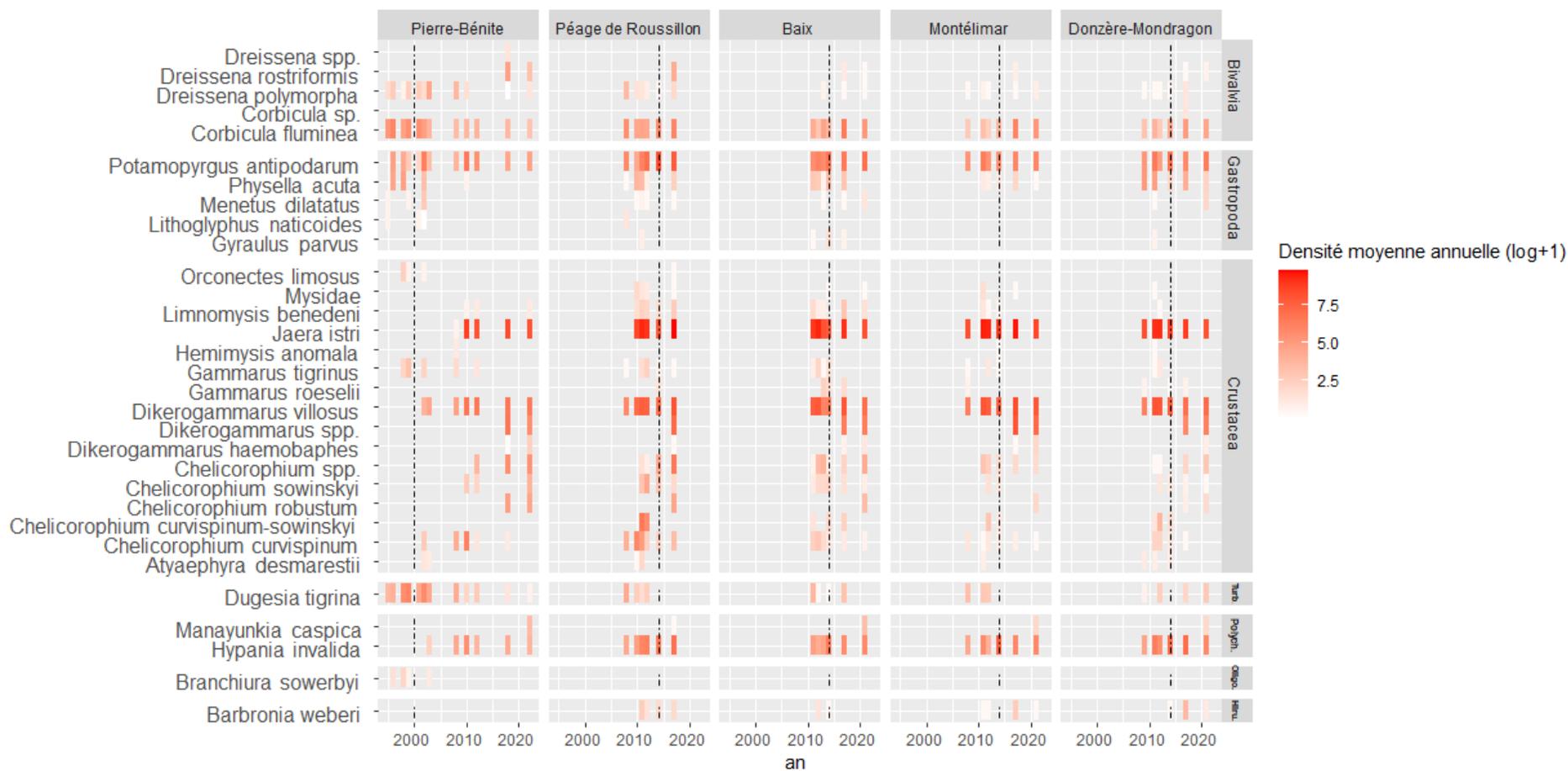
<https://bdoh.inrae.fr/OBSERVATOIRE-DES-SEDIMENTS-DU-RHONE/>



Annexe 5.1-11 - 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.



Annexe 5.1-12 - Évolution de la densité moyenne annuelle (exprimée en log +1) des taxons exogènes regroupé 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.



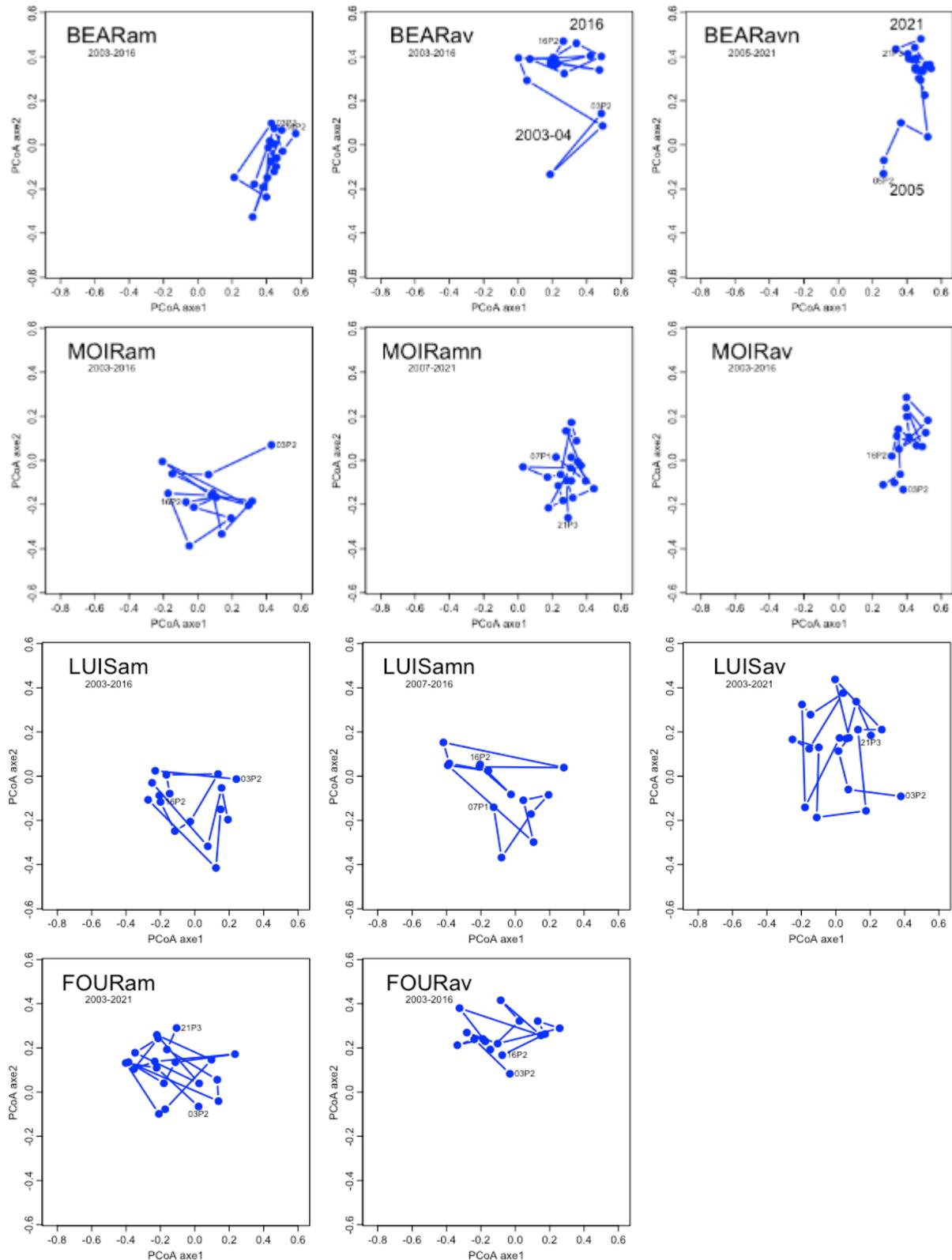
Annexe 5.2-1 - Bilan des données thermiques collectées entre 2019 et 2023 (relevés horaires de la température de l'eau, sondes HOBOPro V2) dans les vieux-Rhône de Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon et Péage-de-Roussillon. Température moyenne annuelle (T°C moy.), médiane de la température annuelle (T°C med.), température mini, température maxi, somme des degrés jours où la température est supérieure à 18°C, nombre de jours où la température a dépassé 25°C, date à laquelle la température est passée au-dessus de 10°C, date à laquelle la température est passée en dessous de 10°C.

Vieux-Rhône de Chautagne								
Année	T°C moy.	T°C med.	T°C min	T°C max	Σ 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
2023	13,05	11,32	4,27	25,36	49988	3	23-avr	15-nov
Vieux-Rhône de Belley								
Année	T°C moy.	T°C med.	T°C min	T°C max	Σ 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
2023	13,4	11,97	5,31	25,60	54801	2	19-avr	23-nov
Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon								
Année	T°C moy.	T°C med.	T°C min	T°C max	Σ 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	4,4	25,77	57405	8	21-mars	22-nov
2023	13,62	12,29	4,87	25,65	57864	2	18-avr	25-nov
Vieux-Rhône de Péage-De-Roussillon								
Année	T°C moy.	T°C med.	T°C min	T°C max	Σ 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
2023	16,52	15,47	6,59	27,48	88574	41	14-févr	29-nov

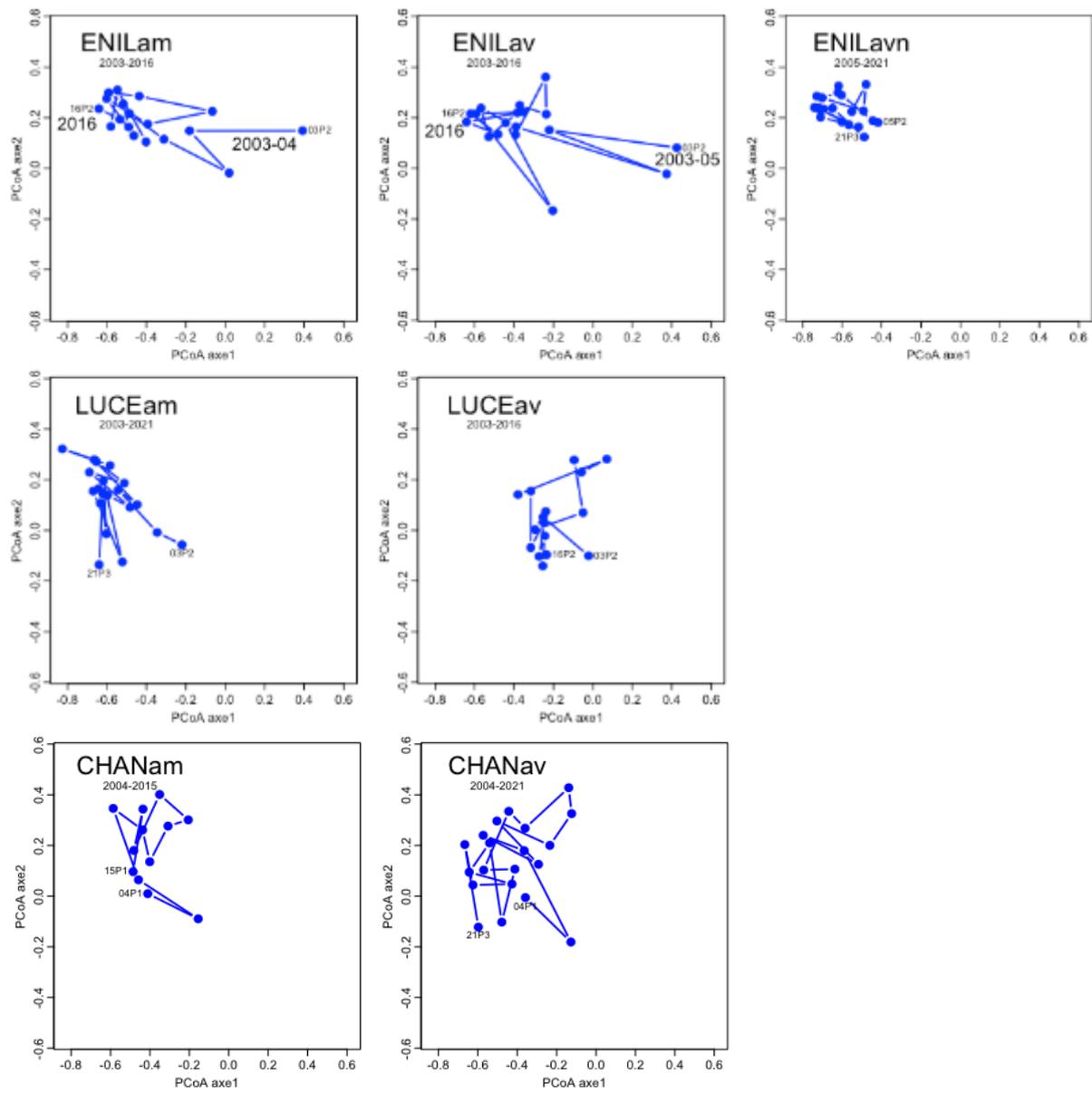
Annexe 6.3-1 – Bilan des résultats des pêches effectués dans les lônes suivies dans le cadre de RhônEco, effectifs totaux, abondance relative (%) des poissons appartenant à la guildes des espèces phytophiles et phyto-lithophiles, abondance relative (%) des juvéniles de l’année.

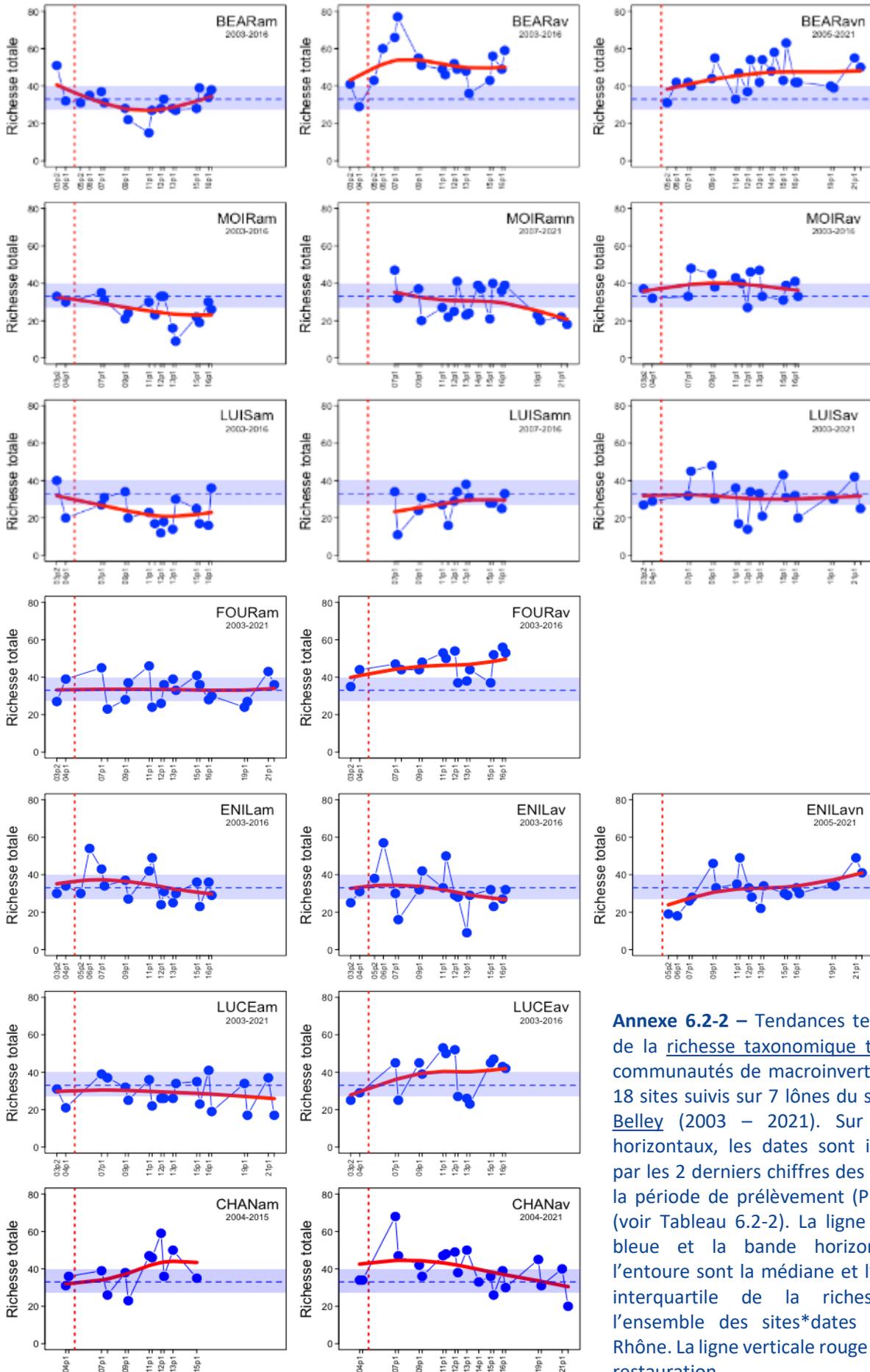
Lônes		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Moyenne	
Lône du Brotalet	Effectif total	500	160	210	262	121	125	82	64	140	55	123	1334	90	86	345	121	199	34	259	13	216	
	%age																						
	Lith.Phyt. & Phyto	7,0%	26,0%	17,0%	12,2%	30,6%	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%	46,2%	26,4%	
	% 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%	76,9%	82,0%	
Lône de la Malouinie	Effectif 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%	56,0%	53,0%	67,0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68,0%
Lône des Luisettes	Effectif 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%
Lône Moimoud	Effectif total	-	10	195	32	60	6	13	62	114	38	61	127	136	117	387	63	55	7	5	5	5	79
	%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%	100,0%	100,0%	34,9%
	% 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%	100,0%	100,0%	47,7%
Lône Béard	Effectif 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%
Lône Fourmier	Effectif 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%
Anse de Yenne	Effectif total	-	276	176	89	228	27	18	42	261	215	94	428	94	155	184	33	21	8	90	15	129	
	%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%	13,3%	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%	60,0%	59,8%	
Lône de Chantemede	Effectif 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%
Lône des granges	Effectif 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%
Lône Vachon	Effectif total	-	-	201	51	6	73	67	185	67	302	127	273	62	62	59	159	18	78	104	308	122	
	%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%	1,6%	11,4%	
	% 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%	35,1%	35,9%	
Lône des cisiers	Effectif total	-	-	425	248	22	180	68	385	287	296	199	198	63	179	96	128	94	51	61	110	172	
	%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%	10,9%	14,6%	
	% 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%	45,5%	40,4%	
Lône Mattant	Effectif total	-	-	76	145	31	143	53	683	258	243	284	202	125	138	305	143	49	16	42	17	164	
	%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%	11,8%	10,8%	
	% 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%	35,3%	33,6%	
Lône des Molottes	Effectif total	-	-	68	513	411	246	180	35	1016	1772	748	1875	1292	584	708	293	2220	20	345	842	732	
	%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%	49,3%	36,1%	
	% 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%	52,4%	77,8%	
Lône du Ponton	Effectif total	-	-	201	421	632	300	222	14	676	355	363	372	272	208	82	96	249	5	292	620	299	
	%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%	91,5%	53,2%	
	% 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%	73,1%	79,3%	

Annexe 6.2-1 – Trajectoires temporelles des communautés de macroinvertébrés des 18 sites suivis sur 7 îlons du secteur de Belley (2003 – 2021) positionnées dans la PCoA appliquée aux distances de Bray-Curtis calculées pour la totalité des 904 sites *dates échantillonnés sur l'ensemble du Rhône. Chaque point représente l'état de la communauté d'un site à une date de suivi. Pour chaque site, les codes de la première et de la dernière date de suivi sont indiqués (voir Tableau 6.2-2).

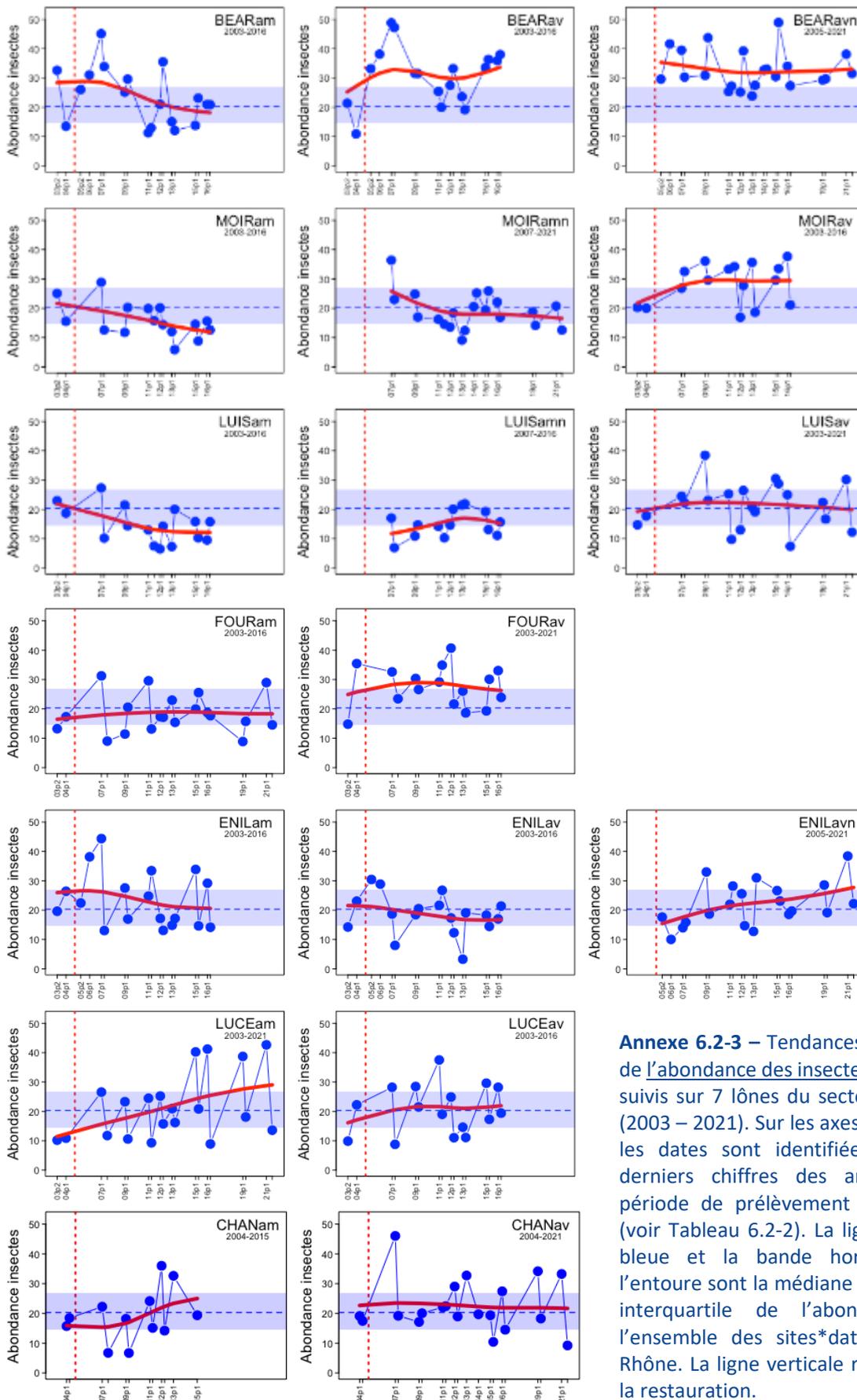


Annexe 6.2-1 – Suite

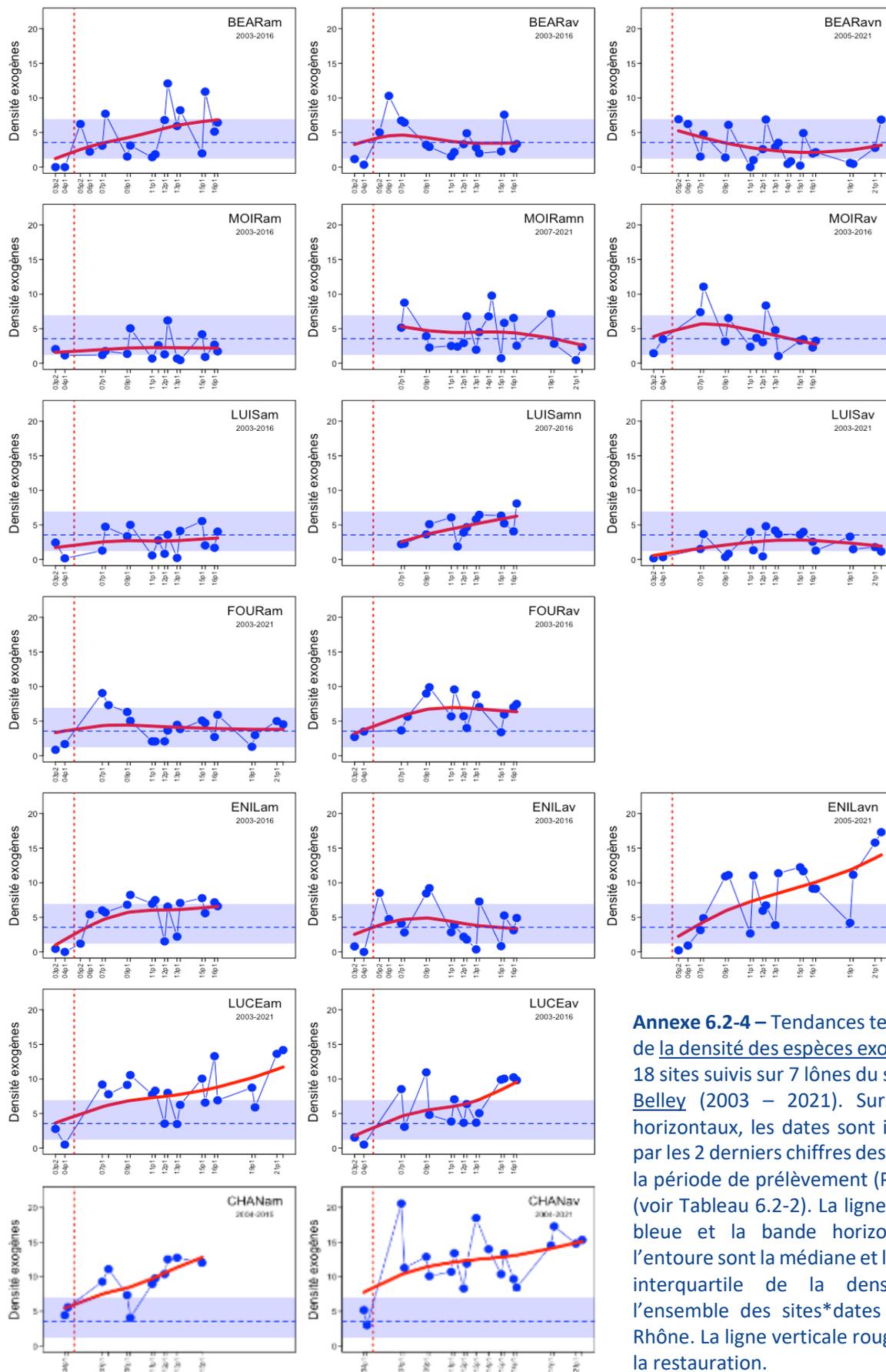




Annexe 6.2-2 – Tendances temporelles de la richesse taxonomique totale des communautés de macroinvertébrés des communautés de macroinvertébrés des 18 sites suivis sur 7 lînes du secteur de Belley (2003 – 2021). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-2). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la richesse pour l’ensemble des sites*dates du Haut-Rhône. La ligne verticale rouge indique la restauration.

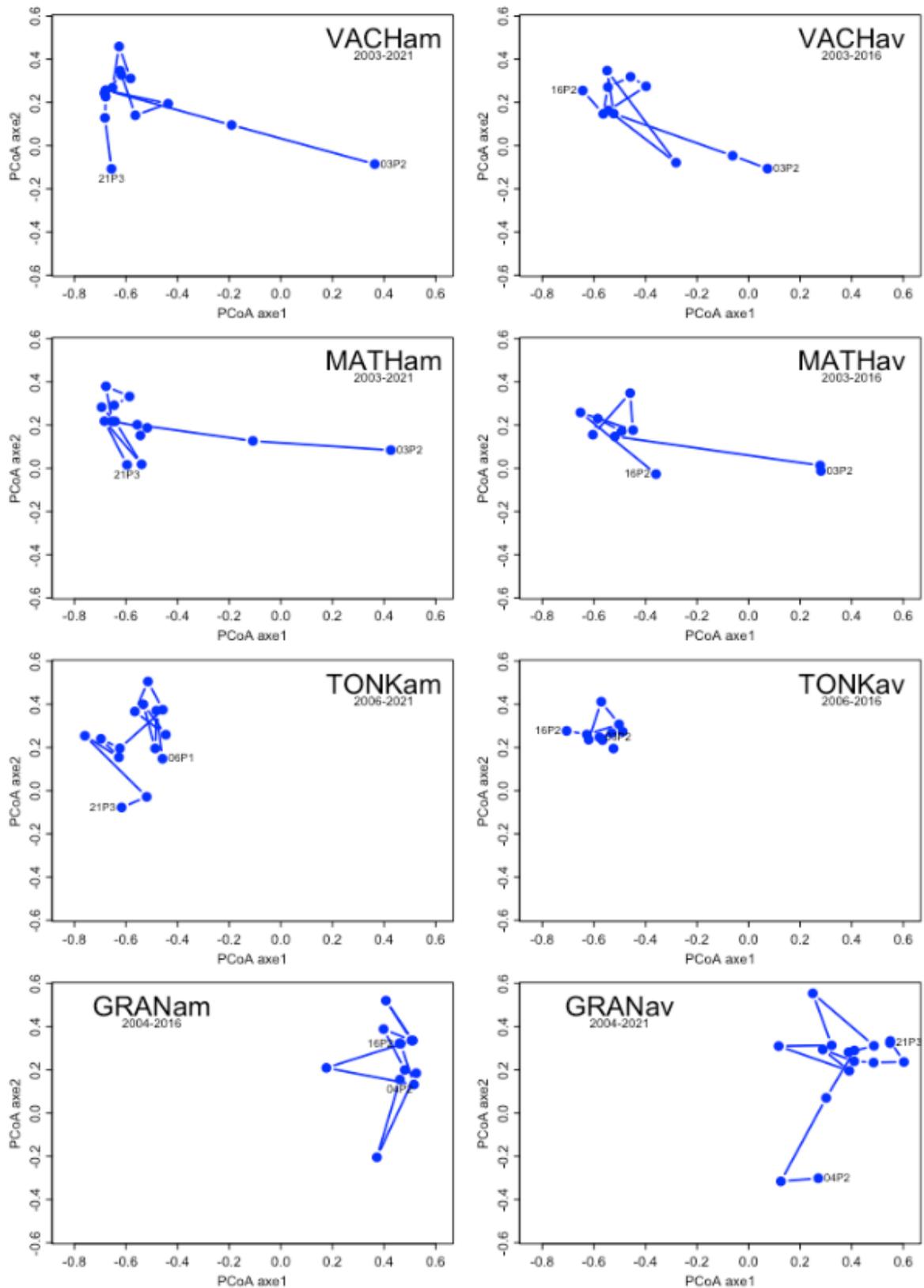


Annexe 6.2-3 – Tendances temporelles de l'abondance des insectes des 18 sites suivis sur 7 îlons du secteur de Belley (2003 – 2021). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-2). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l'entoure sont la médiane et l'intervalle interquartile de l'abondance pour l'ensemble des sites*dates du Haut-Rhône. La ligne verticale rouge indique la restauration.

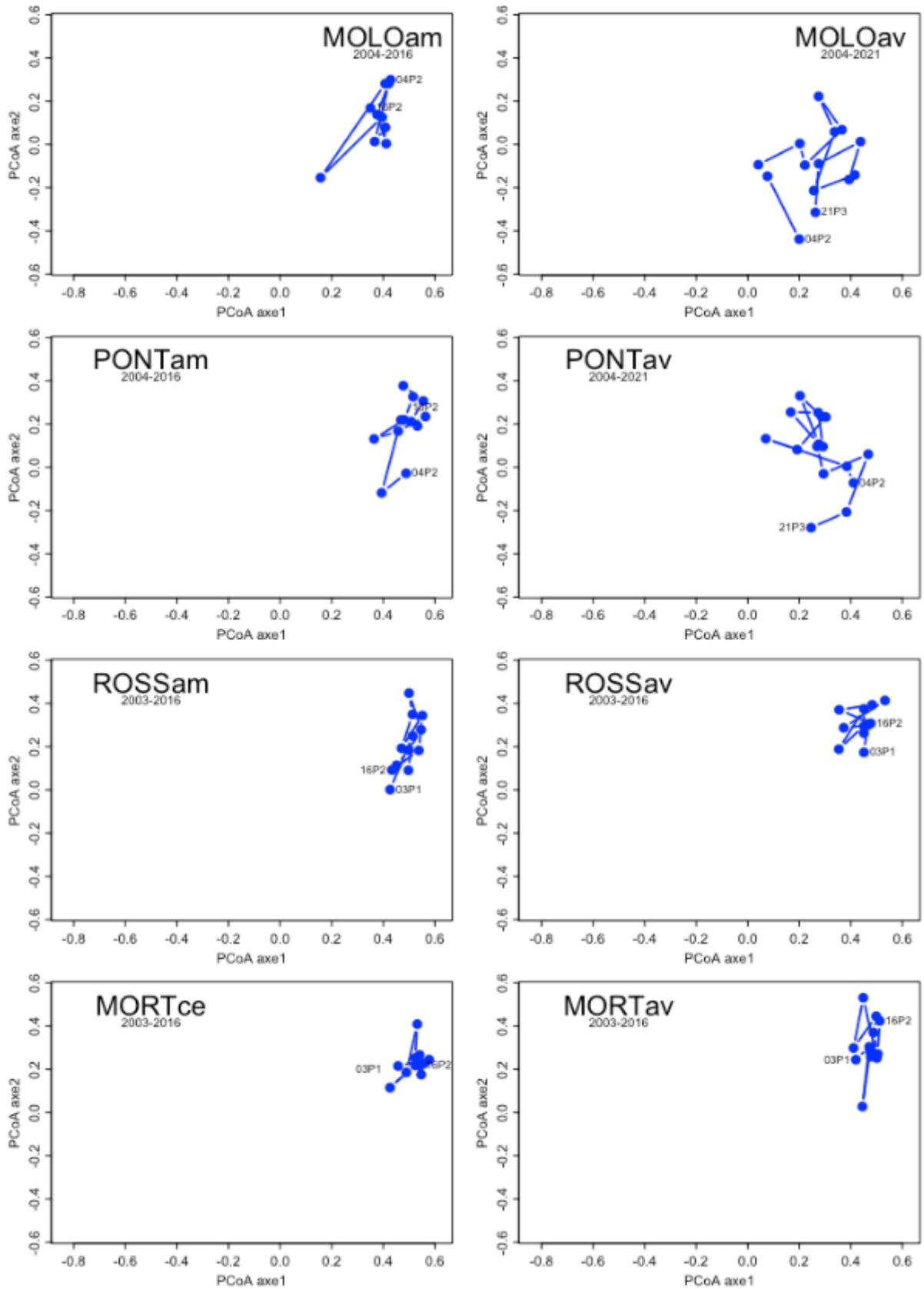


Annexe 6.2-4 – Tendances temporelles de la densité des espèces exogènes des 18 sites suivis sur 7 îlons du secteur de Belley (2003 – 2021). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-2). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la densité pour l’ensemble des sites*dates du Haut-Rhône. La ligne verticale rouge indique la restauration.

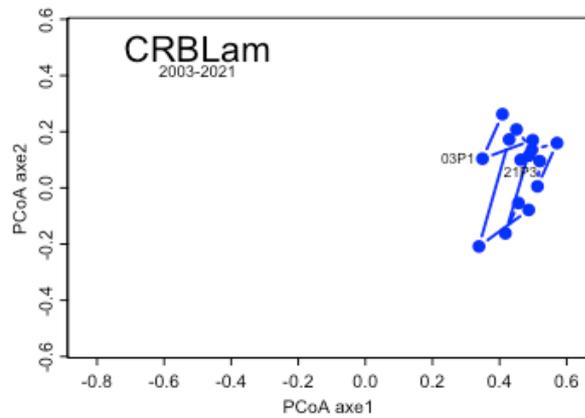
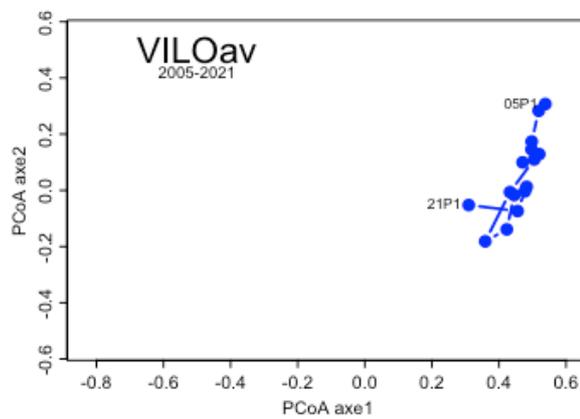
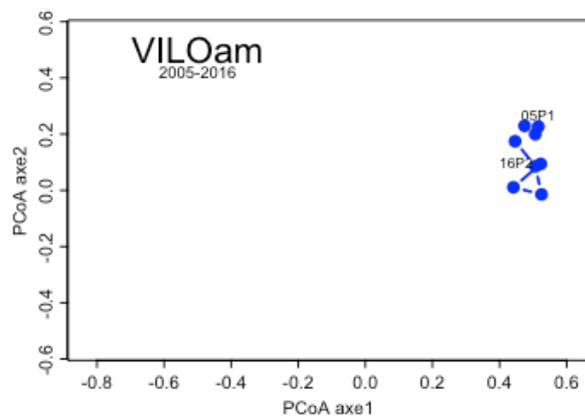
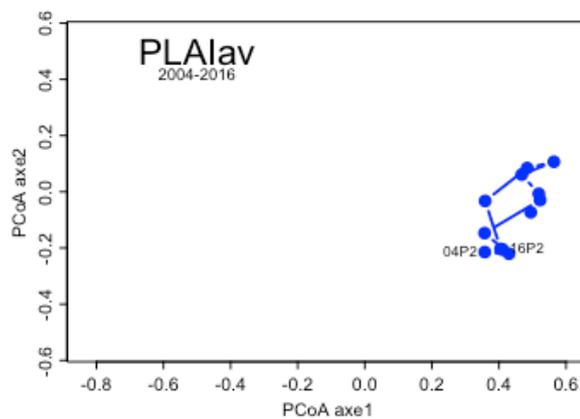
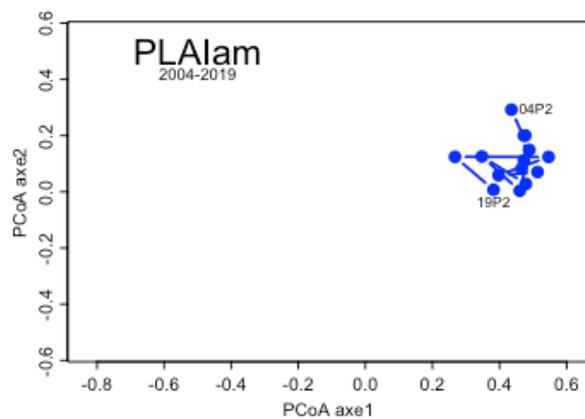
Annexe 6.2-5 – Trajectoires temporelles des communautés de macroinvertébrés de 21 sites suivis sur 7 îlons du secteur de Brégnier-Cordon (2003 – 2021) positionnées dans la PCoA appliquée aux distances de Bray-Curtis calculées pour la totalité des 904 sites *dates échantillonnés sur l'ensemble du Rhône. Chaque point représente l'état de la communauté d'un site à une date de suivi. Pour chaque site, les codes de la première et de la dernière date de suivi sont indiqués (voir Tableau 6.2-7).



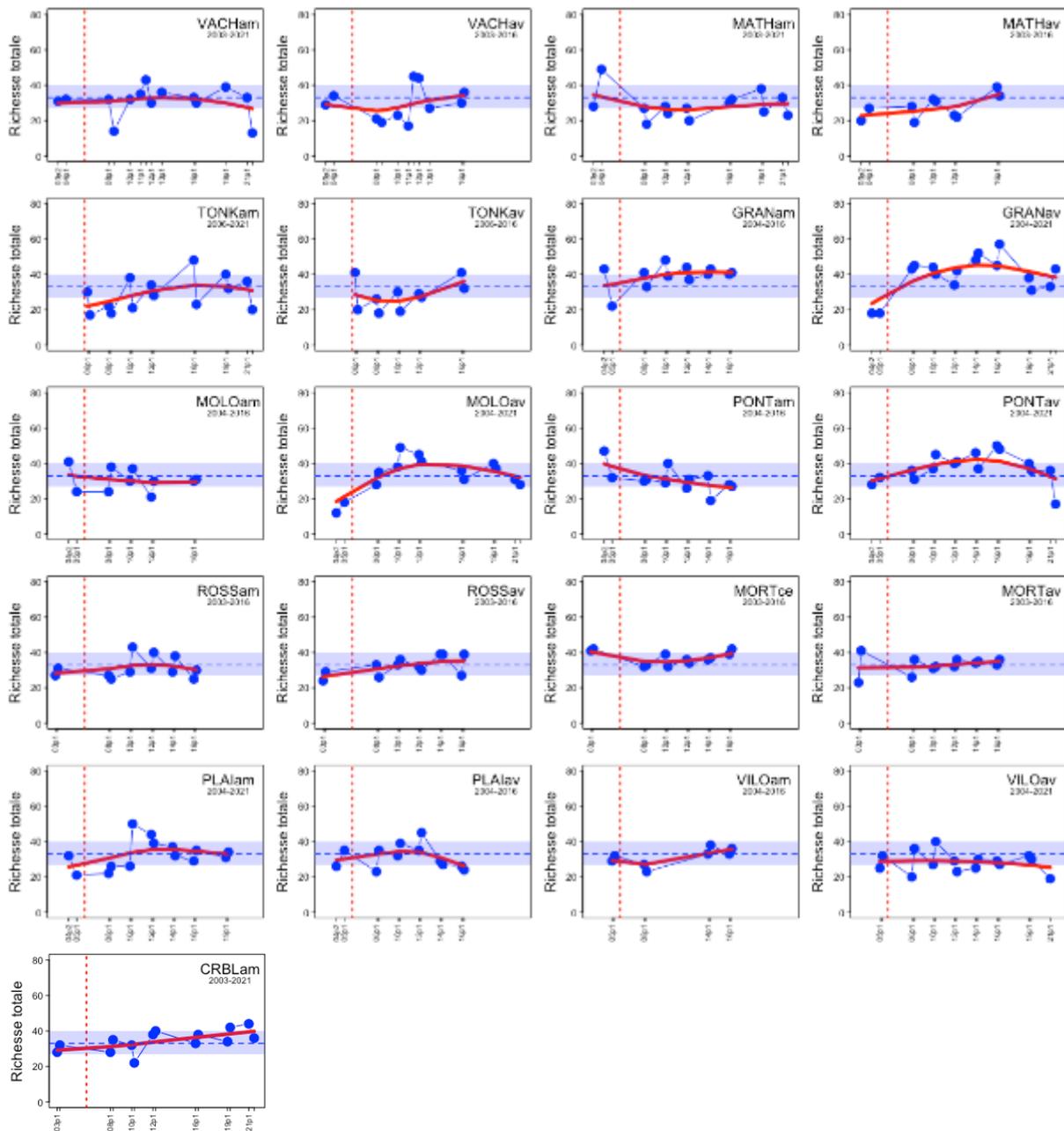
Annexe 6.2-5 – Suite



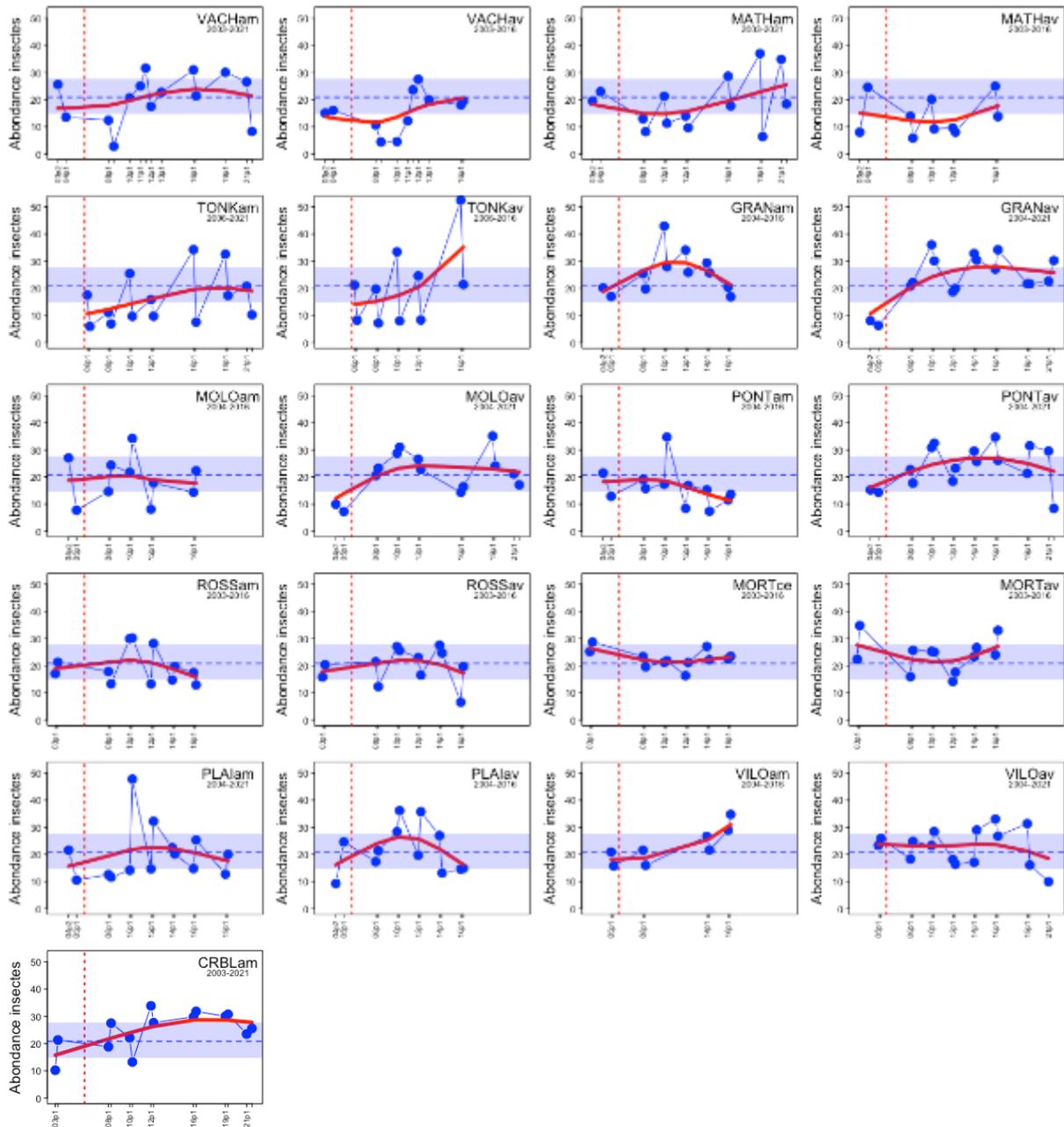
Annexe 6.2-5 – Suite



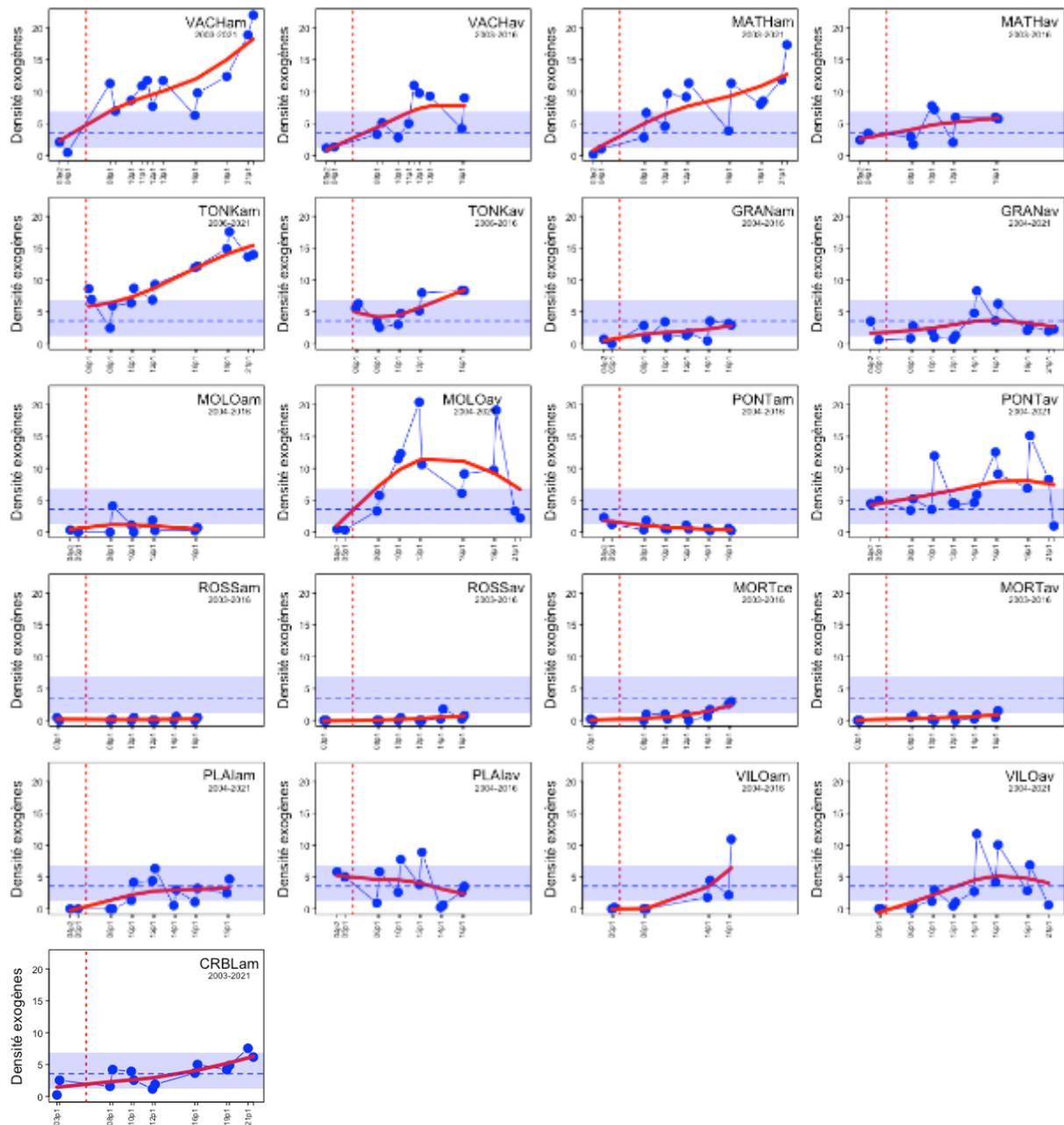
Annexe 6.2-6 – Tendances temporelles de la richesse taxonomique totale des communautés de macroinvertébrés des 21 sites suivis sur 11 lônes du secteur de Brégnier-Cordon (2003 – 2021). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-7). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la richesse pour l’ensemble des sites*dates du Haut-Rhône. La ligne verticale rouge indique la restauration.



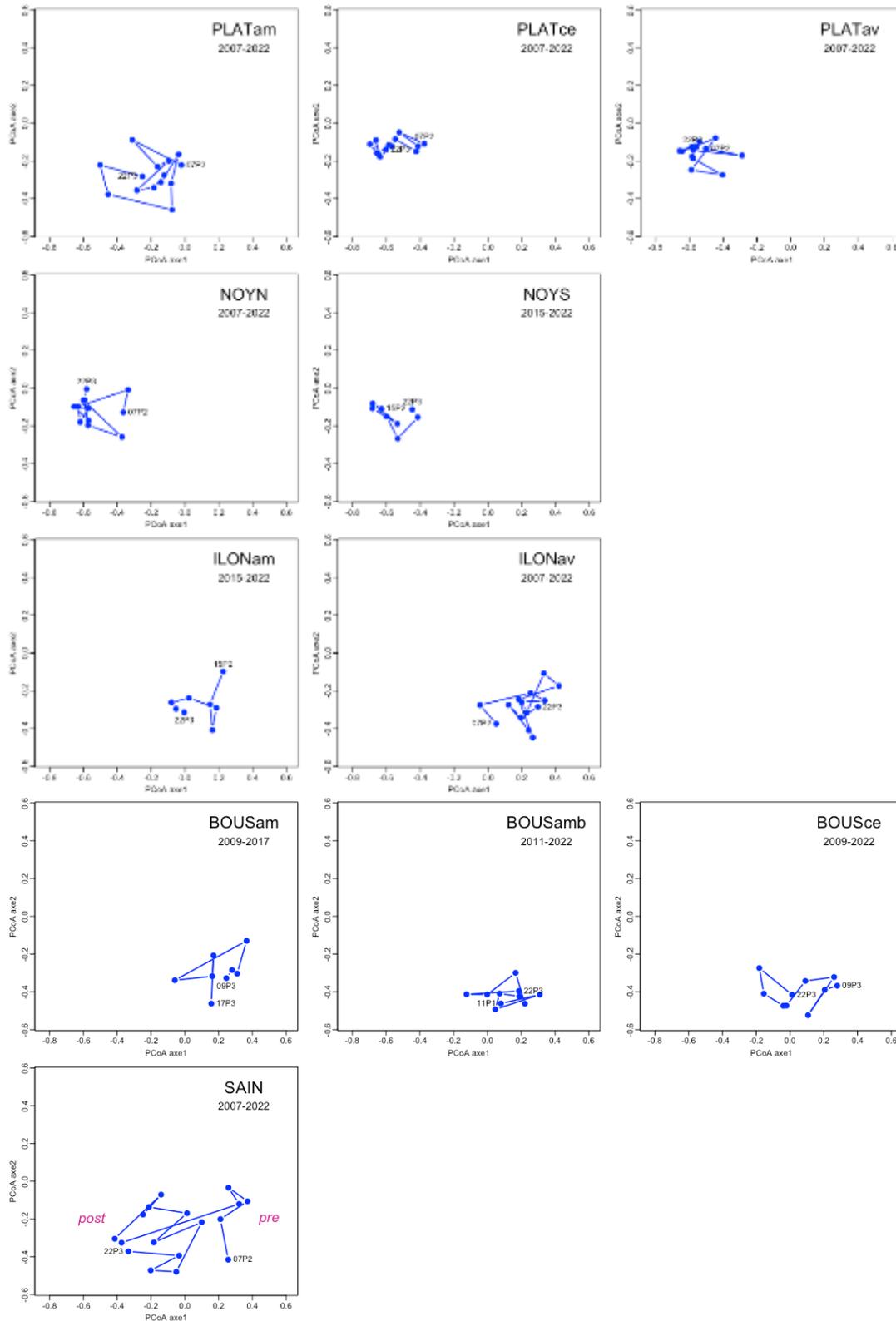
Annexe 6.2-7 – Tendances temporelles de l'abondance des insectes des communautés de macroinvertébrés des 21 sites suivis sur 11 lônes du secteur de Brégnier-Cordon (2003 – 2021). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-7). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l'entoure sont la médiane et l'intervalle interquartile de la richesse pour l'ensemble des sites*dates du Haut-Rhône. La ligne verticale rouge indique la restauration



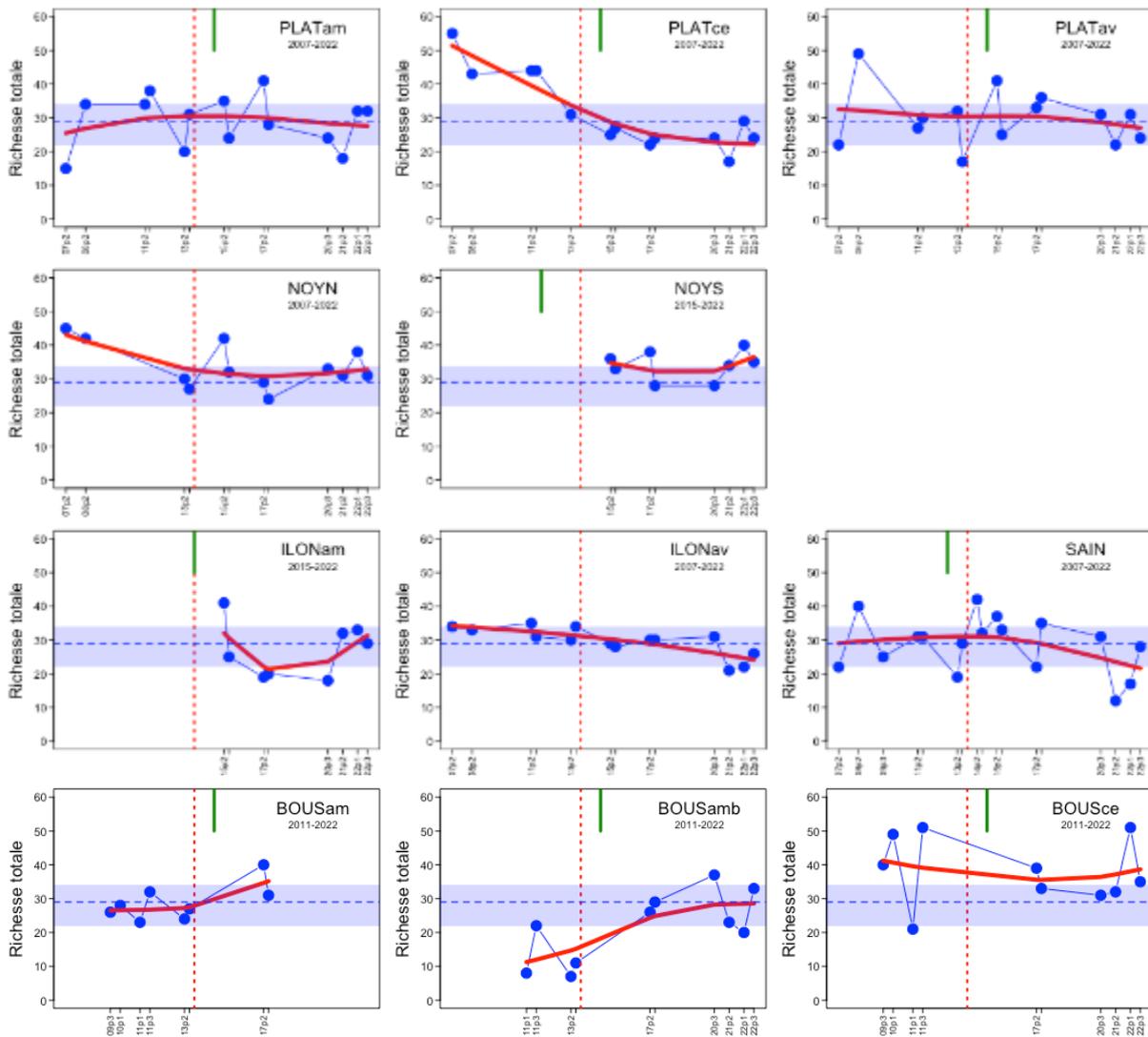
Annexe 6.2-8 – Tendances temporelles de la densité des espèces exogènes des communautés de macroinvertébrés des 21 sites suivis sur 11 lînes du secteur de Brégnier-Cordon (2003 – 2021). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-7). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la richesse pour l’ensemble des sites*dates du Haut-Rhône. La ligne verticale rouge indique la restauration



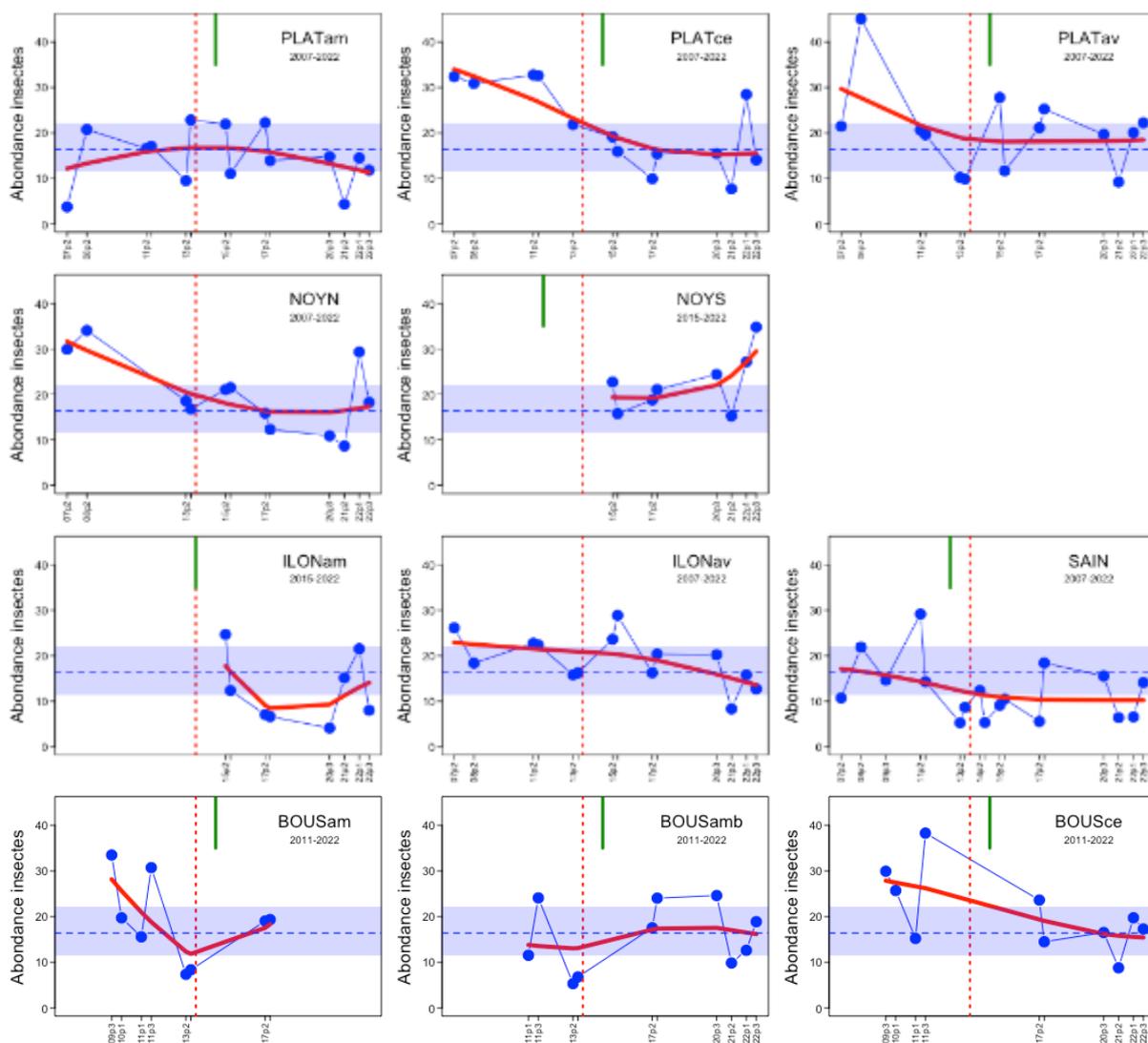
Annexe 6.2-9 – Trajectoires temporelles des communautés de macroinvertébrés des 11 sites suivis sur 6 îlons du secteur de Péage-de-Roussillon (2007 – 2022) positionnées dans la PCoA appliquée aux distances de Bray-Curtis calculées pour la totalité des 904 sites *dates échantillonnés sur l'ensemble du Rhône. Chaque point représente l'état de la communauté d'un site à une date de suivi. Pour chaque site, les codes de la première et de la dernière date de suivi sont indiqués (voir Tableau 6.2-10).



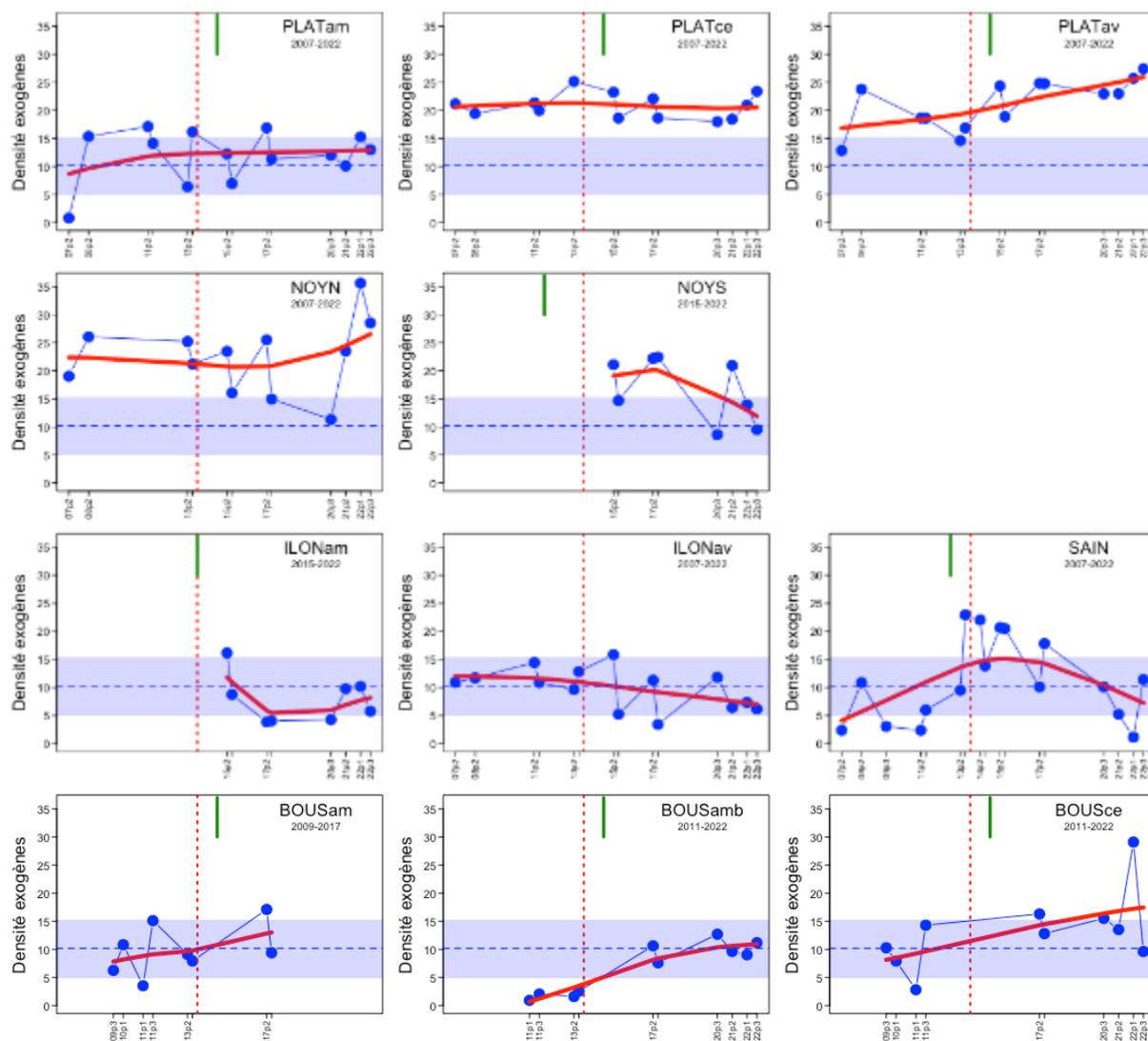
Annexe 6.2-10 – Tendances temporelles de la richesse taxonomique totale des communautés de macroinvertébrés des 11 sites suivis sur 6 lônes du secteur de Péage-de-Roussillon (2007 – 2022). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-10). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la richesse pour l’ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône (voir Tableau 6.2-9).



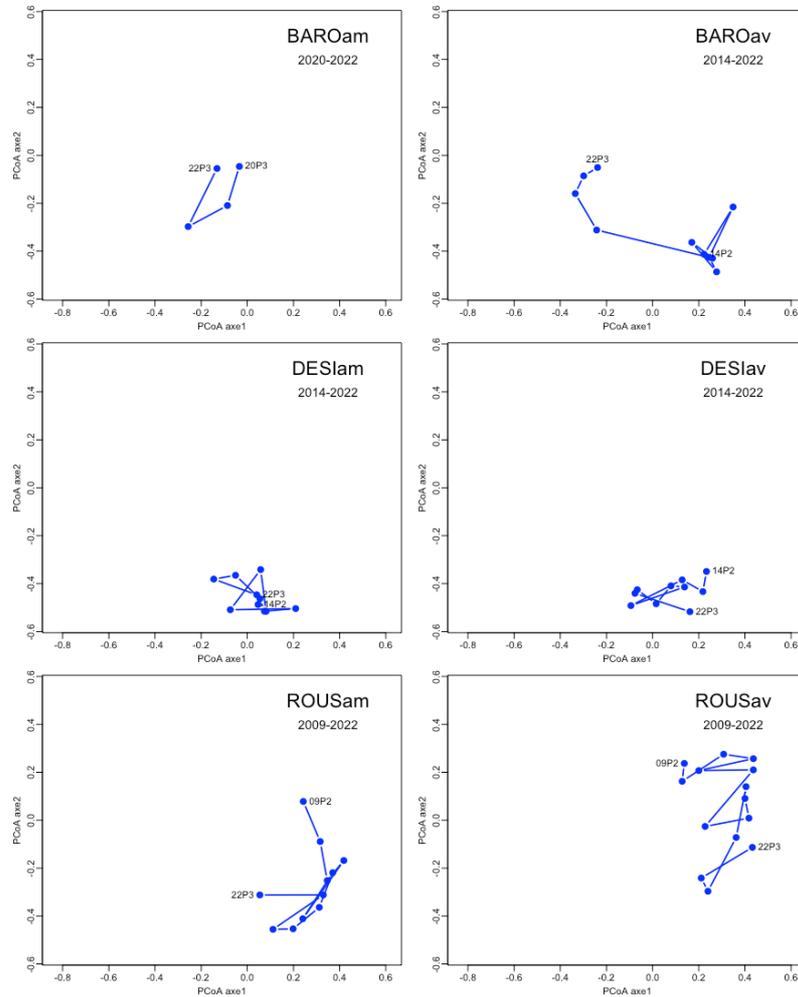
Annexe 6.2-11 – Tendances temporelles de l'abondance des insectes dans les communautés de macroinvertébrés des 11 sites suivis sur 6 lînes du secteur de Péage-de-Roussillon (2007 – 2022). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-10). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l'entoure sont la médiane et l'intervalle interquartile de la richesse pour l'ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lîne (voir Tableau 6.2-9).



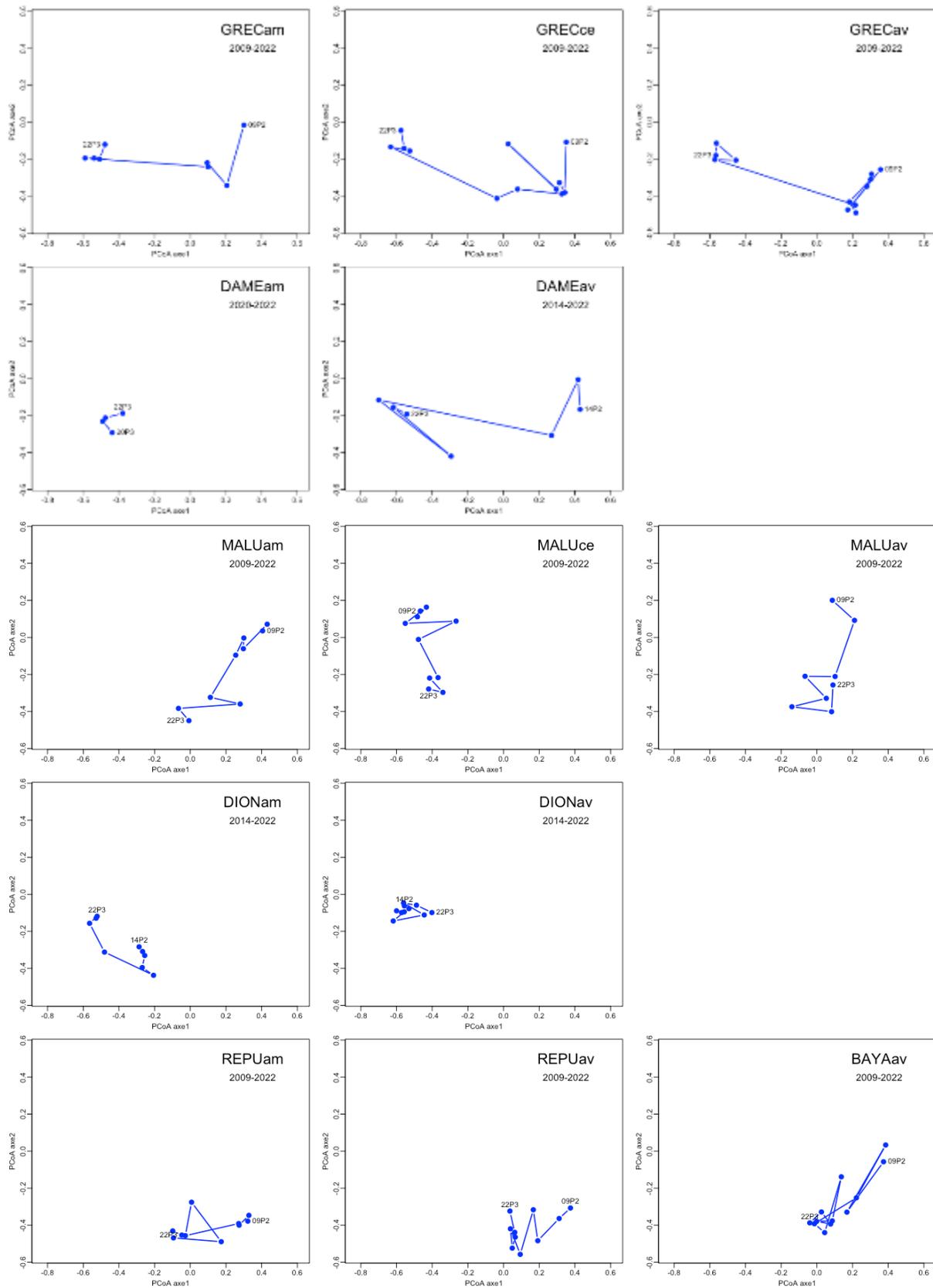
Annexe 6.2-12 – Tendances temporelles de la densité des espèces exogènes dans les communautés de macroinvertébrés des 11 sites suivis sur 6 lônes du secteur de Péage-de-Roussillon (2007 – 2022). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-10). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la richesse pour l’ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, bande verte : restauration de la lône (voir Tableau 6.2-9).



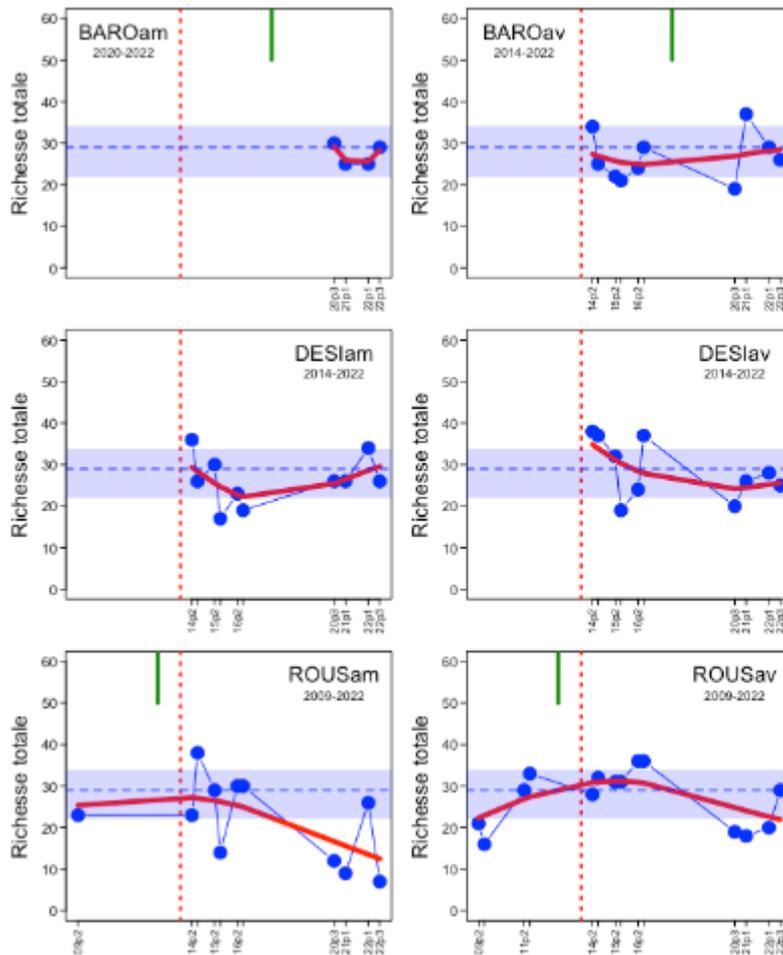
Annexe 6.2-13 – Trajectoires temporelles des communautés de macroinvertébrés des 19 sites suivis sur 9 îlons des secteurs de Montélimar et Donzère (2009 – 2022) positionnées dans la PCoA appliquée aux distances de Bray-Curtis calculées pour la totalité des 904 sites *dates échantillonnés sur l'ensemble du Rhône. Chaque point représente l'état de la communauté d'un site à une date de suivi. Pour chaque site, les codes de la première et de la dernière date de suivi sont indiqués (voir Tableau 6.2-13).



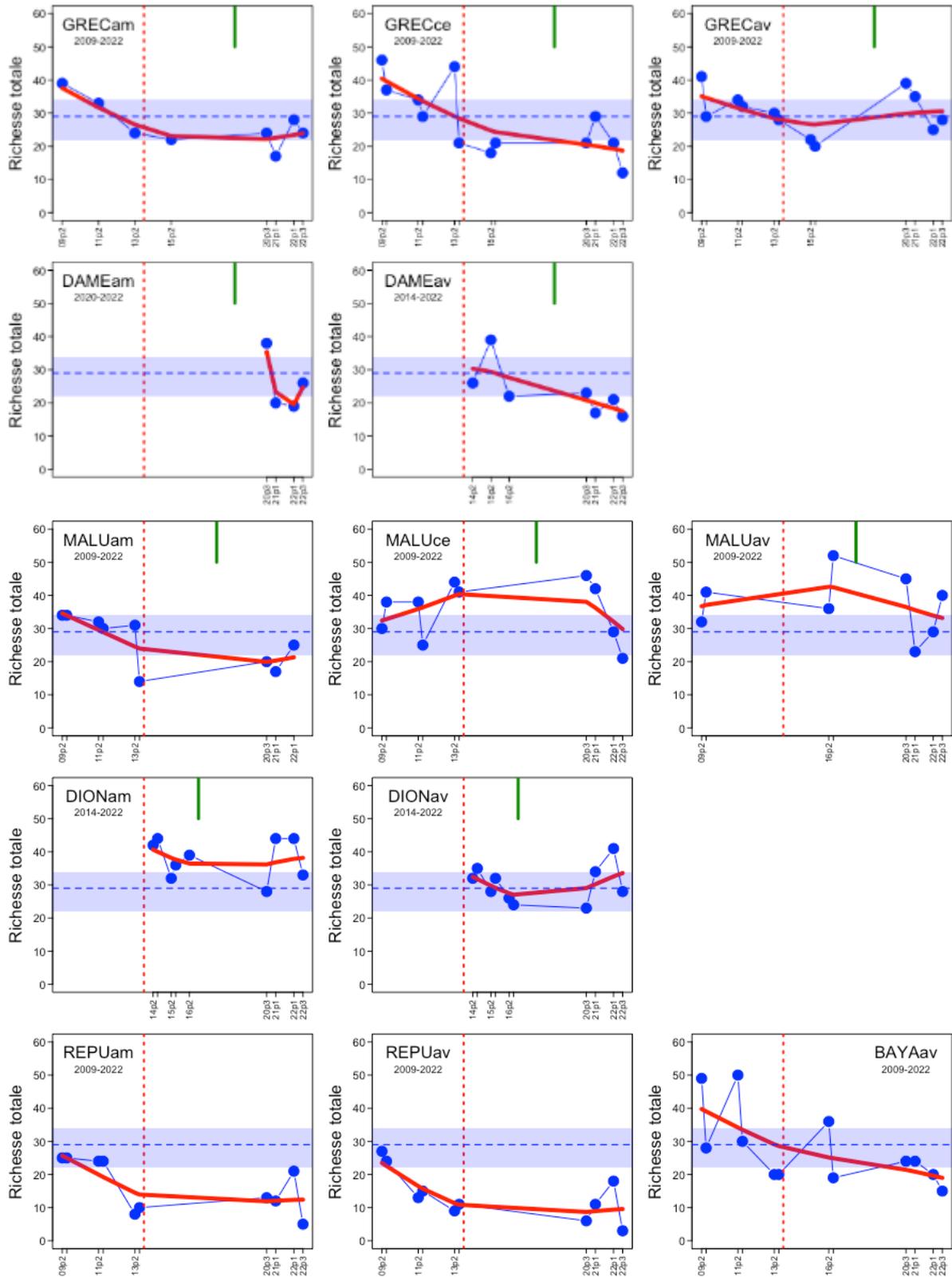
Annexe 6.2-13 – Suite



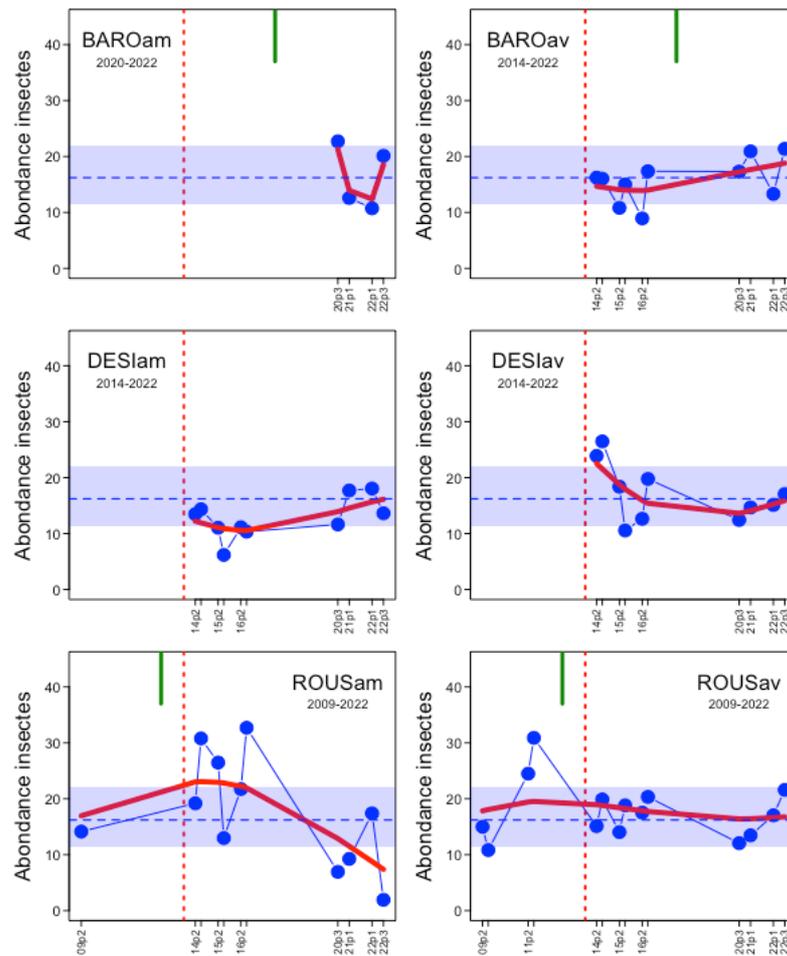
Annexe 6.2-14 – Tendances temporelles de la richesse taxonomique totale des communautés de macroinvertébrés des 19 sites suivis sur 9 lônes des secteurs de Montélimar (ROUS) et Donzère (2009 – 2022). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-13). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la richesse pour l’ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône (voir Tableau 6.2-12).



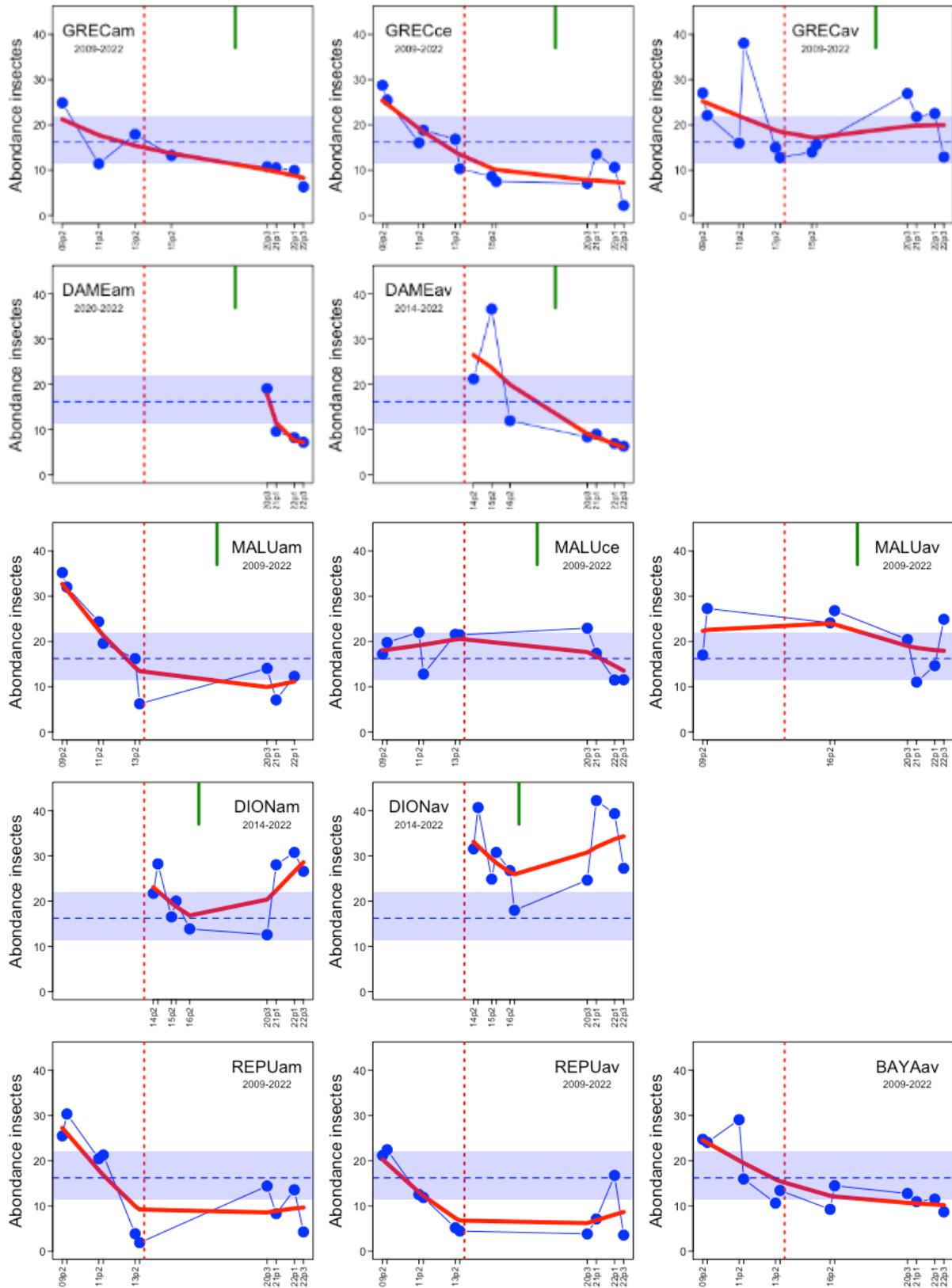
Annexe 6.2-14 – Suite



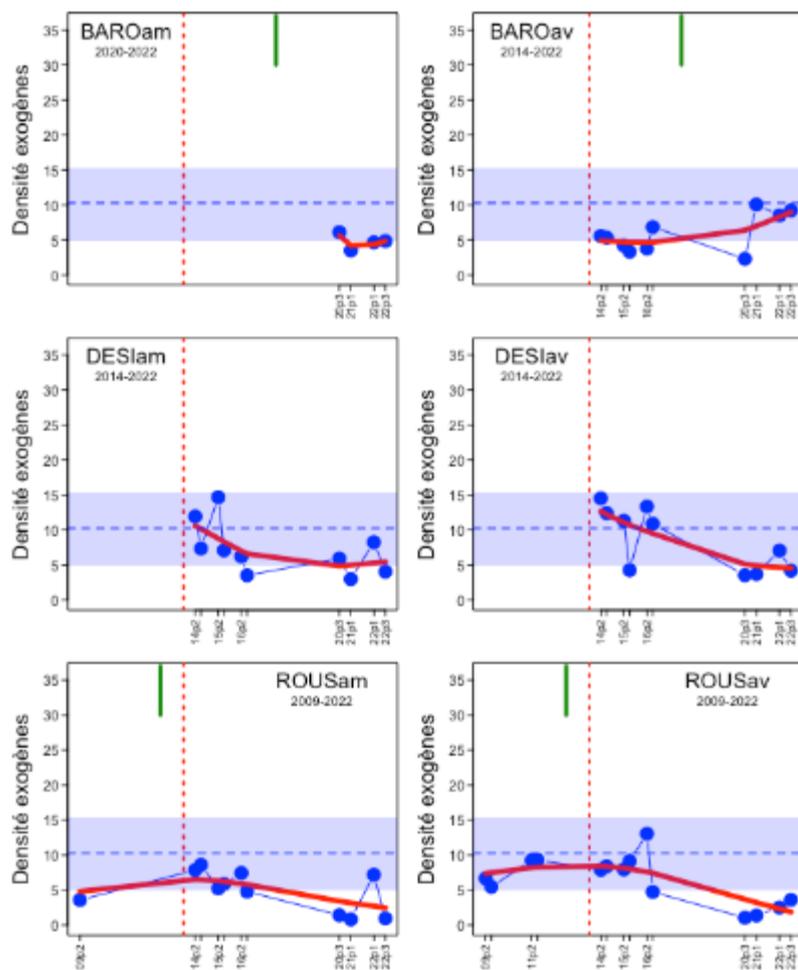
Annexe 6.2-15 – Tendances temporelles de l'abondance des insectes des communautés de macroinvertébrés des 19 sites suivis sur 9 lônes des secteurs de Montélimar (ROUS) et Donzère (2009 – 2022). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-13). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l'entoure sont la médiane et l'intervalle interquartile de la richesse pour l'ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône (voir Tableau 6.2-12).

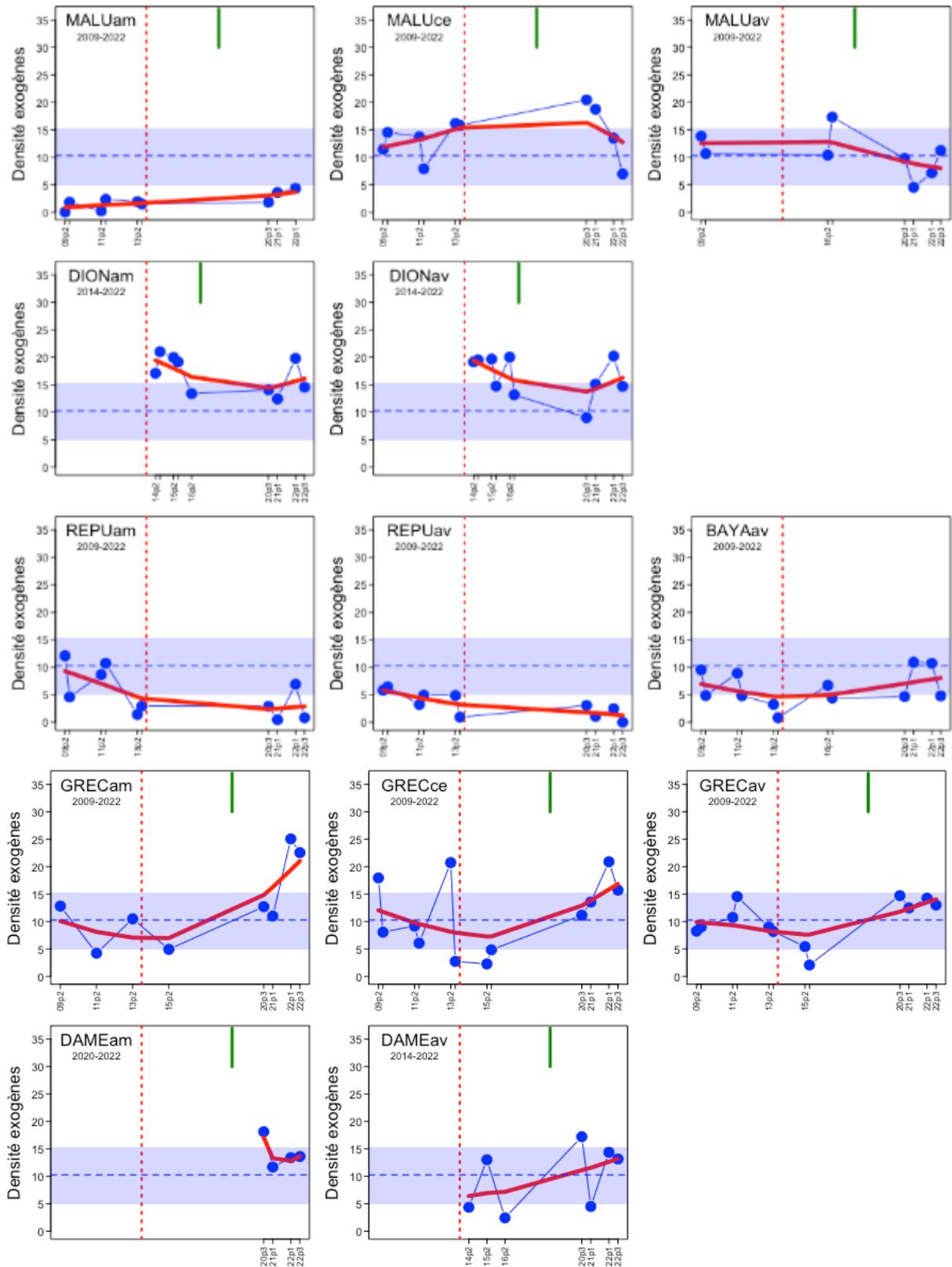


Annexe 6.2-15 – Suite



Annexe 6.2-16 – Tendances temporelles de la densité des espèces exogènes des communautés de macroinvertébrés des 19 sites suivis sur 9 lônes des secteurs de Montélimar (ROUS) et Donzère (2009 – 2022). Sur les axes horizontaux, les dates sont identifiées par les 2 derniers chiffres des années et la période de prélèvement (P1, P2, P3) (voir Tableau 6.2-13). La ligne pointillée bleue et la bande horizontale qui l’entoure sont la médiane et l’intervalle interquartile de la richesse pour l’ensemble des sites*dates du Rhône aval. Ligne verticale rouge : restauration du débit réservé, barre verte : restauration de la lône (voir Tableau 6.2-12).





RHÔN ECO

Suivi scientifique
de la restauration
du Rhône

Dispositifs scientifiques cadres



Partenaires scientifiques



Partenaires techniques et financiers

