

15 > Évaluation des populations de migrateurs amphihalins

51 > Évaluation des impacts anthropiques sur les populations de migrateurs amphihalins et leur environnement

87 > Expertise et aide à la décision pour la conservation, la restauration et l'adaptation aux changements globaux

N° 47 - 2025

Sciences Eaux & Territoires



© Yannick Gouguenheim/Image & rivière

**LA GESTION DES MIGRATEURS AMPHIHALINS
DANS LEUR ENVIRONNEMENT
EN FRANCE**

INRAE



Introduction

- 1 Le pôle pour la gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement (MIAME)**
Jean-Marc ROUSSEL, Marie-Laure ACOLAS, Anthony ACOU, Guillaume EVANNO, Quentin JOSSET, Karl KREUTZENBERGER, Frédéric MARCHAND, Étienne PRÉVOST, Étienne RIVOT, Laurent BEAULATON
- 7 Poissons migrateurs amphihalins, espèces diadromes : de quoi parle-t-on ?**
Éric ROCHARD, Patrick LAMBER, Géraldine LASSALLE

Évaluation des populations de migrateurs amphihalins

- 17 Développement d'un marqueur moléculaire pour l'identification des lamproies au stade juvénile**
Ahmed SOUSSI, Anne-Laure BESNARD, Guillaume EVANNO
- 21 Construction d'un modèle d'estimation du nombre de lamproies sur frayère en utilisant un simple comptage de nids**
Marius DHAMELINCOURT, Cédric TENNELIER, Laurent BEAULATON
- 29 Automatisation de l'analyse de données des caméras acoustiques par un réseau de neurones convolutifs**
François MARTIGNAC, Guglielmo FERNANDEZ-GARCIA, Thomas CORPETTI, Marie NEVOUX, Laurent BEAULATON
- 35 Peut-on utiliser l'ADN environnemental pour le suivi quantitatif des populations de poissons migrateurs ?**
Erwan QUÉMÉRÉ, Zoé RAPHALEN, Anne-Laure BESNARD, Marine VAUTIER, Natacha NIKOLIC
- 41 Microchimie comparative des otolithes et des écailles de saumon Atlantique (*Salmo salar*)**
Matthias VIGNON, Gilles BAREILLE, Christophe PEYCHERAN, Hélène TABOURET

Évaluation des impacts anthropiques sur les populations de migrateurs amphihalins et leur environnement

- 53 Synthèses sur l'état des populations, des pressions et des modalités de gestion des poissons migrateurs amphihalins en France : aloses, lamproies, saumon et truite de mer**
Guirec ANDRÉ, Pierre-Marie CHAPON, Maud CHARLES, Johann CLERMONT-LEDEZ, Omar DIOUACH, Noémie GUILLERME, Quentin JOSSET, Sophie LAUNEY, Marion LEGRAND, Marie NEVOUX, Coralie SAUVADET, Laurent BEAULATON



- 57 Pour une meilleure connaissance des espèces amphihalines : la mise en place de suivis de la pêche récréative et professionnelle du saumon (*Salmo salar*), de la truite de mer (*Salmo trutta*) et de l'anguille (*Anguilla anguilla*)**
Clarisse BOULENGER, Guirec ANDRÉ, Adly KOUBAA, Cécile TREHIN, Sophie LAUNEY, Anne-Laure BESNARD, Marie NEVOUX, Élise GAUTEUR, Laurent BEAULATON, Frédéric MARCHAND
- 63 Le projet PastSatAb pour reconstruire des séries temporelles d'abondance et de taux d'exploitation du saumon atlantique en France**
Clément LEBOT, Étienne RIVOT, Marie NEVOUX, Étienne PRÉVOST, Mathieu BUORO, Guirec ANDRÉ, Laurent BEAULATON
- 71 La photogrammétrie subaquatique pour l'étude des habitats en cours d'eau**
Guillaume FORGET, Alan BAZIN, Karl KREUTZENBERGER, Émilien LASNE, Jean-Marc ROUSSEL, Alain CRAVE, Olivier DÉZERARD
- 77 Combiner la télémétrie et le biologging pour étudier la réponse écophysiological des poissons migrateurs aux pressions d'origine anthropique**
Émilien LASNE, Guillaume FORGET, Mathieu ANFRAY, Théo CHAUBET, Kevin DERoyer, Armand MICHELOT, Julien TREMBLAY, François MARTIGNAC



Expertise et aide à la décision pour la conservation, la restauration et l'adaptation aux changements globaux

- 89 SalmoGlob – Un nouveau modèle pour l'évaluation des stocks de saumon atlantique à l'échelle de l'Atlantique Nord**
Étienne RIVOT, Maxime OLMOS, Rémi LEMAIRE-PATIN, Pierre-Yves HERNVANN, Marie NEVOUX, Étienne PRÉVOST, Mathieu BUORO, Laurent BEAULATON
- 97 Rénovation de la gestion du saumon en Bretagne : le projet RENOSAUM**
Étienne PRÉVOST, Clément LEBOT, Laurent BEAULATON, Marie-Andrée ARAGO, Gaëlle LEPRÉVOST, Marie NEVOUX, Étienne RIVOT
- 103 Expertise sur les populations d'aloses et de lamproies**
Marius DHAMELINCOURT, Maud CHARLES, Catherine BOISNEAU, Françoise DAVERAT, Guillaume EVANNO, Patrick LAMBERT, Émilien LASNE, Sophie LAUNEY, Céline LE PICHON, Cédric TENNELIER, Laurent BEAULATON
- 113 Programme MigrenMer : synthèse et valorisation des connaissances disponibles sur les migrateurs amphihalins en mer**
Gaspard DUBOST, Sophie ELIOTT, Anthony ACOU, Laurent BEAULATON, Vincent TOISON, Étienne RIVOT
- 119 Genèse d'un suivi scientifique à long terme pour documenter les transitions écologiques et territoriales accompagnant l'effacement de grands barrages en France**
Laura SOISSONS, Marie-Anne GERMAINE, Manuel CHEVÉ, Karl KREUTZENBERGER, Laurent BEAULATON, Jean-Marc ROUSSEL



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Le pôle pour la gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement (MIAME)

Bilan d'activité 2019-2024

Jean-Marc ROUSSEL^{1,8}, Marie-Laure ACOLAS^{2,8}, Anthony ACOU^{3,8}, Guillaume EVANNO^{1,8}, Quentin JOSSET^{4,8}, Karl KREUTZENBERGER^{5,8}, Frédéric MARCHAND^{6,8}, Étienne PREVOST^{7,8}, Étienne RIVOT^{1,8}, Laurent BEAULATON^{4,8}

¹ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

² EABX (écosystèmes aquatiques et changements globaux), INRAE, Bordeaux, France.

³ UAR PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD), Centre d'expertise et de données sur le patrimoine naturel, Station marine de Dinard, MNHN, Dinard, France.

⁴ Service Conservation et gestion durable des espèces exploitée, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

⁵ Service de l'eau et des milieux aquatiques, Direction Surveillance, Évaluation, Données, OFB, U3E, Rennes, France.

⁶ U3E (Unité Expérimentale d'Écologie et d'Écotoxicologie aquatique), INRAE, OFB, Rennes, France.

⁷ ECOBIOP, Université de Pau et des Pays de l'Adour, INRAE, Saint-Pée-sur-Nivelle, France.

⁸ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, France.

Correspondance : Jean-Marc ROUSSEL, jean-marc.rousseau@inrae.fr

Les amphihalins, espèces qui effectuent leurs cycles biologiques entre les milieux marins et dulçaquicoles, font l'objet de préoccupations et de mesures de protection grandissantes. Le pôle pour la gestion des Migrateurs AMphihalins dans leur Environnement (MIAME) rassemble des compétences scientifiques et techniques uniques en France. Ses travaux ont une vocation opérationnelle pour la préservation de cette biodiversité remarquable et de ses habitats. Ce numéro spécial de la revue Science Eaux & Territoires présente une sélection des résultats acquis sur la période 2019-2024.

Pourquoi les migrateurs amphihalins ?

Les espèces migratrices amphihalines sont les animaux aquatiques, poissons et macrocrustacés en majorité, qui effectuent leurs cycles biologiques alternativement entre les milieux aquatiques continentaux et marins. Les plus connues sont des poissons comme le saumon Atlantique *Salmo salar*, l'esturgeon européen *Acipenser sturio* ou l'anguille européenne *Anguilla anguilla*, mais certaines espèces de lamproies et crustacés peuvent aussi être amphihalines. On les retrouve sur la majeure partie des territoires français, d'Hexagone et d'Outre-mer, malgré leur raréfaction lors du siècle écoulé. Ce sont des espèces à valeur patrimoniale et économique (pêches professionnelles et amateurs). De par leurs cycles biologiques particuliers, elles sont sensibles aux pressions océaniques et continentales, notamment les ruptures de continuité écologique sur leurs routes migratoires. De fait, beaucoup d'entre elles ont des statuts de conservation préoccupants voire critiques, et sont listées aux annexes des grandes conventions ou règlements internationaux sur la biodiversité (DHFF, DCSMM, Bonn, Berne, OSPAR, CITES notamment ; les sigles sont expliqués

dans l'encadré ①). Elles font aussi l'objet de réglementations spécifiques (règlement européen anguille, articles R436-44 et suivants du code de l'environnement, plans nationaux d'actions).

De ce fait, les migrateurs amphihalins font l'objet d'une attention particulière de la part de nombreux acteurs en prise avec les enjeux de la biodiversité, de la préservation et de la restauration de la nature. La commission européenne et diverses organisations internationales sont impliquées, souvent *via* des comités d'experts internationaux (CIEM, UICN, OCSAN). Au niveau national, le sujet des migrateurs amphihalins concerne plusieurs directions ministérielles en charge de l'écologie et de la pêche (DEB et DGAMPA au ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche), ainsi que leurs services déconcentrés (DREAL, DIRM, DDTM), et les Agences et Offices de l'eau. De plus, on compte sur le territoire un important maillage de structures techniques en charge des suivis des poissons migrateurs et de la restauration de leurs habitats (EPTB, fédérations de pêche, associations migrants, parcs régionaux, communautés d'agglomérations).

Encadré 1 – Listes des instances, directives et conventions citées dans le texte qui prennent en compte les migrateurs amphihalins

Au niveau international

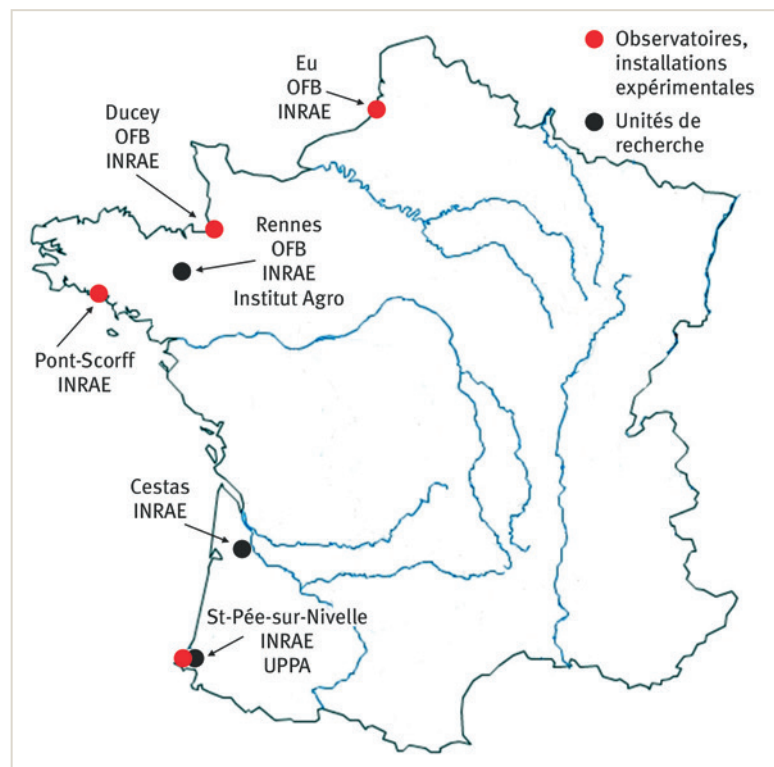
Berne : Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe.
Bonn : Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage.
CIEM : Conseil international pour l'exploration de la mer.
CITES : Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction.
DCSMM : Directive cadre stratégie pour le milieu marin.
DHFF : Directive européenne pour la conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvages.
OCSAN : Organisation pour la conservation du saumon de l'Atlantique nord.
OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord Est.
UICN : Union internationale pour la conservation de la nature.

Au niveau français

Agences et Offices de l'eau.
COGEPOMI : Comité de gestion des poissons migrateurs.
DDTM : Direction départementale des territoires et de la mer.
DEB : Direction de l'eau et de la biodiversité (ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche).
DGAMPA : Direction générale des affaires maritimes, de la pêche et de l'aquaculture (ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche).
DIRM : Direction interrégionale de la mer (ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche).
DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement.
DDTM : Direction départementale des territoires et de la mer.
EPTB : Établissements publics territoriaux de bassin.

Figure 1 – Implantations nationales du pôle MIAME.

Sur les observatoires, les installations sont gérées en partenariat avec la Fédération de pêche des Pyrénées Atlantiques, les Associations de pêche de la Nive et de Nouvelle Côte Basque, MIGRADOUR et la Communauté d'agglomération Pays Basque à Saint-Pée sur Nive ; la Fédération de pêche du Morbihan, les Associations de pêche de Plouay et de Guémené à Pont-Scorff ; le Syndicat mixte d'aménagement de la Bresle et SEINORMIGR à Eu.



1. <https://pole-miame.hub.inrae.fr/>

2. Observatoire de recherche en environnement poissons diadromes dans les fleuves côtiers : <https://diapfc.hub.inrae.fr/> ; <https://doi.org/10.17180/HJ5B-VW53>

Enfin, différents acteurs du monde socio-professionnel entretiennent un lien direct avec les migrateurs amphihalins et/ou leur environnement : pêche professionnelle ou de loisirs, production d'électricité, activités des zones portuaires et voies navigables, audits environnementaux. Dans ce contexte et en interaction avec ces acteurs, le pôle pour la gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement (MIAME) agit en anticipation ou en réponse aux questions relatives à la gestion des espèces amphihalines. Il développe des activités opérationnelles pour préserver cette biodiversité remarquable et ses spécificités, ainsi que les écosystèmes continentaux, estuariens et marins qui les abritent.

Le pôle MIAME

Qui sommes-nous ?

Les activités du pôle MIAME prennent leur source dans les travaux pionniers débutés dans les années 1970 entre le Conseil supérieur de la pêche et l'INRA, sur les populations de poissons migrateurs amphihalins de l'Hexagone (Baglinière et Porcher, 2019). Au fil des décennies et au gré des remaniements des organismes, un accord-cadre fut signé en 2008 entre l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) et l'INRA, dont l'un des domaines concerne le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et les changements globaux. Alimenté par de nombreuses recherches sur les migrateurs amphihalins, cet accord-cadre resserre un peu plus les liens entre les équipes des deux organismes. Un premier pôle de recherche et développement entre l'ONEMA et l'INRA est créé en 2013 (pôle Gest'Aqua 2013-2018). Fruit d'un processus long d'une cinquantaine d'années de collaboration, c'est finalement en 2019 que fut adoptée la convention de partenariat public-public entre les quatre organismes qui contribuent actuellement au pôle MIAME¹ : OFB, INRAE, l'Institut Agro et l'Université de Pau et des Pays de l'Adour (UPPA).

Le pôle MIAME regroupe une grande partie des équipes de recherche travaillant sur les espèces amphihalines à l'échelle nationale (figure 1). Il mobilise des moyens humains et financiers des quatre établissements partenaires (encadré 2). Des collaborations avec d'autres équipes nationales sont aussi établies sous l'égide du pôle. Le pôle intègre enfin les observatoires long terme de l'ORE DiaPFC², avec des agents qui font fonctionner ces installations et contribuent au développement des activités du pôle sur ces sites. Ainsi, c'est une quarantaine d'agents titulaires qui participe régulièrement au collectif du pôle, à laquelle s'ajoute une trentaine d'agents contractuels, étudiants ou stagiaires.

Quelles sont les missions du pôle MIAME ?

Le pôle MIAME a pour objet d'étude les migrateurs amphihalins et leurs habitats continentaux et marins. Les sujets investis sont la démographie et l'évolution des populations, les effets des pressions anthropiques sur ces populations et leurs habitats, ainsi que les moyens de les préserver et de les restaurer.

Pour couvrir ces domaines, les activités du pôle MIAME s'organisent selon cinq missions :

- **Production de connaissances sur les populations d'amphihalins et leurs habitats, ainsi que les pressions qu'ils subissent.** Les projets de recherche opérationnelle

peuvent être développés en propre ou au sein de programmes plus larges dans lesquels le pôle tient un rôle de partenaire (projets européens Interreg, Fonds européen pour les affaires maritimes et la pêche par exemple). Par les projets de recherche pilotés et les données acquises, le pôle produit et transfère ses connaissances au niveau régional, national et international.

- **Observatoires à long terme.** Il s'agit des rivières index au plan international, dont les séries chronologiques et échantillons sont mises à disposition *via* différents canaux (*Global Biodiversity Information Facility, Data Collection Framework, Système d'information de l'inventaire du patrimoine naturel*) selon une démarche de science ouverte. Ces ressources permettent d'étudier les évolutions à long terme. Ce sont aussi des lieux privilégiés d'expérimentation pour les projets du pôle.

- **Sites pilotes.** Ce sont des sites sur lesquels le pôle accompagne scientifiquement des opérations « grandeur nature » de gestion des territoires et de la biodiversité, au côté des acteurs territoriaux. Pour évaluer l'effet de ces opérations, le pôle participe en particulier au suivi des populations de migrateurs amphihalins. Les opérations doivent être innovantes, soit dans les outils et méthodes mis en œuvre, soit dans leur dimensionnement à large échelle.

- **Expertise scientifique et appui aux politiques publiques.** Elle peut être collective sur demande institutionnelle, ou individuelle et liée à l'appui ou au conseil, au niveau régional, national et international (COGEPOMI, UICN, groupes de travail récurrents du CIEM sur les migrateurs, OSPAR). En appui aux politiques publiques, le pôle contribue aux évaluations dans le cadre des directives européennes (DCSMM, DHFF notamment) et émet des recommandations portant sur les méthodes de suivi, d'évaluation ou de gestion des migrateurs amphihalins et de leurs habitats.

- **Innovation, diffusion et formation.** Le pôle synthétise et diffuse les connaissances acquises en propre ou par des partenaires, notamment *via* son portail HAL³ et

par des communications grand public (communiqués de presse, média, salons, événements). Il innove par des mises au point (équipements ou logiciels) en interne ou en partenariat et des tests de nouvelles solutions technologiques. L'activité de formation continue cible les gestionnaires, alors que la formation initiale dans les établissements d'enseignement associés contribue à préparer les professionnels et acteurs futurs de la gestion des migrateurs amphihalins.

Présentation du numéro spécial

Après un premier article rappelant ce qu'est un migrateur amphihalin et donnant certaines définitions utiles à la compréhension des enjeux autour de ces espèces (Rochard *et al.*), les résultats sont déclinés en trois axes qui structurent les activités du pôle : 1) évaluation des populations de migrateurs amphihalins, 2) évaluation des impacts anthropiques sur les populations et leurs environnements, 3) l'expertise et l'aide à la décision pour la conservation, la restauration et l'adaptation aux changements globaux.

Évaluation des populations de migrateurs amphihalins

L'évaluation de l'abondance des populations est une activité centrale du pôle, qu'il s'agisse d'espèces exploitées par la pêche ou non. Elle permet de mettre à jour le statut de conservation des espèces et de rapporter l'état des populations aux instances nationales et internationales en charge de leur préservation et de leur gestion. Le travail porte sur l'amélioration des techniques d'échantillonnage (présence, comptage), de collecte de données individuelles (biométrie, traits de vie, tissu), et des méthodes d'estimation (modélisation) des abondances, des flux migratoires et de renouvellement des populations.

Les connaissances sur l'écologie des migrateurs amphihalins sont très inégales selon les espèces. Parmi les moins connues, les lamproies ont fait l'objet d'un effort de recherche particulier. Notamment, entre lamproies

Encadré ② – Fonctionnement d'un pôle R&D à l'Office français de la biodiversité (OFB) : le cas du pôle MIAME.

Les pôles R&D entre l'OFB et ses partenaires de recherche centrés sur les enjeux de la biodiversité, ont pour objectif de constituer des équipes mixtes scientifiques et techniques nationales de référence sur leurs thématiques spécifiques. Afin d'accompagner les politiques publiques sur la biodiversité et la préservation comme la restauration des milieux qui la soutiennent, chaque pôle identifie les besoins prioritaires et conduit des travaux de recherche finalisée, de transfert des connaissances et d'expertise. Il est régi par une convention de coopération pluriannuelle qui, dans le cas du pôle MIAME, concerne trois établissements publics de tutelle en plus de l'OFB : INRAE, l'Institut Agro et l'Université de Pau et des Pays de l'Adour (UPPA). Sur la période d'exercice 2019-2024, une quarantaine d'agents titulaires s'est impliquée dans les travaux du pôle. Le montage financier de la convention entre les établissements permet de dégager un budget annuel qui alimente notamment ses travaux de recherche.

Un binôme de direction, nommé dans la convention, a pour rôle de définir le schéma d'orientation stratégique du pôle sous la forme d'une feuille de route, d'assurer son application et sa gestion financière. La direction s'entoure d'un comité de direction (CODIR) regroupant des représentants des sept entités constitutives du pôle : OFB-DRAS (Direction Recherche et Appui Scientifique, service Conservation et gestion durable des espèces exploitées), OFB-DSUED (Direction Surveillance, Évaluation et Données, service Eau et milieux aquatiques), unité d'appui et de recherche PATRINAT (OFB-MNHN-CNRS-IRD), unités mixtes de recherches DECOD (INRAE, l'Institut Agro, IFREMER) et ECOBIOP (INRAE, UPPA), unité de recherche INRAE EABX, et unité expérimentale INRAE U3E.

Le CODIR oriente et sélectionne les actions financées annuellement par le pôle. Il s'assure de leur bon déroulement vis-à-vis des enjeux de recherche et de gestion, ainsi que de la valorisation des travaux. Il anime la vie du pôle et la communication en organisant des journées d'échanges internes ou ouvertes aux partenaires externes.

Enfin, la direction rend compte de l'activité du pôle au comité de pilotage (COFIL). Le COFIL est constitué de représentants désignés par les quatre établissements de tutelle, qui étudient et valident annuellement les bilans et les choix, tout en veillant à la bonne exécution de la convention de coopération.

3. https://hal.science/POLE_MIGRATEURS_AMPHIHALINS

de Planer et lamproies fluviatiles, l'identification taxonomique au stade juvénile est difficile voire impossible sur critères morphologiques seuls. Souissi *et al.* ont développé un marqueur moléculaire discriminant, qui peut être utilisé lors des opérations de recensement des populations dans le milieu naturel. Chez la lamproie marine, Dhamelincourt *et al.* proposent un modèle pour estimer le nombre de géniteurs dans un cours d'eau, à partir d'un comptage visuel des nids (ou frayères) en période de reproduction. Pour d'autres espèces, le recours à d'autres outils est nécessaire pour estimer la population, et les caméras acoustiques représentent une option prometteuse. Martignac *et al.* proposent une méthode de traitement automatisé des enregistrements acoustiques, étape nécessaire pour pouvoir déployer plus largement le suivi des migrateurs amphihalins *via* cette technologie non invasive. Dans un autre registre, Quéméré *et al.* ont testé l'analyse des fragments d'ADN dans l'eau (ou ADN environnemental, ADNe), et montrent le potentiel et les limites d'une telle méthode pour le suivi quantitatif des migrations d'amphihalins en cours d'eau. Chez le saumon Atlantique enfin, face au déclin actuel des populations, Vignon *et al.* ont testé l'analyse des éléments contenus dans les écailles comme substitut peu invasif pour identifier l'origine géographique natale des individus.

Évaluation des impacts anthropiques sur ces populations et leur environnement

Les populations de migrateurs amphihalins font face à de multiples pressions au cours de leurs cycles biologiques en milieux aquatiques continentaux et marins. Les actions du pôle visent à identifier les causes et les processus impliqués dans leur déclin observé. Selon les espèces et les contextes, les pressions principales sont directes (prédation, pêche, parasitisme, blessures létales) ou indirectes lorsqu'elles concernent les habitats (fragmentation, dégradation, disponibilité des ressources alimentaires). Elles peuvent se cumuler, affecter une ou plusieurs populations, une espèce ou la communauté dans son ensemble. L'évolution du climat est aussi prise en compte pour comprendre certaines tendances démographiques récentes et à venir des populations.

Un cycle de synthèses sur les populations d'espèces amphihalines et les pressions qu'elles subissent a été entrepris par André *et al.*, aboutissant à un recensement exhaustif des connaissances et des données disponibles à l'échelle de la France hexagonale. Concernant la pression des pêches récréative et professionnelle, Boulenger *et al.* dressent un bilan des suivis réalisés par le pôle pour le saumon Atlantique, la truite de mer et l'anguille européenne. Pour le saumon en particulier, Lebot *et al.* ont élaboré des modèles sur les séries temporelles d'abondance, permettant d'objectiver l'évolution des taux d'exploitation des stocks au cours des cinq dernières décennies en France. La composition du substrat est un paramètre d'habitat central du taux de survie précoce des stades juvéniles dans les frayères, et Forget *et al.* proposent une méthode novatrice et non invasive de photogrammétrie subaquatique pour en caractériser la qualité. Enfin, Lasne *et al.* présentent les avantages d'associer des capteurs miniatures à la télémétrie conventionnelle pour mieux décrire les performances des poissons face aux pressions anthropiques qu'ils subissent lors de leur migration en rivière.

Expertise et aide à la décision pour la conservation, la restauration et l'adaptation aux changements globaux

À partir des connaissances acquises, des approches de modélisation rétrospectives et prospectives permettent d'explorer des scénarios de gestion des migrateurs amphihalins. La démarche inclut l'évaluation des mesures actuelles de gestion, ainsi que la conception de nouvelles mesures (mise en place de quotas, réduction des pressions, restauration des habitats et des continuités). L'ensemble alimente les différents exercices de rapportage liés aux règlements européens dans lesquels le pôle est engagé, et plus généralement la formulation de recommandations en appui aux politiques publiques locales, nationales et internationales.

Face au déclin alarmant des populations de saumon Atlantique, un important travail de révision du modèle d'estimation des stocks à l'échelle de l'Atlantique Nord a été réalisé par Rivot *et al.* et adopté par le CIEM. À l'échelle régionale, un vaste exercice d'aide à la décision a été mené par Prévost *et al.* pour réviser les règles de régulation de l'exploitation de l'espèce par pêche à la ligne en Bretagne, en étroite concertation avec les acteurs de la gestion, exercice qui doit être reconduit en Normandie. Dhamelincourt *et al.* ont analysé les données disponibles sur les populations d'aloses et de lamproies en France et réuni un panel d'experts qui alertent sur l'urgence à renforcer les mesures de conservation pour ces espèces. Dubost *et al.* ont constitué une base de données inédites de captures des amphihalins migrateurs en mer qui permet, grâce à une approche de modélisation innovante, de cartographier leurs distributions marines et de cibler les zones à risque. Finalement, Soissons *et al.* présentent la genèse d'un programme de recherche pluridisciplinaire sur le site pilote de la Sélune, fleuve à enjeux migrateurs de la Baie du Mont Saint-Michel, offrant un retour d'expérience pour les politiques de restauration des continuités écologiques en cours d'eau.

Les articles de ce numéro spécial de la revue *Science Eaux & Territoires* proposent une sélection de résultats obtenus sur la période 2019-2024, et leurs implications pour la gestion et la préservation des migrateurs amphihalins et de leurs habitats. Fort de ce bilan, les quatre établissements ont décidé de renouveler la convention de coopération du pôle MIAME, prolongeant ainsi ses activités jusqu'en 2031. ■

RÉFÉRENCES

- ANDRÉ, G., CHAPON, P. M., CHARLES, M., CLERMONT-LEDEZ, Y., DIOUACH, O., GUILLERME, N., ... BEAULATON, L. (2025). Synthèses sur l'état des populations, des pressions et des modalités de gestion des poissons migrateurs amphihalins en France : aloses, lamproies, saumon et truite de mer. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 8474. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8474>
- BAGLINIÈRE, J. L., & PORCHER, J. P. (2019). *50 ans de collaborations et de partenariat entre l'Inra et l'AFB. Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement*. AFB, INRA, Agrocampus-Ouest, UPPA, Rennes. https://hal.science/POLE_MIGRATEURS_AMPHIHALINS/hal-05053788
- BOULENGER, C., ANDRÉ, G., KOUBAA, A., TRÉHIN, C., LAUNEY, S., BESNARD, A. L., ... MARCHAND, F. (2025). Pour une meilleure connaissance des espèces amphihalines : la mise en place de suivis de la pêche récréative et professionnelle du saumon (*Salmo salar*), de la truite de mer (*Salmo trutta*) et de l'anguille (*Anguilla anguilla*). *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 8439. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8439>
- DHAMELIN COURT, M., TENTE LIER, C., & BEAULATON, L. (2025). Construction d'un modèle d'estimation du nombre de lamproies sur frayère en utilisant un simple comptage de nids. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 7984. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.7984>
- DHAMELIN COURT, M., CHARLES, M., BOISNEAU, C., DAVERAT, F., EVANNO, G., LAMBERT, P., ... BEAULATON, L. (2025). Expertise sur les populations d'aloses et de lamproies. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 8477. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8477>
- DUBOST, G., ELIOTT, S., ACOU, A., BEAULATON, L., TOISON, V., & RIVOT, E. (2025). Programme MigrenMer : synthèse et valorisation des connaissances disponibles sur les migrateurs amphihalins en mer. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 8450. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8450>
- FORGET, G., BAZIN, A., KREUTZENBERGER, K., LASNE, E., ROUSSEL, J. M., CRAVE, A., & DÉZERALD, O. (2025). La photogrammétrie subaquatique pour l'étude des habitats en cours d'eau. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 8319. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8319>
- LASNE, E., FORGET, G., ANFRAY, M., CHAUBET, T., DERoyer, K., MICHELOT, A., ... MARTIGNAC, F. (2025). Combiner la télémétrie et le biologging pour étudier la réponse écophysiologique des poissons migrateurs aux pressions d'origine anthropique. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 8443. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8443>
- MARTIGNAC, F., FERNANDEZ-GARCIA, G., CORPETTI, T., NEVOUX, M., & BEAULATON, L. (2025). Automatisation de l'analyse de données des caméras acoustiques par un réseau de neurones convolutifs. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 7983. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.7983>
- PRÉVOST, E., LEBOT, C., BEAULATON, L., ARAGO, M. A., LEPRÉVOST, G., NEVOUX, M., & RIVOT, E. (2025). Rénovation de la gestion du saumon en Bretagne : le projet RENOSAUM. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 7982. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.7982>
- QUÉMÉRÉ, E., RAPHALEN, Z., BESNARD, A. L., VAUTIER, M., & NIKOLIC, N. (2025). Peut-on utiliser l'ADN environnemental pour le suivi quantitatif des populations de poissons migrateurs ? *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 8475. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8475>
- RIVOT, E., OLMOS, M., LEMAIRE-PATIN, R., HERNVANN, P. Y., NEVOUX, M., PRÉVOST, E., ... BEAULATON, L. (2025). SalmoGlob – Un nouveau modèle pour l'évaluation des stocks de saumon atlantique à l'échelle de l'Atlantique Nord. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 9154. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.9154>
- ROCHARD, E., LAMBERT, P., & LASSALLE, G. (2025). Poissons migrateurs amphihalins, espèces diadromes : de quoi parle-t-on ? *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 9421. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.9421>
- SOISSONS, L., GERMAINE, M. A., CHEVÉ, M., KREUTZENBERGER, K., BEAULATON, L., & ROUSSEL, J. M. (2025). Genèse d'un suivi scientifique à long terme pour documenter les transitions écologiques et territoriales accompagnant l'effacement de grands barrages en France. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 8330. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8330>
- SOUISSI, A., BESNARD, A. L., & EVANNO, G. (2025). Développement d'un marqueur moléculaire pour l'identification des lamproies au stade juvénile. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 7981. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.7981>
- VIGNON, M., BAREILLE, G., PEYCHERAN, C., & TABOURET, H. (2025). Microchimie comparative des otolithes et des écailles de saumon Atlantique (*Salmo salar*). *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 8148. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8148>





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Poissons migrateurs amphihalins, espèces diadromes : de quoi parle-t-on ?

Éric ROCHARD^{1,2}, Patrick LAMBERT^{1,2}, Géraldine LASSALLE^{1,2}

¹ INRAE EABX, Cestas, France.

² Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, France.

Correspondance : Éric ROCHARD, eric.rochard@inrae.fr

Les poissons migrateurs amphihalins ont accompagné depuis des siècles l'établissement des sociétés humaines. Ces espèces ont fait très tôt l'objet d'une exploitation par la pêche et ont eu une grande importance comme ressource alimentaire. Depuis près d'un siècle, on essaye de gérer au mieux leurs populations déclinantes et les transitions socio-économiques que cela entraîne. Mais pour gagner en efficacité, ne serait-il pas temps de préciser de quelles espèces il s'agit ?

Introduction

« Que sont ces voyageurs du monde aquatique, que l'on voit apparaître par bancs et disparaître à des époques fixes, se montrer un temps, puis partir sans retour jusqu'à l'année d'après ? D'où viennent-ils et dans quel but se déplacer ainsi ? Qui les pousse et les conduit ? Pourra-t-on toujours puiser en eux sans réserve un aliment dont nous profitons ? », Louis Roule (1922).

Ces interrogations posées il y a plus d'un siècle par Louis Roule dans l'introduction de son ouvrage « *Les poissons migrateurs leur vie et leur pêche* » (Roule, 1922) avaient déjà esquissé une première réflexion sur l'importance et les mystères des poissons migrateurs amphihalins. Aujourd'hui, que pouvons-nous ajouter à ces observations pertinentes ? Dans cet article, nous nous proposons de clarifier la définition des poissons migrateurs amphihalins en nous appuyant sur des travaux anciens et récents ainsi que sur des réflexions personnelles sur cette thématique.

Cette revisite des définitions a pour objectif d'apporter un éclairage renouvelé sur la gestion des espèces bien connues et d'aider à l'identification des espèces ayant jusqu'à présent peu bénéficié d'attention, notamment dans un contexte d'érosion rapide de la biodiversité.

Il s'agit d'une première approche qui devra être complétée par une analyse plus fine visant à qualifier plus précisément les différentes espèces vis-à-vis des critères présentés dans cette note. Ceci nécessitera de rentrer dans le détail de ce que l'on connaît de l'écologie des différentes espèces.

Enfin, si cette note ne traite que le cas des poissons migrateurs amphihalins, il convient de mentionner qu'il existe également des crustacés migrateurs amphihalins et même quelques mollusques migrateurs amphihalins. Les réflexions menées ici sur les poissons pourraient éventuellement leur être transposées.

Qui sont-ils ?

À partir des travaux de clarification de George Myers (1949) largement repris et approfondis par Robert McDowall (1992, 1997), on peut identifier différents critères que nous allons passer en revue et dont la combinaison permet de définir et caractériser plus ou moins précisément une espèce de poisson comme migratrice amphihaline. Les trois premiers nous semblent indispensables, le quatrième présente visiblement plus de variabilité selon les espèces, enfin, le cinquième est compliqué à évaluer pour les espèces se reproduisant en mer et est probablement également très variable selon les espèces.

Premier critère : la migration

Le premier élément, la migration, est un processus largement répandu dans le monde animal. Dans son ouvrage de 1931, Walter Heape précise les choses en distinguant clairement :

- la migration qui implique des mouvements saisonniers **aller-retour de grande ampleur** ;
- l'émigration caractérisée par des mouvements de grande ampleur **sans retour** ;
- et le nomadisme, qui correspond à l'errance plus ou moins sans but et **sans habitat de rattachement**.

Deuxième critère : le passage dans des habitats de salinité différente

Ce terme « amphihalin » est apparu dans un article de Maurice Fontaine (1976). Étymologiquement, « amphi » en grec veut dire « de chaque côté » et « halin » « qui a rapport au sel ». Il qualifie donc des migrations entre deux milieux de salinité différente, ou plus simplement entre l'eau douce et l'eau de mer. De fait, il s'agit bien d'un équivalent du terme « diadromous » (francisé en diadrome) proposé par George S. Myers (1949), qui étymologiquement signifie « courir à travers ». Le terme « amphihalin », principalement employé au sein de la communauté francophone, fait explicitement référence à la différence de salinité et implicitement au mécanisme de régulation osmotique (maintien de la pression osmotique du milieu interne par rapport au milieu ambiant), là où « diadromous », très répandu dans la littérature scientifique anglophone se focalise sur le déplacement.

Il reste à définir à quel point les habitats doivent être d'une salinité différente. Pour les espèces évoluant en Atlantique Nord-Est ou en Méditerranée occidentale, les choses sont claires, avec de l'eau douce à moins de 1 de salinité et de l'eau de mer entre 35 et 38.

L'osmorégulation est un mécanisme physiologique qui permet à un organisme diadrome de s'adapter au passage d'un milieu eau douce à un milieu salé et inversement en modulant sa pression osmotique par rapport à celle de son milieu environnant. Ainsi, chez les poissons strictement marins, la pression osmotique du milieu interne est bien plus faible que celle du milieu extérieur, ce qui se traduit par une sortie de l'eau de l'organisme par osmose et une entrée d'ions par diffusion passive. Le poisson doit donc compenser en « buvant » beaucoup d'eau. À l'inverse, pour les poissons d'eau douce, la pression osmotique du milieu interne est plus forte que celle du milieu extérieur, ce qui entraîne une entrée massive d'eau surtout par les branchies. L'équilibre osmotique est rétabli par les reins qui excrète une urine très diluée. Pour clarifier le propos, nous proposons de ne considérer comme espèce amphihaline qu'une espèce qui migre en transitant dans un milieu de salinité isotonique (10) par rapport au milieu interne d'un poisson (> 8-10 pour un poisson d'eau douce, < 10-12 pour un poisson marin). Nous pouvons ainsi considérer, comme amphihalines, les espèces que l'on trouve dans des mers peu salées comme les Mers Noire (autour de 17 en surface) et Caspienne (autour de 12), mais cela soulève de fortes interrogations sur la mer Baltique (entre 3 et 10).

Lors des réunions préalables à une proposition de réseau d'excellence autour des poissons migrateurs le statut de migrateurs amphihalins avaient été discuté pour deux espèces : le sandre *Sander lucioperca* et de l'épinoche *Gasterosteus aculeatus*. Dans les deux cas, la proposition était argumentée avec des exemples concernant des fleuves se jetant dans la Mer Baltique. Plus récemment il a été proposé de considérer la perche *Perca fluviatilis* comme une espèce migratrice amphihaline, là encore à partir d'exemples en Baltique. Il convient donc de faire la distinction entre les espèces euryhalines et amphihalines ; les espèces euryhalines tolèrent une large gamme de salinité, sans nécessairement effectuer de déplacements, alors que les amphihalins mettent en place des changements physiologiques conséquents pour s'adapter

à différents niveaux de salinité du milieu à des stades de vie particulier de leur cycle biologique (ex. : smoltification chez les salmonidés, argenture chez les anguilles, et métamorphose chez les lamproies). Compte tenu de ce constat, il serait plus juste de considérer les trois espèces évoquées plus haut non pas comme des diadromes mais plutôt les qualifier de semi-diadromes, ou comme euryhalines à certaines périodes de leur cycle biologique.

Maintenant que le caractère amphihalin (ou la diadromie) a été défini précisément, nous pouvons en identifier plusieurs types. L'école anglo-saxonne, en se focalisant sur la direction de la migration de reproduction, considère :

- des espèces catadromes dont la migration de reproduction est orientée vers l'aval¹ et qui donc effectuent l'essentiel de leur croissance en eau douce avant de retourner en mer pour se reproduire ;
- des espèces anadromes dont la migration de reproduction est orientée vers l'amont² et qui donc effectuent l'essentiel de leur croissance en mer avant de retourner en eau douce pour se reproduire ;
- des espèces amphidromes pour qui le retour dans leur habitat de naissance n'est pas lié directement à la reproduction, en d'autres termes qui continuent à grandir une fois revenues dans leur habitat de naissance. On distingue des amphidromes marins qui se reproduisent en mer et des amphidromes d'eau douce qui se reproduisent en rivière.

L'école francophone se base quant à elle sur le lieu de reproduction pour identifier :

- les thalassotoques³ qui se reproduisent en mer ;
- les potamotoques⁴ qui se reproduisent en rivière.

Il est à noter que l'amphidromie fait encore l'objet de débats ; on assiste actuellement à un emploi abusif du terme appliqué à des espèces qui réalisent des déplacements opportunistes (indépendants de la reproduction) entre des habitats de salinité différente. Il serait plus correct de parler alors d'espèces euryhalines dont la définition a été évoquée précédemment.

Troisième critère : le stade de développement particulier

La troisième règle se retrouve dans la description des cycles de vie où sont identifiés des stades associés à des migrations : en particulier smolt pour la dévalaison chez le saumon et les lamproies marine et fluviale, saumon de première remontée pour la montaison des saumons, ou encore civelle pour la montaison et anguille argentée pour la dévalaison des anguilles. L'identification de ces stades caractéristiques de développement est facilitée quand les migrations s'accompagnent de changements morphologiques et comportementaux visibles (ex. : smolt de salmonidés, anguille argentée) ou d'une métamorphose (ex. : lamproies, bichique). Cela est moins visible extérieurement pour les aloses ou les esturgeons par exemple, pour lesquels le passage de l'état larvaire à juvénile intervient avant la migration. Dans tous les cas,

1. Littéralement « courir vers le bas ».

2. Littéralement « courir vers le haut ».

3. Littéralement « qui accouchent en mer ».

4. Littéralement « qui accouchent près de la source ».

le passage de l'eau douce à l'eau de mer et inversement impose la mise en place d'un mécanisme d'osmorégulation. Pour les migrations de reproduction, c'est l'âge à la première maturité qui détermine ce comportement.

Quatrième critère : la saisonnalité

Le quatrième critère est souvent facile à constater pour les stades qui font l'objet d'une exploitation, à savoir les adultes en migration de reproduction (saumon, esturgeon, anguille argentée, alose...), mais également parfois des stades juvéniles (civelle d'anguille, bichique). Ainsi la grande alose *Alosa alosa* s'appelle *Maifisch* en Allemagne et *Mayfish* en Angleterre, soit « poisson de mai » ce qui indique clairement le pic de sa migration dans les eaux douces de ces pays. La pêche des esturgeons en migration de reproduction dans le Guadalquivir avait principalement lieu de mi-mars à mi-avril. La période de dévalaison des anguilles argentées a également été bien identifiée, même si elle est largement modulée par les conditions environnementales locales (latitude + contexte environnemental local + aménagement des cours d'eau) (Durif *et al.*, 2008). Depuis Berg (1959), on sait que de nombreuses espèces potamotiques peuvent présenter plusieurs périodes de migration vers leurs zones de reproduction en eau douce. Ainsi le saumon Atlantique, selon la durée de son séjour marin, remonte les fleuves au printemps pour les poissons ayant passé plusieurs hivers en mer, ou en juin-juillet pour ceux ayant passé un seul hiver en mer (Baglinière et Porcher, 1994).

Ces migrations à des dates prévisibles reflètent l'influence de facteurs environnementaux qui synchronisent ces comportements. Parmi ces facteurs environnementaux, certains sont peu susceptibles d'évoluer, comme la durée du jour, d'autres comme les températures de l'eau de mer et des rivières, ou le débit des rivières (Keefe *et al.*, 2008) sont plus variables d'une année à l'autre et susceptibles d'une forte évolution avec le changement climatique. Ce qui est le cas actuellement du saumon atlantique à nos latitudes.

Cinquième critère : le caractère obligatoire des migrations

Le cinquième critère est certainement le plus problématique, s'agit-il d'un attribut de l'espèce, de la population, ou de l'individu ? En fait, pour un grand nombre de ces espèces, la diadromie n'est pas stricte mais peut être facultative traduisant une plasticité phénotypique du comportement migratoire. Le meilleur exemple est celui de la truite commune *Salmo trutta* qui peut être présente dans un cours d'eau de la façade Manche-Atlantique sous deux formes biologiques, rivière (sédentaire) et mer (migratrice amphihaline), non différenciables génétiquement. Ces truites de mer, nées en rivière vont grossir en mer après smoltification et revenir se reproduire en eau douce.

La question s'est posée récemment concernant le mulot porc *Chelon ramada*. Physiologiquement il est établi que des individus de cette espèce peuvent migrer et rester longtemps en eau douce, y compris en hiver. Pour autant il est probable qu'une partie des mulots porcs effectue toute leur vie en mer, mais ce n'est ni plus ni moins ce qu'on observe pour l'anguille, dont étonnamment personne ne conteste le statut de migrateur amphihalin.

Nous considérons ici qu'une population est migratrice amphihaline dès l'instant où une partie de ses individus adopte une tactique de diadromie (au sens des quatre premiers critères). De même une espèce est considérée comme migratrice amphihaline, si au moins une population peut être qualifiée comme telle. Néanmoins, avec les exemples évoqués plus haut, il est évident que pour une espèce donnée, ou au sein même d'une population, la migration peut être une stratégie conditionnelle correspondant à l'expression, par un même génotype, de différentes tactiques (ou phénotypes) en réponse à des conditions environnementales ou physiologiques contrastées, qui doivent rester avantageuses en termes de fitness ou de succès reproducteur.

Comment les identifier ?

Par ordre décroissant de validité d'assignation au statut de poisson migrateur amphihalin, nous pouvons notamment citer :

Analyse rétrospective des structures calcifiées

Les otolithes chez les poissons, comme les statolithes chez les lamproies, enregistrent de façon pérenne certaines des caractéristiques de l'environnement vécu par le poisson. Dès que les méthodes analytiques ont été mises au point, ces structures ont été utilisées pour mettre en évidence les périodes passées en eau douce et en eau de mer (Arai et Miyazaki, 2001) et donc valider le statut de poisson migrateur amphihalin. Par la suite, des méthodes plus précises, permettant de faire un lien entre un moment de la vie de l'animal et les caractéristiques de l'environnement ont mis en évidence pour certaines espèces, des patrons plus complexes avec des périodes d'alternance entre l'eau douce et la mer (Limburg, 1998) et pour certaines espèces catadromes comme les anguilles, l'existence d'individus résidant en mer (Kotake *et al.*, 2003). Bien que très peu développée, la microchimie à partir des écailles a également été utilisée pour distinguer les formes marine et rivière de la truite. Chez certaines espèces de salmonidés, l'examen de l'écaille permet de savoir si le poisson est un diadrome. En effet, il apparaît sur l'écaille deux patrons de croissance différents.

Répartition spatiale des stades de vie

A priori, les très jeunes stades peuvent être observés à proximité des zones de reproduction, alors que les immatures et les reproducteurs (en dehors de la période de reproduction) sont dans un autre milieu. Par exemple, les larves ammocètes de lamproies sont dans des terriers en rivière alors que les immatures sont en mer ; les jeunes alosos restent quelques mois en eau douce alors que les immatures sont en mer. On peut également citer le cas de l'anguille où la répartition de la taille des larves leptocéphales dans l'Océan Atlantique a permis d'identifier la zone de reproduction dans la Mer des Sargasses et la colonisation des rivières des façades européennes, confirmant son caractère thalassotoque.

Suivi des déplacements par télémétrie

À partir de marques installées sur les poissons, on peut suivre le déplacement des individus. Toutefois, malgré la miniaturisation des dispositifs, ce sont le plus souvent des individus relativement grands qui peuvent être équiper

pés. Placé sur des géniteurs, ce type de dispositif permet de caractériser leurs déplacements et leurs migrations de reproduction et ainsi de localiser les zones de frayères et de valider leur statut de migrateur amphihalin.

Observation des flux de géniteurs et de juvéniles

Dans le même esprit, il s'agit d'observer le passage d'individus au niveau de dispositifs fixes, en particulier les systèmes de comptage installés au niveau des barrages. Cela permet le plus souvent de déterminer la classe de taille des poissons et le sens de la migration. Par contre, à moins de se situer très près de la mer (ex. : barrages d'Arzal sur la Vilaine et du moulin des princes sur le Scorff), il n'est pas toujours possible d'estimer l'ampleur de la migration et donc de démontrer l'utilisation successive d'habitats d'eau douce et marin dans le cycle biologique de l'espèce. Des expérimentations en milieu contrôlé permettent d'identifier les périodes du cycle de vie où cette transition est possible au moins pour les jeunes stades (Zydlowski et Wilkie, 2012).

Analogie avec des espèces phylogénétiquement proches

Il est assez fréquent de généraliser les connaissances écologiques d'une espèce bien documentée à l'ensemble des espèces de la même famille. C'est le cas, par exemple des anguilles qui sont toutes *a priori* considérées comme catadromes et des gobies qui sont *a priori* majoritairement considérés comme amphidromes. C'est souvent le cas quand on décrit une nouvelle espèce où dans un premier temps on ne dispose que de sa position dans la systématique. Pour autant, cela reste à valider par d'autres moyens.

Couramment admis

C'est ce qui est parfois mentionné dans la littérature scientifique, sans citer de références qui pourraient effectivement justifier l'assignation à une catégorie de diadromie.

Combien sont-ils ?

Le catalogue Eschmeyer⁵ répertorie aujourd'hui plus de trente-six mille espèces de poissons et d'agnathes dont environ 40% utilisent les eaux douces et 60% les eaux salées.

Une première liste mondiale de poissons migrateurs amphihalins, établie par un chercheur néo-zélandais Robert McDowall en 1988, recensait un peu plus de deux cents espèces (McDowall, 1988). Si nous interrogeons aujourd'hui la base de données sur les poissons du monde, Fishbase, ce sont plus de sept cents espèces qui sont identifiées comme telles. Et si nous synthétisons une cinquantaine de listes publiées dans la littérature scientifique, presque mille espèces seraient considérées. Pour autant, ce recensement reste fragile. D'une part, il surestime vraisemblablement certains types, en particulier les espèces amphidromes qui sont parfois plutôt des espèces euryhalines. Mais d'autre part, le nombre des espèces migratrices amphihalines peut être également sous-estimé puisque l'écologie de beaucoup d'espèces reste mal connue, voire inconnue.

Ce serait donc seulement environ 3% des espèces de poissons qui pourraient être considérées comme migratrices amphihalines, avec deux fois plus d'espèces anadromes que d'espèces catadromes et deux fois plus d'amphidromes que d'anadromes.

Pour la France, nous proposons une liste des espèces migratrices amphihalines (encadré 1), en combinant les occurrences des poissons autochtones dans les bassins versants de France métropolitaine et des territoires ultramarins avec une liste d'espèces qui peuvent être considérées comme amphihalines. Les occurrences de poissons sont issues de la base mondiale des poissons d'eau douce (Tedesco *et al.*, 2017), augmentée des listes des poissons amphihalins des départements d'outre-mer insulaires (Tabouret, 2012), de Guyane (Tabouret, 2013), de Saint-Pierre-et-Miquelon (Denys *et al.*, 2022) et de quelques espèces mentionnées dans le projet de plan national en faveur des migrateurs amphihalins (OFB, 2022). La liste des poissons migrateurs repose quant à elle sur une synthèse mondiale de plus de cinquante listes faunistiques avec mention de la diadromie. Le type de diadromie retenu dans l'encadré 1 est celui le plus fréquemment associé à l'espèce. Certains classements sont toutefois discutables au regard des critères présentés dans cette note et ont fait l'objet d'une première évaluation à dire d'expert. Par ailleurs, il est peu probable que cette liste soit exhaustive compte tenu des connaissances limitées de l'écologie de nombreuses espèces, particulièrement celles vivant dans les territoires ultra-marins. Ce travail de compilation devra être poursuivi et affiné.

Sur un ensemble de cent-vingt-deux espèces parfois mentionnées dans la littérature comme amphihalines et présentes sur le territoire national (soit environ 15% des poissons considérés comme migrateurs amphihalins à l'échelle mondiale) :

- trente-deux reposent sur une littérature scientifique abondante et consensuelle et sont *a priori* considérées comme valides (quinze catadromes, quatorze anadromes et trois amphidromes) ;
- quatre-vingt sont considérées comme telles sans pour autant avoir fait l'objet d'une analyse précise de notre part (soixante-trois amphidromes, treize catadromes et quatre anadromes)
- pour dix d'entre elles, il y a des divergences dans la littérature scientifique concernant leur diadromie et leur statut nous semble devoir être questionné (cinq catadromes, trois anadromes et deux amphidromes).

Quels enjeux ?

Au-delà de leur valeur d'existence, on présente souvent les espèces migratrices amphihalines comme des espèces « étandard » puisqu'il est facile de communiquer sur ces espèces, du fait de leur forte valeur économique et symbolique. Elles sont aussi parfois considérées comme des espèces « parapluie », à savoir que leur prise en compte permet de s'intéresser également aux autres espèces et compartiments de l'écosystème (Simberloff, 1998). Enfin, dans quelques cas, ce sont effectivement des espèces « clef de voûte » et leur éventuelle disparition entraînerait une forte modification de l'écosystème.

5. <https://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>

Encadré ❶ – Liste des espèces mentionnées comme migratrices amphihalines dans la littérature et que l'on rencontre en France métropolitaine ou dans les outre-mer. Le nom de la famille est suivi des noms latins et des noms vernaculaires, s'ils existent. Les espèces catadromes sont écrites en bleu, les espèces anadromes en vert et les espèces amphidromes en rose.

Petromyzontidae : *Petromyzon marinus*, lamproie marine ; *Lampetra fluviatilis*, lamproie de rivière.

Acipenseridae : *Acipenser sturio*, esturgeon européen ; *A. oxyrinchus*, esturgeon Atlantique.

Megalopidae : *Megalops atlanticus*, tarpon Atlantique ; *M. cyprinoïdes* tarpon Indo-Pacifique.

Anguillidae : *Anguilla mossambica*, anguille du mozambique ; *A. anguilla*, anguille européenne ; *A. rostrata*, anguille américaine ; *A. reinhardtii*, anguille de Reinhardt ; *A. megastoma*, anguille rouge ; *A. marmorata*, anguille marbrée ; *A. obscura*, anguille sombre ; *A. australis*, anguille d'Australie ; *A. bengalensis*, anguille marbrée indienne ; *A. bicolor*, anguille bicolor.

Muraenidae : *Gymnothorax polyuranodon*, murène d'eau douce.

Engraulidae : *Anchoviella lepidenstole*, anchois gras ; *Lycengraulis grossidens*, anchois goulard.

Pristigasteridae : *Pellona ditchela*, alose écaille indienne.

Alosidae : *Alosa agone*, Alose feinte de Méditerranée ; *A. fallax*, alose feinte ; *A. alosa*, grande alose.

Pimelodidae : *Pimelodus blochii*, bagre pimélogre.

Salmonidae : *Coregonus lavaretus*, lavaret ; *Salvelinus fontinalis*, omble de fontaine ; *S. alpinus*, omble chevalier ; *Salmo salar*, saumon Atlantique ; *Salmo trutta*, truite de mer.

Osmeridae : *Osmerus eperlanus*, éperlan européen ; *O. mordax*, éperlan arc en ciel.

Haemulidae : *Rhonciscus crocro*, grondeur crocro.

Kuhliidae : *Kuhlia sauvagi* ; *K. marginata*, doule à queue rouge ; *K. rupestris*, doule de roche.

Gasterosteidae : *Gasterosteus aculeatus*, épinoche ; *Apeltes quadracus*, épinoche à quatre épines ; *Pungitius pungitius*, épinochette.

Trichiuridae : *Trichiurus lepturus*, poisson sabre commun.

Syngnathidae : *Microphis argulus*, syngnathe des Marquises ; *M. brachyurus*, syngnathe à queue courte ; *M. lineatus*, syngnathe opossum.

Rhycichthyidae : *Protogobius atiti*, protogobie.

Eleotridae : *Giuris margaritaceus*, éléotris serpent ; *Hypseleotris cyprinoides*, éléotris cyprin ; *H. guentheri* ; *Guavina guavina*, dormeur ; *Dormitator maculatus*, dormeur ; *Gobiomorus dormitor*, dormeur ; *Eleotris amblyopsis*, dormeur à joues épineuses ; *E. fusca*, éléotris brun ; *E. melanosoma*, éléotris noir ; *E. pisoni*, gobie ; *E. acanthopomus*, éléotris épineux ; *Eleotris klunzingerii*, éléotris brun ; *E. mauritiana*, cabot noir ; *E. perniger*, flèche.

Butidae : *Butis butis*, butis à épaulette noire ; *Ophiocara porocephala*, éléotris à tête poreuse.

Gobiidae : *Redigobius balteatus*, gobie drapeau ; *R. bikolanus*, gobie tase ; *Mugilogobius mertoni*, gobie millet ; *Evorthodorus lyricus*, gobie lyre ; *Ctenogobius pseudofasciatus*, gobie à la joue barrée ; *C. shufeldti*, gobie d'eau douce d'Amérique ; *C. thoropsis*, gobie à sperme ; *Awaous banana*, jolpot ; *A. guamensis*, gobie de Guam ; *A. ocellaris*, gobie ocellé ; *A. commersoni*, loche ; *A. flavus*, jolpot ; *A. tajasica* ; *Cotylopus rubripinnis*, cotylope à nageoires rouges ; *C. acutipinnis*, cabot bouche ronde ; *Sicydium punctatum*, sicydium ponctué ; *S. plumieri*, sicydium de Plumier ; *Sicyopterus sarasini* ; *S. pugnans*, sicyopterus combattant ; *S. marquesensis*, sicyopterus des marquises ; *S. lagocephalus*, bichique ; *Stiphodon elegans*, stiphodon élégant ; *S. discotorquatus*, stiphodon à collier ; *S. tuivi*, stiphodon des Marquises ; *Smilosicyopus chloe*, sicyopus de Chloé ; *S. bitaeniatus*, sicyopus à deux bandes ; *Lentipes kaeae*, nez rouge calédonien ; *Stenogobius polyzona*, gobie rayé ; *S. caudimaculatus*, gobie à queue tachetée ; *S. marqueti*, gobie de Marquet ; *S. squamosus*, gobie écailleux ; *S. yateiensis*, gobie de Yaté ; *Glossogobius callidus*, gobie comorien ; *G. giuris*, loche ; *G. kokius*, gobie kokou ; *Pomatoschistus microps*, gobie tacheté ; *Gobioides grahamae* ; *G. broussonnetii*, gobie violet ; *Schismatogobius fuligimentus*.

Cyclopsettidae : *Citharichthys spilopterus*, rombou de plage.

Pleuronectidae : *Platichthys flesus*, flet d'Europe.

Achiridae : *Achirus achirus*, sole sombre ; *Apionichthys dumerili*, sole queue longue.

Ambassidae : *Ambassis interrupta* ; *A. gymnocephalus*, ambache.

Mugilidae : *Mugil cephalus*, mulot cabot ; *M. liza*, mulot lebranche ; *M. curema*, mulot curema ; *Cestraeus plicatilis*, mulot de rivière lobé ; *Agonostomus telfairii*, mulot enchanteur ; *A. catalai*, mulot comorien ; *Chelon labrosus*, mulot lippu ; *C. auratus*, mulot doré ; *C. ramada*, mulot porc ; *Dajaus monticola*, mulot de fleuve ; *Planiliza melinoptera*, mulot otomebora ; *P. alata*, mulot diamant ; *Moolgarda buchanae*, mulot à queue bleue.

Gobiesocidae : *Arcos nudus*, têtard.

Cichlidae : *Cichlasoma bimaculatum* ; vieille coquette.

Rivulidae : *Anablepsoides cryptocallus*, poisson gale.

Au niveau national, pour la gestion de leur exploitation, notamment entre la mer et les eaux douces, des comités de gestion des poissons migrateurs COGEPOMs ont été créés à l'échelle des bassins versants métropolitains. Pour autant, seulement une partie des poissons migrateurs amphihalins présents en France métropolitaine sont concernés (encadré ❷). N'y figurent que des espèces exploitées par la pêche commerciale (aloses, lamproies, anguille européenne) ou intéressant les pêcheurs aux lignes (saumon Atlantique, truite de mer)⁶. D'autres espèces comme par exemple l'esturgeon européen, l'éperlan, le mulot porc ou le flet, correspondant pourtant à l'intitulé du décret et également exploitées

Encadré ❷ – Liste des espèces pris en compte par les COGEPOMs.

Décret n° 94-157 du 16 février 1994 (désormais codifié au R436-44 et suivants du code de l'environnement) relatif à la pêche des poissons appartenant aux espèces vivant alternativement dans les eaux douces et dans les eaux salées : Saumon atlantique, *Salmo salar* ; Grande alose, *Alosa alosa* ; Alose feinte, *Alosa fallax* ; Lamproie marine, *Petromyzon marinus* ; Lamproie de rivière, *Lampetra fluviatilis* ; Anguille européenne, *Anguilla anguilla* ; Truite de mer, *Salmo trutta*, f. *trutta*.

6. On peut s'interroger sur la présence de la truite de mer dans ce décret, on parle là d'individus migrateurs amphihalins, sauf à ne considérer que l'exploitation, il aurait plus pertinent de considérer les populations de truites pour lesquelles il existe des formes migratrices.

commerciallement, au moins historiquement, n'y figurent pas. La clarification des définitions autour de la diadromie, et les services majoritairement apportés par ces espèces, militent pour une prise en compte plus large des migrateurs amphihalins au sein des comités de gestion. Cette situation a commencé à évoluer assez récemment dans certains COGEPOMs où on s'intéresse maintenant également au mulet porc.

Au niveau supranational, la diversité des migrateurs amphihalins à l'échelle mondiale, leur répartition sur l'ensemble des continents, et leur caractère migratoire transfrontalier imposent la mise en place d'un cadre conceptuel cohérent pour une gouvernance intégrée et transfrontalière pour les espèces répondant aux définitions de migrateurs amphihalins, s'inspirant de ce qui a pu être fait pour le saumon et l'anguille en Europe. La Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (<https://www.cms.int/fr>) y contribue partiellement.

Conclusion

Les histoires de vie des poissons migrateurs amphihalins s'avèrent plus diverses que ce qu'on imagine généralement, même pour des espèces aussi emblématiques que le saumon et l'anguille. Les terminologies française et anglo-saxonne ne sont pas basées sur les mêmes concepts, ce qui peut induire des confusions, notamment en ce qui concerne les espèces amphidromes. L'utilisation régulière de milieux de salinité différente, tout en respectant les quatre premiers critères décrits dans cette note, au moins par certains individus de l'espèce, suffit pour que nous considérions l'espèce comme migratrice amphihaline. On dispose aujourd'hui d'outils permettant de statuer sur le fait qu'une espèce soit migratrice amphihaline ou pas, cela nécessite toutefois des suivis dédiés sur le long terme, voire des expérimentations *in situ* ou en laboratoire. Bien que de nombreuses recherches se soient concentrées sur cette notion de migration amphihaline chez les poissons, il subsiste des questions relativement fondamentales pour lesquelles la généralisation s'avère difficile comme par exemple ce qui déclenche les migrations, les mécanismes d'orientation et de *homing*⁷

7. Terme signifiant le retour des poissons vers leur lieu de naissance pour s'y reproduire.

(Lennox *et al.*, 2019). Ainsi, à l'heure où tout change rapidement, replacer un cadre de définitions communes semblait important.

Ce travail est une première approche qui devra se poursuivre en confrontant les différentes espèces mentionnées ici aux critères que nous avons présentés, éventuellement précisés. ■

REMERCIEMENTS

Un grand merci aux collègues qui ont bien voulu relire des versions précédentes de ce manuscrit et qui par leurs commentaires et suggestions nous ont permis de l'améliorer.

EN SAVOIR PLUS...

Barber-O'Malley, B., Lassalle, G., Lambert, P., & Quinton, E. (2022). Dataset on European diadromous species distributions from 1750 to present time in Europe, North Africa and the Middle East. *Data in Brief*, 40.

<https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.107821>

Denys, G. P. J., Daszkiewicz, P., Urtizberea, F. & Bernatchez, L. (2022). Diadromous fishes from Saint-Pierre and Miquelon archipelago: diagnoses, taxonomy, nomenclature and distribution. *Cybium*, 46(4), 385-413.

<https://doi.org/10.26028/cybium/2022-464-006>

Tabouret, H. (2012). *Les poissons migrateurs amphihalins des départements d'outremer : état des lieux - Synthèse générale sur les DOM insulaires*. ONEMA MNHN.

Tabouret, H. (2013). *Les poissons migrateurs amphihalins des départements d'outremer : état des lieux. Partie 1 : Synthèse générale sur la Guyane*. ONEMA MNHN.

Tedesco, P. A., Beauchard, O., Bigorne, R., Blanchet, S., Buisson, L., Conti, L., Cornu, J., Dias, M. S., Grenouillet, G., Hugueny, B., Jézéquel, C., Leprieur, F., Brosse, S., & Oberdorff, T. (2017). A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Scientific Data*, 4(1). <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.141>

RÉFÉRENCES

- Arai, T., & Miyazaki, N. (2001). Use of otolith microchemistry to estimate the migratory history of the Russian sturgeon, *Acipenser guldenstadti*. *Journal Of The Marine Biological Association Of The United Kingdom*, 81(4), 709-710. <https://doi.org/10.1017/S0025315401004465>
- Baglinière, J. L., & Porcher, J. P. (1994). Caractéristiques des stocks de reproducteurs et comportement lors de la migration génésique. Dans F. Gueguen & P. Prouzet (dirs.), *Le saumon atlantique : Biologie et gestion de la ressource* (p. 101-122). Ifremer.
- Berg, L. S. (1959). Vernal and Hiemal Races among Anadromous Fishes. *Journal Of The Fisheries Research Board Of Canada*, 16(4), 515-537. <https://doi.org/10.1139/f59-041>
- Durif, C. M., Travade, F., Rives, J., Elie, P., & Gosset, C. (2008). Relationship between locomotor activity, environmental factors, and timing of the spawning migration in the European eel, *Anguilla anguilla*. *Aquatic Living Resources*, 21(2), 163-170. <https://doi.org/10.1051/alr:2008031>
- Fontaine, M. (1976). Physiological Mechanisms in the Migration of Marine and Amphihaline Fish. Dans F. S. Russell & M. Yonge (dirs.), *Advances in marine biology* (p. 241-355). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60282-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60282-5)
- Heape, W. (1931). *Emigration, migration and nomadism*. W. Heffer & Sons Ltd.
- Keefer, M. L., Peery, C. A., & Caudill, C. C. (2008). Migration Timing of Columbia River Spring Chinook Salmon : Effects of Temperature, River Discharge, and Ocean Environment. *Transactions Of The American Fisheries Society*, 137(4), 1120-1133. <https://doi.org/10.1577/t07-008.1>
- Kotake, A., Arai, T., Ozawa, T., Nojima, S., Miller, M. J., & Tsukamoto, K. (2003). Variation in migratory history of Japanese eels, *Anguilla japonica*, collected in coastal waters of the Amakusa Islands, Japan, inferred from otolith Sr/Ca ratios. *Marine Biology*, 142(5), 849-854. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1016-9>
- Lennox, R. J., Paukert, C. P., Aarestrup, K., Auger-Méthé, M., Baumgartner, L., Birnie-Gauvin, K., Bøe, K., Brink, K., Brownscombe, J. W., Chen, Y., Davidsen, J. G., Eliason, E. J., Filous, A., Gillanders, B. M., Helland, I. P., Horodysky, A. Z., Januchowski-Hartley, S. R., Lowerre-Barbieri, S. K., Lucas, M. C., ... Cooke, S. J. (2019). One Hundred Pressing Questions on the Future of Global Fish Migration Science, Conservation, and Policy. *Frontiers In Ecology And Evolution*, 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00286>
- Limburg, K. E. (1998). Anomalous migrations of anadromous herrings revealed with natural chemical tracers. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 55(2), 431-437. <https://doi.org/10.1139/f97-219>
- McDowall, R.M. (1988). *Diadromy in fishes: migration between freshwater and marine environments*. Croom Helm.
- McDowall, R. M. (1992). Diadromy - Origins and Definitions of Terminology. *Copeia*, 1992(1), 248-251. <https://doi.org/10.2307/1446563>
- McDowall, R.M. (1997). The evolution of diadromy in fishes (revisited) and its place in phylogenetic analysis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7, 443-462. <https://doi.org/10.1023/A:1018404331601>
- Myers, G. S. (1949). Usage of anadromous, catadromous and allied terms for migratory fishes. *Copeia*, 1949(2), 89-97. <https://doi.org/10.2307/1438482>
- OFB. (2022). *Projet de Plan National en faveur des Migrateurs Amphihalins*. Office français de la biodiversité.
- Roule, L. (1922). *Les poissons migrateurs, leur vie et leur pêche. Un important problème d'histoire naturelle océanographique et économique*. Flammarion.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones : Is single-species management passé in the landscape era ? *Biological Conservation*, 83(3), 247-257. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00081-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00081-5)
- Zydlewski, J., & Wilkie, M. P. (2012). Freshwater to seawater transitions in migratory fishes. Dans S.D. McCormick, A.P. Farrell & C.J. Brauner, C.J. (dirs.), *Fish Physiology*, (pp. 253-326). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396951-4.00006-2>



ÉVALUATION DES POPULATIONS DE MIGRATEURS AMPHIHALINS

L'évaluation de l'état des populations est un pilier fondamental de la gestion des espèces migratrices amphihalines. Cette première partie rassemble des contributions qui illustrent la diversité des approches et des outils mobilisés pour suivre l'abondance et la dynamique des populations. Des méthodes innovantes d'identification génétique, de comptage indirect ou d'analyse non invasive (caméras acoustiques, ADN environnemental, écailles) y sont explorées. Ces travaux, portés par plusieurs équipes du pôle MIAME, permettent d'améliorer la connaissance sur des espèces peu étudiées comme les lamproies, mais aussi de renforcer les capacités de suivi pour des espèces emblématiques comme le saumon atlantique. Ils constituent une base scientifique essentielle pour évaluer le statut de conservation des espèces et appuyer les décisions de gestion.

- 17 **Développement d'un marqueur moléculaire pour l'identification des lamproies au stade juvénile**
Ahmed SOUISSI, Anne-Laure BESNARD, Guillaume EVANNO
- 21 **Construction d'un modèle d'estimation du nombre de lamproies sur frayère en utilisant un simple comptage de nids**
Marius DHAMELINCOURT, Cédric TENELIER, Laurent BEAULATON
- 29 **Automatisation de l'analyse de données des caméras acoustiques par un réseau de neurones convolutifs**
François MARTIGNAC, Guglielmo FERNANDEZ-GARCIA, Thomas CORPETTI, Marie NEVOUX, Laurent BEAULATON
- 35 **Peut-on utiliser l'ADN environnemental pour le suivi quantitatif des populations de poissons migrateurs ?**
Erwan QUÉMÉRÉ, Zoé RAPHALEN, Anne-Laure BESNARD, Marine VAUTIER, Natacha NIKOLIC
- 41 **Microchimie comparative des otolithes et des écailles de saumon Atlantique (*Salmo salar*)**
Matthias VIGNON, Gilles BAREILLE, Christophe PEYCHERAN, Hélène TABOURET



Développement d'un marqueur moléculaire pour l'identification des lamproies au stade juvénile

Ahmed SOUISSI^{1,2}, Anne-Laure BESNARD^{1,2}, Guillaume EVANNO^{1,2}

¹ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

² Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leurs Environnements, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Guillaume EVANNO, guillaume.evanno@inrae.fr

*Il y a trois espèces de lamproie en France : la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), la lamproie de rivière ou lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*) et la lamproie de Planer (*L. planeri*). La lamproie de Planer et la lamproie de rivière étant impossibles à distinguer morphologiquement au stade juvénile, les chercheurs ont développé une approche moléculaire qui permet aujourd'hui de discriminer ces deux espèces.*

Introduction

La conservation de la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), de la lamproie de rivière ou lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*) et de la lamproie de Planer (*L. planeri*) représentent un enjeu majeur. En effet, la lamproie marine est classée en tant qu'espèce en danger, et la lamproie de rivière est considérée comme vulnérable, selon les critères de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), sur la liste rouge des poissons de France. En outre, la répartition de ces trois espèces reste mal connue en France, et ce projet visait initialement à développer une approche de détection des trois espèces à partir d'ADN environnemental (ADNe).

À l'âge adulte, la lamproie marine peut-être distinguée facilement des deux autres espèces de lamproie (photo 1). Néanmoins, au stade juvénile, les larves dites « ammocètes » des trois espèces sont impossibles à distinguer dans leur première année. À partir d'une taille d'environ 5 cm, les ammocètes de *P. marinus* présentent une coloration sombre sur la nageoire caudale qui permet de les distinguer des larves des deux autres espèces. De plus, des marqueurs de l'ADN mitochondrial permettent aussi de distinguer *P. marinus* des deux espèces de *Lampetra* (Docker *et al.*, 1999). En revanche, la lamproie fluviatile et la lamproie de Planer sont très proches génétiquement et leur ADN mitochondrial est similaire. De plus, il n'est pas possible de les distinguer morphologiquement à tous les stades juvéniles. À l'âge adulte, c'est principalement la taille qui permet de distinguer *L. planeri* (10 à 15 cm) de *L. fluviatilis* (18 à

30 cm). Ces deux espèces s'hybrident et sont considérées comme des écotypes¹ avec un isolement reproducteur partiel (Rougemont *et al.*, 2015). Les objectifs de ce projet étaient donc de développer 1) des marqueurs moléculaires permettant de distinguer ces deux espèces, et 2) une approche de détection de la présence des trois espèces de lamproie par ADN environnemental. Seul le premier objectif a été atteint et ce sont donc uniquement les résultats liés à cet objectif qui sont présentés.

Photo 1 – Photographie des trois espèces de lamproie présentes en France. De haut en bas : lamproie marine, lamproie de rivière (x2) et lamproie de Planer (source : U3E, INRAE).



1. Les écotypes sont des groupes de populations d'une même espèce qui présentent des adaptations distinctes en réponse aux conditions environnementales spécifiques de leur habitat.

Nous avons tout d'abord identifié des marqueurs de type SNP (*Single Nucleotide Polymorphism*) avec des allèles distincts entre *L. fluviatilis* et *L. planeri*. En pratique, cela consiste à déterminer des zones de l'ADN avec des bases distinctes entre les deux espèces, parmi les quatre bases azotées possibles de l'ADN (adénine, thymine, guanine et cytosine). Nous avons utilisé des données avec plusieurs milliers de SNPs analysés sur 186 individus collectés en France lors d'une étude précédente (Rougemont *et al.*, 2017). Cette analyse a nécessité l'assemblage d'un génome de lamproie de Planer. L'individu choisi a été un mâle collecté sur l'Oir, un cours d'eau de l'Observatoire de recherche en environnement sur les poissons diadromes dans les fleuves côtiers (ORE diaPFC). Une particularité des lamproies est que seules les cellules germinales possèdent la totalité du génome, l'ADN a donc été extrait à partir du sperme de cet individu. Nous avons ainsi détecté cinq SNPs discriminants entre *L. fluviatilis* et *L. planeri*. Parmi eux, nous en avons sélectionné un qui possède l'avantage de ne pas être présent chez *P. marinus*, sa non-amplification permettant de distinguer les genres *Lampetra* et *Petromyzon*.

Validation du marqueur

Nous avons ensuite développé un protocole de PCR² quantitative, c'est-à-dire d'amplification ciblée et quantifiée d'une zone du génome, pour analyser en routine ce SNP diagnostique de *L. fluviatilis* et *L. planeri*. Ce marqueur nommé diagLpf a été testé sur 270 échantillons comprenant des larves et des adultes des deux espèces issues de dix-sept sites de France, mais aussi d'Irlande et du Royaume-Uni (figure 1). Ces échantillons archivés au laboratoire provenaient pour la plupart d'études précédentes, et ont été collectés grâce au soutien de nombreuses fédérations de pêche et associations migrateurs³. Nous avons aussi sollicité des collègues chercheurs du Royaume-Uni et d'Irlande pour avoir des échantillons à une large échelle spatiale afin de tester la validité de diagLpf au-delà des cours d'eau français. En particulier, nous avons pu avoir des échantillons de la population de lamproies du Loch Lomond en Écosse, qui possède la particularité d'abriter trois « formes » de lamproies qui s'hybrident : la lamproie fluviatile (parasite-anadrome), la lamproie de Planer (non parasite-résident en eau douce), et une forme lacustre de la lamproie fluviatile qui parasite des poissons en eau douce.

Les résultats ont été cohérents avec l'identification morphologique dans tous les cas, sauf pour les échantillons provenant du bassin du Rhône et du Loch Lomond en Écosse (Souissi *et al.*, 2022). Dans le cas du Rhône, nous pensons que la présence d'une lignée très divergente de la lamproie de Planer (voire d'une espèce cryptique⁴)

soit la cause de ce polymorphisme particulier. L'évolution de lignées divergentes entre des bassins versants atlantiques et méditerranéens a déjà été documentée (cas de la truite commune) en lien avec l'histoire glaciaire de ces bassins (Bernatchez *et al.*, 1992). Dans le cas du Loch Lomond, les deux formes parasites étaient bien homozygotes (ff) au marqueur diagLpf, mais les individus de la forme résidente étaient soit homozygotes (ff) ou hétérozygotes⁵ (pf). Ainsi, le marqueur diagLpf n'est pas diagnostique dans ce cas de figure avec plus de deux formes de *Lampetra* en sympatrie, l'hybridation étant en outre très fréquente entre ces formes.

Conclusion

En conclusion, à l'échelle nationale, le marqueur diagLpf permet de distinguer les larves ammocètes de *L. planeri* et *L. fluviatilis* (hors bassin du Rhône). Ainsi, lors de la capture d'ammocètes dans le cadre d'inventaires et de pêches électriques, l'identification de l'espèce est désormais possible à partir d'un morceau de nageoire. Cet outil permettrait donc de connaître la répartition des ammocètes des trois espèces de lamproies dans les bassins versants, et de déterminer une éventuelle différence d'habitats entre espèces en lien avec les caractéristiques physiques (profondeur, température, degré d'oxygénation, granulométrie...) et biotiques (présence d'autres espèces de lamproies ou d'invertébrés) du substrat. Nous avons également testé l'amplification de diagLpf avec des échantillons d'ADNe extraits à partir de prélèvements d'eau. Néanmoins, malgré de nombreuses tentatives et tests de divers protocoles, cette démarche n'a pas abouti. À l'avenir, les nombreux développements techniques en cours dans le domaine de l'ADNe, nous permettent toutefois d'espérer pouvoir détecter la présence des lamproies par cette approche. ■

EN SAVOIR PLUS...

Souissi, A., Besnard, A. L., Evanno, G. (2022). Développement d'outils moléculaires pour l'identification et l'étude de la distribution des trois espèces de lamproies à l'échelle nationale. Rapport final. OFB-Inrae- Institut Agro-UPPA. 17 p.

<https://hal.science/hal-03933969>

2. La *Polymerase Chain Reaction* ou PCR (ou encore ACP pour amplification en chaîne par polymérase), est une technique de répllication ciblée *in vitro*. Elle permet d'obtenir, à partir d'un échantillon complexe et peu abondant, d'importantes quantités d'un fragment d'ADN spécifique et de longueur définie.

3. En France, les associations migrateurs sont des associations « Loi 1901 » dont les missions sont la gestion, la protection et la restauration des stocks de poissons migrateurs.

4. Espèce difficile à distinguer morphologiquement ou écologiquement d'autres espèces apparentées, même si elle est génétiquement distincte.

5. Homozygote s'il possède deux copies identiques de l'allèle correspondant à un certain gène et hétérozygote si les deux allèles sont différents pour ce même gène.

Figure 1 – Cartes des 17 sites échantillés.

Les points blancs indiquent les populations où le marqueur *diagLpf* fonctionne, et les points noirs les cas où ce marqueur ne permet pas de distinguer *L. fluviatilis* et *L. planeri* (Souissi *et al.*, 2022).



RÉFÉRENCES

- Bernatchez, L., Guyomard, R., & Bonhomme, F. (1992). DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Molecular Ecology*, 1(3), 161-173. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294x.1992.tb00172.x>
- Docker, M. F., Youson, J. H., Beamish, R. J., & Devlin, R. H. (1999). Phylogeny of the lamprey genus *Lampetra* inferred from mitochondrial cytochrome b and ND3 gene sequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(12), 2340-2349. <https://doi.org/10.1139/f99-171>
- Rougemont, Q., Gaigher, A., Lasne, E., Côte, J., Coke, M., Besnard, A. L., Launey, S., & Evanno, G. (2015). Low reproductive isolation and highly variable levels of gene flow reveal limited progress towards speciation between European river and brook lampreys. *Journal of Evolutionary Biology*, 28(12), 2248-2263. <https://doi.org/10.1111/jeb.12750>
- Rougemont, Q., Gagnaire, P. A., Perrier, C., Genthon, C., Besnard, A. L., Launey, S., & Evanno, G. (2017). Inferring the demographic history underlying parallel genomic divergence among pairs of parasitic and nonparasitic lamprey ecotypes. *Molecular Ecology*, 26(1), 142-162. <https://doi.org/10.1111/mec.13664>
- Souissi, A., Besnard, A. L., & Evanno, G. (2022). A SNP marker to discriminate the European brook lamprey (*Lampetra planeri*), river lamprey (*L. fluviatilis*) and their hybrids. *Molecular Biology Reports*, 49(10), 10115-10119. <https://doi.org/10.1007/s11033-022-07800-8>





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Construction d'un modèle d'estimation du nombre de lamproies sur frayère en utilisant un simple comptage de nids

Marius DHAMELINCOURT^{1,4}, Cédric TENELIER^{2,4}, Laurent BEULATON^{3,4}

¹ U3E (Unité Expérimentale d'Écologie et d'Écotoxicologie aquatique), INRAE, OFB, Rennes, France.

² ECOBIOP, Université de Pau et des Pays de l'Adour, INRAE, France.

³ Service Conservation et gestion durable des espèces exploitées, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

⁴ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leurs Environnements, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Marius DHAMELINCOURT, marius.dhamelincourt@inrae.fr

La lamproie marine est un poisson migrateur en danger d'extinction, notamment en France. Afin d'évaluer l'effectif de reproducteurs directement sur les frayères, un modèle individu-centré utilisant un comptage de nids a été développé et intégré dans une application simple d'utilisation. Les résultats obtenus sont proches de ceux d'un modèle de capture-marquage-recapture classique et cet outil peut aisément être adapté en fonction des besoins des gestionnaires.

Introduction

L'estimation de l'effectif d'une population nécessite de prendre en compte la biologie de l'espèce considérée, mais aussi les contraintes de faisabilité, de coût et de nombre de personnes impliquées. Une première approche est le comptage direct des individus afin d'estimer un effectif. Une méthode classique est la capture, le marquage puis la recapture (CMR) des individus, qui présente pour avantage de fournir une taille de population assez précise (Funk *et al.*, 2003) tout en étant aisément adaptable aux particularités de l'espèce considérée (photo 1). Ainsi, il est possible de prendre en compte l'entrée ou non d'individus sur le site d'étude (Schwarz et Seber, 1999) ou encore de ne pas recapturer les individus après la capture initiale (McClintock et White, 2009). Malgré son adaptabilité, cette méthode nécessite de capturer une part importante de la population, et implique donc un grand effort d'échantillonnage induisant des coûts logistiques et financiers souvent trop importants pour les structures en charge des programmes de suivi. Une seconde approche est l'utilisation de méthodes basées sur des indices de présence d'une espèce et non sur un comptage direct d'individus. Cette approche peut notamment limiter les problèmes de faible détectabilité ou de marquage. Parmi les indices fréquemment employés, on retrouve les barrages de castors (Johnston et Windels, 2015) ou encore les nombreux indices de

présence d'oiseaux, parmi lesquels les chants, les fèces ou encore les nids (Morgan *et al.*, 1983). Cependant, ces méthodes ne produisent généralement pas d'estimation absolue de population mais une estimation relative. Pour obtenir une estimation absolue, c'est-à-dire une estimation d'un nombre d'individus et non d'un nombre d'indices, il est nécessaire d'établir la relation entre l'indice et l'espèce considérée, par exemple *via* une régression. Cela peut être fait en collectant à la fois le nombre d'indices et le nombre d'individus sur de multiples sites. Néanmoins, cette relation dépend de multiples paramètres parmi lesquels les conditions environnementales ou les caractéristiques individuelles. Pour prendre en compte ces différents éléments de variabilité, un nombre important d'observations est souvent nécessaire, ce qui est en général coûteux, voire impossible à obtenir.

Parmi les espèces dont l'estimation des populations présente un intérêt particulier, on retrouve la lamproie marine, *Petromyzon marinus*, qui est un poisson migrateur anadrome¹ en danger dans la majeure partie de son aire de répartition native en Europe et en Amérique du Nord, tout en étant considéré comme invasif dans les Grands Lacs nord-américains. Ces situations opposées nécessitent dans les deux cas une estimation fiable des

1. Qualifie les espèces animales marines qui remontent les rivières pour se reproduire en eau douce.

Photo 1 – Capture d'individus sur un nid lors du protocole de capture-marquage-recapture visant à calibrer le modèle. Source : Stellia Sebihi (INRAE ECOBIOP-UPPA-Pôle MIAME).



populations afin d'évaluer l'effet des pressions et des mesures de conservation ou des mesures de régulation. Pour ce faire, il apparaît pertinent d'estimer le nombre de reproducteurs effectif, qui reflète la production théorique de descendants lors d'une saison de reproduction. Or, les méthodes actuelles ne permettent pas de cibler spécifiquement ces individus. Les données de pêcheries reflètent un nombre de migrants et non un nombre de reproducteurs, celles-ci étant généralement situées en aval des sites de reproduction. Par ailleurs, ces données deviennent de plus en plus limitées à mesure que les interdictions de pêche se multiplient au sein de l'aire de répartition native. Les passes à poissons présentent quant à elles une autre limite qui est le passage des individus par d'autres endroits que les passes quand les ouvrages sont partiellement franchissables. De plus, nombre de cours d'eau n'en sont pas équipés et le démantèlement des barrages tend à diminuer le nombre de sites de comptage potentiels. Enfin, la mortalité pré-reproduction peut parfois causer un écart important entre le nombre d'individus détectés en migration (pêcheries ou barrages) et le nombre effectif de géniteurs. À la vue de ces limites, les nids apparaissent comme une alternative à ces moyens classiques d'estimation. Ils reflètent en effet directement la présence de géniteurs et sont présents dans l'ensemble des cours d'eau où l'espèce se reproduit. Pour les employer tout en prenant en compte les limites des estimations à partir d'indices de présence, l'approche alternative suivante a été utilisée :

- collecte d'informations sur le comportement menant à la construction des nids et prise en compte de la variabilité individuelle (notamment la polygamie, la construction de plusieurs nids par un même individu et la variabilité de date d'arrivée sur la frayère) ;
- construction d'un modèle simulant la construction de nids à partir d'un nombre donné d'individus ayant chacun un ensemble de paramètres basé sur les informations collectées ;
- comparaison du nombre de nids simulé par le modèle au nombre de nids observés sur le terrain pour obtenir une estimation absolue de la population avec son incertitude.

Le modèle employé est un modèle bayésien de type ABC² (*Approximate Bayesian Computation*; Beaumont, 2010; Csilléry *et al.*, 2010). L'inférence bayésienne permet en effet une grande flexibilité (Kruschke, 2010) mais nécessite généralement l'estimation d'une vraisemblance, souvent problématique avec des mécanismes individuels complexes. L'approche ABC ne nécessitant pas l'estimation de cette vraisemblance (Beaumont, 2010), celle-ci est adaptée à la simulation des processus complexes à l'œuvre lors d'une saison de reproduction. Le modèle fournit, à la place de la vraisemblance, des statistiques résumant le jeu de données simulé qui sont ensuite comparées à celles décrivant les données observées.

La suite de l'article décrit le fonctionnement du modèle mis en œuvre et présente les estimations obtenues, mais aussi les limites et pistes d'amélioration envisagées pour une utilisation par les gestionnaires intéressés par l'estimation des effectifs de lamproie marine.

Le modèle développé (Dhamelincourt *et al.*, 2023) est mécaniste individu-centré et de type ABC, utilisant l'algorithme de Lenormand (Lenormand *et al.*, 2013). En pratique, il simule une saison de reproduction de lamproie marine avec un pas de temps journalier, pour un pool d'individus mâles et femelles donné (figure 1). Chaque individu possède des caractéristiques déterminées par les paramètres du modèle et estimées d'après des observations menées sur la Nive durant la saison de reproduction de 2019 (Dhamelincourt *et al.*, 2021a), sur un bras court-circuité par la centrale hydro-électrique d'Halsou au Pays Basque (coordonnées : 43° 22' 21.38" N, 1° 24' 53.134" W).

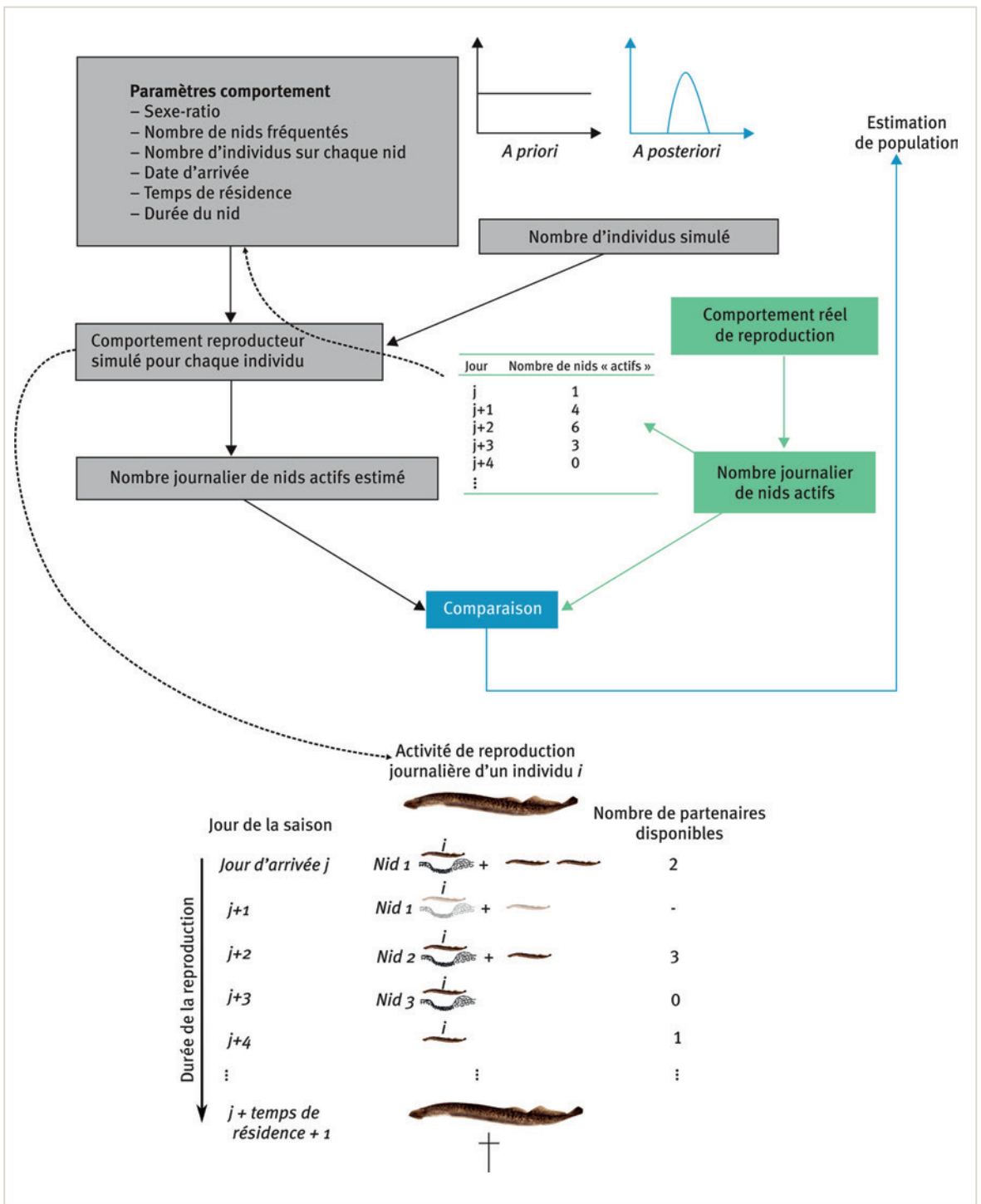
Chaque jour j de la saison de reproduction, un individu peut participer à la construction d'un nid selon les paramètres propres à cet individu, selon son historique de construction durant les jours 1 à $j-1$ mais également selon les paramètres et l'historique des individus avec lesquels il est amené à interagir (induisant la disponibilité ou non de ces individus).

Chaque individu possède un ensemble de paramètres dépendant du sexe, qui sont le nombre de nids fréquentés, le jour d'arrivée sur la frayère et le temps de résidence. Dans le détail, pour un jour j donné de la saison de reproduction, un individu peut construire un nid avec d'autres individus si cet individu et ses partenaires sont considérés comme actifs (c'est-à-dire que le jour considéré est compris entre la date d'arrivée sur la frayère et cette date + le temps de résidence). Ensuite, cet individu ne peut pas construire plus d'un nombre donné de nids. L'individu est impliqué dans la construction d'un seul nid à la fois. Un nid ne peut pas être construit par plus de mâles et de femelles qu'une valeur limite, aléatoire pour chaque nid et dépendante des observations de 2019. Dans le cas où un individu est actif mais ne trouve pas de partenaire, il peut initier la construction d'un nid sans être rejoint, comme cela a été observé sur le terrain, à la fois pour les mâles et les femelles (cependant plus rarement pour ces dernières).

2. Un modèle bayésien de type ABC permet d'approximer la distribution a posteriori des paramètres d'un modèle en utilisant des méthodes d'approximation basées sur des comparaisons entre données simulées et données observées.

Figure 1 – Fonctionnement du modèle ABC adapté à la simulation d'une période de reproduction de lamproie marine.

En gris, l'ensemble des processus et paramètres permettant le fonctionnement du modèle.
 En vert, les données obtenues sur le terrain et permettant au modèle d'estimer la distribution a posteriori de la population par comparaison entre les données de terrain et celles simulées.
 En bleu, la mise en relation des données de terrain et celles du modèle.
 La partie basse montre un exemple d'historique de reproduction d'un individu généré par le modèle.
 Le premier jour, l'individu *i* fréquente un nid avec deux partenaires. Le jour *j*+1, cet individu est toujours sur le nid 1 mais l'un des partenaires a quitté le nid et a potentiellement pu en construire un autre.
 À *j*+2, *i* construit le nid 2 avec un seul partenaire. À *j*+3, *i* n'a pas de partenaire disponible mais peut initier lui-même la construction du nid 3. Au quatrième jour, et malgré la présence d'un individu disponible, *i* ne fréquente aucun nid car il a atteint son quota de nids. Lorsque son temps de résidence est écoulé, *i* meurt et quitte le pool d'individus. À noter qu'un individu peut mourir sans avoir fréquenté son quota de nids.



Ce processus est répété chaque jour jusqu'à la fin de la saison de reproduction, quand tous les individus ont atteint leur nombre maximal de nids et/ou leur temps de résidence. Le modèle fournit alors un nombre journalier de nids actifs (nids sur lesquels au moins un individu creuse un jour donné).

Après k simulations de saisons de reproduction (k dépendant de l'algorithme de Lenormand utilisé, qui détermine automatiquement le nombre de simulations), chacune réalisée avec un nombre N_k d'individus différent, le modèle fournit une distribution du nombre d'individu $N_{estimate}$ le plus vraisemblable selon les statistiques résumant le jeu de données réellement observé. Les statistiques employées ici sont le nombre maximal, la médiane, la moyenne, le quantile à 25 % et le quantile à 75 % du nombre de nids construits sur une journée.

Pour plus de détails sur le fonctionnement du modèle ainsi que sur les distributions des paramètres, consulter Dhamelincourt *et al.* (2023).

Le comptage des nids actifs pendant 28 jours entre le 9 mai et le 24 juin 2019 a permis de détecter 146 nids actifs (par jour : 0 nid au minimum et 15 nids au maximum). À partir de ces données, le modèle ABC estime un effectif de 148 individus, avec un intervalle de confiance à 95 % entre 115 et 182 individus. L'effectif estimé est 25 % inférieur à celui estimé par un modèle de CMR (197 individus avec un intervalle de confiance à 95 % situé entre 168 et 236 individus) mis en œuvre lors de la même saison de reproduction (voir figure 3 pour les

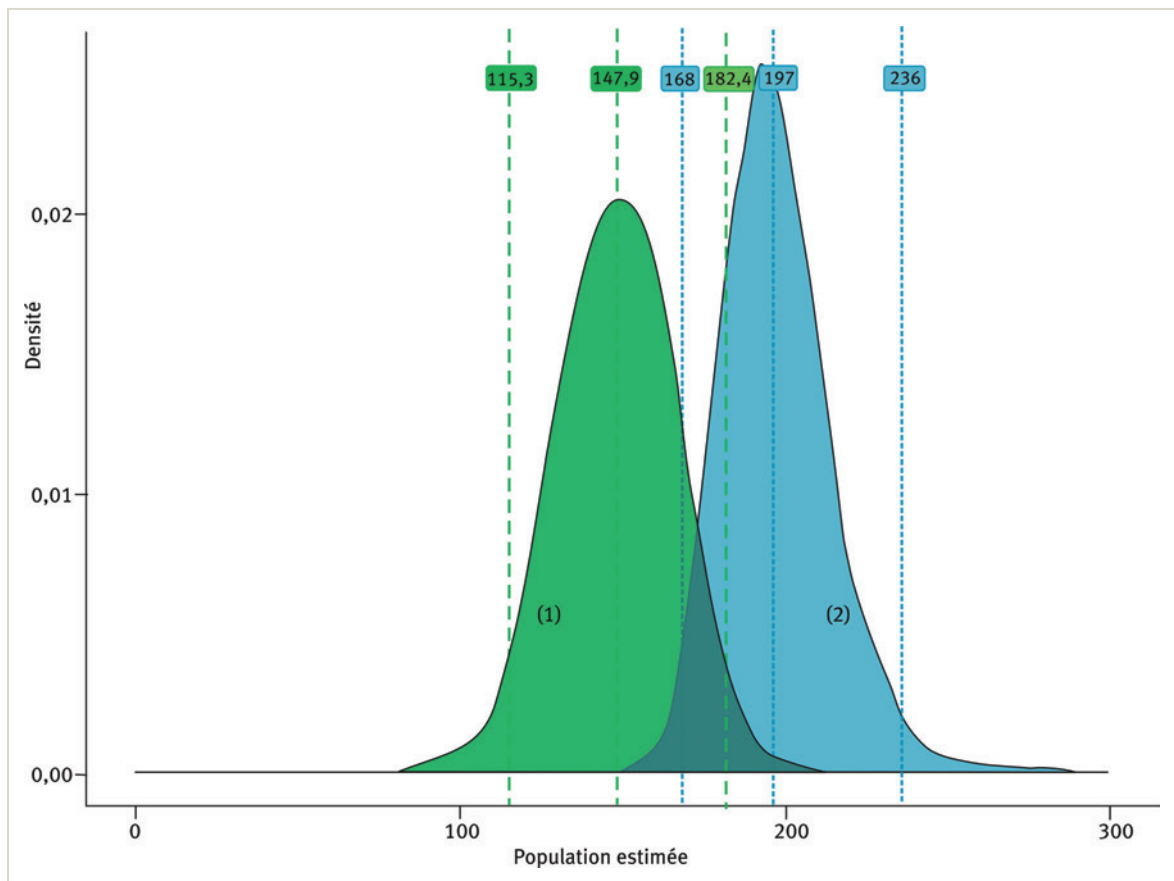
distributions des deux types de modèles). Le modèle de CMR est un modèle d'occupation multi-états dynamique avec population augmentée (pour plus de détails, voir Dhamelincourt *et al.*, 2021a; Kery et Schaub, 2011). Cette différence significative d'estimation (d'après un test statistique de Wilcoxon³) provient potentiellement de plusieurs facteurs :

- des paramètres journaliers comme la densité d'individus peuvent influencer leur répartition dans les nids par le biais d'une modification des paramètres individuels, définis à l'échelle de la saison de reproduction. Par exemple, nous avons pu observer des pics d'activité allant jusqu'à 15 nids actifs sur une journée. Or ce genre de configuration est susceptible d'augmenter la coopération pour la construction des nids, et donc le nombre d'individus par nid ;

- les paramètres du modèle influençant le plus le nombre d'individus estimé peuvent manquer de précision dans leur estimation. Une analyse de sensibilité réalisée dans Dhamelincourt *et al.* (2023) a identifié la date d'arrivée, le sex-ratio, le nombre de nids par individu et la durée d'activité comme étant les paramètres modifiant le plus l'estimation finale.

Ces résultats montrent donc la nécessité de compléter les estimations des paramètres implémentés dans le modèle, en particulier ceux influençant le plus les estimations. La variabilité biologique des paramètres est prise en compte via leur variance, hormis pour le sex-ratio qui est fixé à 0,5 (autant de mâles que de femelles observés en 2019).

Figure 3 – Médiane et intervalle de confiance à 95 % de l'abondance de reproducteurs obtenus avec (1) le modèle ABC (en vert et lignes avec tirets) et (2) le modèle de CMR (en bleu et lignes pointillées).



3. Test statistique non paramétrique qui permet de tester l'hypothèse selon laquelle les distributions de deux groupes de données sont proches.

Cependant, ils sont pour le moment estimés sur un seul site d'une seule rivière, la Nive à Halsou. Il apparaît donc nécessaire de déterminer leurs valeurs et leur variabilité sur d'autres cours d'eau, de caractéristiques hétérogènes. Cela permettrait notamment de quantifier la variabilité des paramètres entre les cours d'eau et de comprendre quels sont les facteurs affectant cette variabilité.

Par ailleurs, la comparaison entre le modèle de CMR et le modèle ABC pourrait être répétée sur ces mêmes cours d'eau pour évaluer l'écart d'estimation entre les deux méthodes.

Utilisation du modèle par les gestionnaires

Afin de permettre une utilisation simple par les gestionnaires intéressés par l'estimation des populations de lamproie marine, sans avoir à utiliser le code R⁴, une application nommée « Lamproie tracker » a été développée en utilisant la bibliothèque *Shiny* (Chang *et al.*, 2015) pour R. Pour faciliter l'accès au modèle, l'application a été déposée sur un serveur internet. L'utilisateur se connecte à cette adresse : https://mdhamelinacourt.shinyapps.io/Lamproie_tracker/ pour utiliser l'interface, et les calculs sont réalisés sur un serveur distant. De plus, le code source du modèle ainsi qu'un jeu de données exemple sont disponibles ici : <https://doi.org/10.57745/9WEILT>. Cette interface comprend cinq onglets :

1) Description de l'application : cet onglet informe l'utilisateur sur le but de l'application et sur comment l'utiliser.

2) Chargement des données et du nombre d'individus a priori : cet onglet permet à l'utilisateur de charger ses données. Le fichier de données doit être au format .csv et comporter une première colonne indiquant le jour de suivi (une ligne par jour de suivi) et une seconde colonne indiquant le nombre de nids actifs comptés ce jour-là. Un nid actif est un nid sur lequel au moins un individu est observé le jour considéré, indépendamment de si ce nid était présent ou occupé les jours précédents. L'utilisateur peut indiquer le type de séparateur et la présence d'en-têtes, et visualiser le tableau entré. C'est également sur cette page que l'utilisateur indique les bornes inférieure et supérieure du nombre d'individus sur la zone a priori, selon son expérience ou des données préliminaires. Cette valeur permet d'optimiser le temps de calcul en permettant au modèle de tester des valeurs de population réalistes pour le site considéré.

3) Visualisation et altération des paramètres : la distribution statistique de chaque paramètre du modèle est montrée sous forme d'histogramme. Si l'utilisateur dispose de données lui indiquant que d'autres valeurs s'appliquent à sa population d'intérêt, il peut modifier la moyenne et la dispersion de chaque distribution. Les graphiques changent automatiquement quand les valeurs sont modifiées. Les simulations utiliseront alors ces nouvelles distributions.

4) Lancement de l'analyse et visualisation des résultats : lorsque les données sont chargées et que les paramètres sont vérifiés, l'utilisateur peut lancer l'analyse en cliquant sur le bouton correspondant. Après quelques minutes (temps dépendant notamment du jeu de données), un graphique indiquant la distribution a posteriori du nombre de lamproies apparaît, sur lequel sont indiqués la médiane et les bornes de l'intervalle à 95 %. Un tableau indique également ces valeurs.

5) Contacts et références : cet onglet donne accès aux articles liés au projet, aux contacts des développeurs ainsi qu'aux sites web des partenaires.

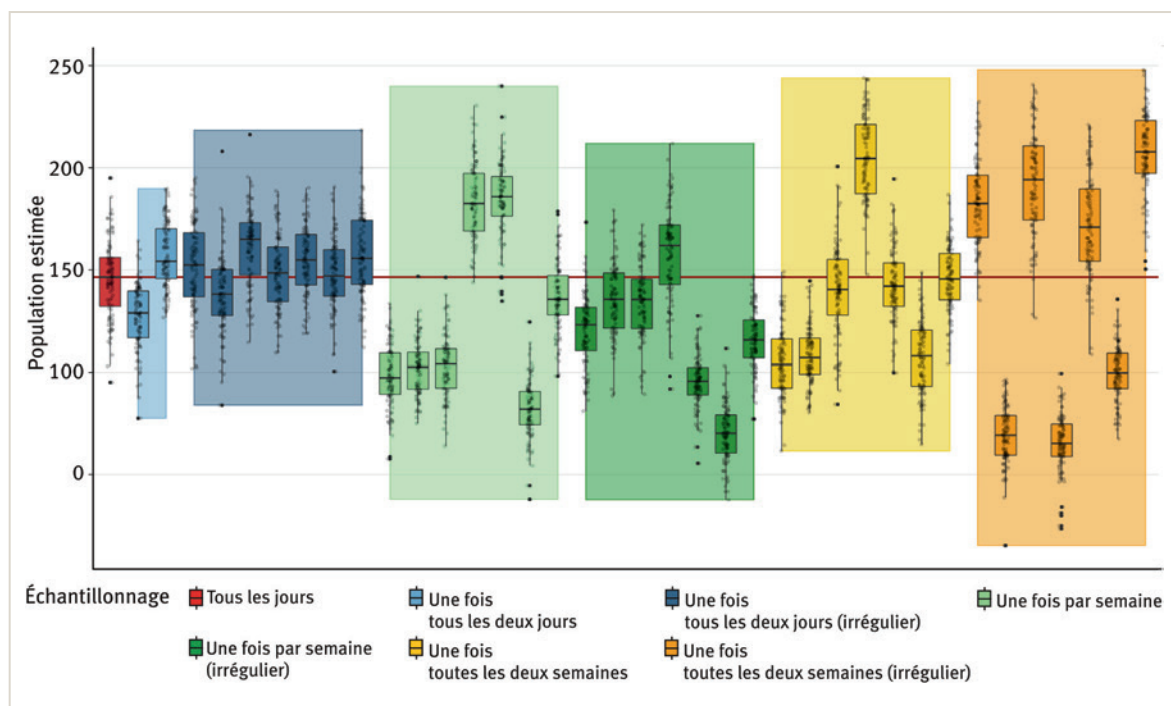
L'objectif du modèle étant d'être utilisé pour le suivi des populations par les gestionnaires, il apparaît nécessaire de tester différentes fréquences d'échantillonnage afin de limiter le temps passé sur le terrain tout en conservant des résultats exploitables. La sensibilité du modèle au protocole d'échantillonnage a donc été testée en faisant varier la fréquence et la régularité de collecte de données. Pour la fréquence, nous avons testé un échantillonnage quotidien, un échantillonnage à une fréquence moyenne d'un jour sur deux, un jour par semaine, ou un jour par quinzaine. Hormis pour l'échantillonnage quotidien, deux niveaux de régularité ont été testés pour chaque fréquence. Pour l'échantillonnage réalisé en moyenne tous les deux jours, nous avons découpé la saison de reproduction en paires de jours consécutifs. L'échantillonnage régulier était réalisé en choisissant systématiquement les jours pairs ou systématiquement les jours impairs. L'échantillonnage irrégulier était réalisé en choisissant aléatoirement le premier ou le deuxième jour de chaque paire. Pour l'échantillonnage hebdomadaire et par quinzaine, l'échantillonnage régulier était réalisé en échantillonnant systématiquement le même jour de la semaine ou de la quinzaine, alors que l'échantillonnage irrégulier correspondait au choix aléatoire d'un jour différent pour chaque semaine ou chaque quinzaine. On a donc sept plans d'échantillonnages : 1) quotidien, 2) tous les deux jours et régulier, 3) un jour sur deux et irrégulier, 4) hebdomadaire et régulier, 5) hebdomadaire et irrégulier, 6) par quinzaine et régulier, 7) par quinzaine et irrégulier. es cours d'eau pour évaluer l'écart d'estimation entre les deux méthodes.

Ainsi, nous avons simulé un jeu de données complet avec le modèle individu-centré utilisé dans la procédure ABC. Nous avons ensuite sous-échantillonné ce jeu de données pour simuler des plans d'échantillonnage dégradés, et fait tourner le modèle ABC sur les données issues des plans dégradés. Pour le plan complet, un seul scénario est possible. Pour le plan régulier avec échantillonnage un jour sur deux, deux scénarios sont possibles (jours pairs ou impairs) et ont été réalisés. Pour les plans réguliers avec un échantillon par semaine ou par quinzaine, sept scénarios sont possibles (un par jour de la semaine) et ont été réalisés. Pour les plans irréguliers avec un échantillonnage par semaine ou par quinzaine, de nombreux scénarios sont possibles mais seuls sept ont été réalisés (sélectionnés aléatoirement). Pour chacun des 38 scénarios d'échantillonnage correspondant aux sept plans d'échantillonnage, les données générées ont alimenté le modèle ABC pour donner une estimation d'effectif (valeur estimée et incertitude). Cette estimation d'effectif a été comparée pour les 37 plans d'échantillonnage dégradés à l'estimation réalisée avec un plan d'échantillonnage complet (à défaut de connaître la population réelle).

Les résultats de ces simulations de plans d'échantillonnage (figure 5) indiquent que plus l'échantillonnage est dégradé, plus l'estimation est variable et s'éloigne de

4. Langage de programmation open-source largement utilisé pour l'analyse statistique et la manipulation de données.

Figure 3 – Comparaison de l'abondance de reproducteurs estimée par le modèle ABC pour les différents échantillonnages testés, chacun étant répété entre 2 et 7 fois. Chaque point correspond à l'une des cent valeurs utilisées par le modèle pour calculer la distribution. Les boîtes colorées correspondent à la gamme de valeurs de la distribution estimée par le modèle pour chaque échantillonnage et permettent de visualiser l'intervalle entre la plus grande et la plus petite estimation. La ligne rouge horizontale correspond à la population médiane estimée via un échantillonnage chaque jour de la saison.



celle de l'échantillonnage complet. Alors que l'échantillonnage régulier tous les deux jours donne une estimation entre -12% et $+5\%$ quand celui-ci est comparé aux données complètes, et que l'échantillonnage irrégulier un jour sur deux donne une estimation entre -6% et $+13\%$, les échantillonnages moins intensifs sont eux plus variables, allant jusqu'à -55% et $+42\%$ pour l'échantillonnage irrégulier une fois toutes les deux semaines. Ces résultats indiquent donc qu'aller sur le terrain un jour sur deux semble être un bon compromis entre justesse de l'estimation et coût. Il est intéressant de remarquer que la régularité de l'échantillonnage n'est visiblement pas un paramètre important, ce qui suggère une facilité d'adaptation du protocole à ce niveau.

Perspectives d'amélioration des performances du modèle

Un premier axe d'amélioration du modèle est l'obtention, sur différents sites, de valeurs de paramètres, afin de comparer celles-ci aux premières estimations réalisées sur le site d'étude de la Nive. En cas de différences notables, il sera alors nécessaire de prendre en compte cette variabilité, et éventuellement de comprendre les facteurs expliquant celle-ci. On peut notamment penser à une variabilité de comportement selon les sites, liée ou non à des variables environnementales. Le cas échéant, maximiser l'hétérogénéité entre les sites suivis permettra de mieux comprendre les mécanismes engendrant les différences de

comportement observées. En parallèle de ces estimations de paramètres, la mise en œuvre de protocoles de CMR sur les sites suivis permettra de tester les performances du modèle, comme cela a été réalisé pour la Nive.

Un second axe d'amélioration est la modification du modèle selon les besoins des gestionnaires. En effet, s'il est nécessaire d'obtenir un modèle donnant des estimations suffisamment justes et précises, le protocole réalisé en routine (après la calibration sur d'autres sites précédemment citée) doit demeurer simple et en accord avec les contraintes des structures. Le modèle pourrait notamment s'appuyer sur un comptage du nombre de nids journaliers indépendamment de l'activité observée, et ce sans prise en compte de la présence ou non du nid lors d'un précédent comptage (pour éviter de devoir répertorier les nids déjà existants). Le modèle devra alors être ajusté en conséquence. Une meilleure définition des paramètres par rapport au site pourra par ailleurs améliorer les estimations finales et éventuellement permettre un suivi moins intensif qu'un jour sur deux (meilleur compromis avec le modèle actuel entre justesse et limitation des coûts). En plus de limiter les coûts de suivi sur un site donné, l'intérêt serait également de pouvoir suivre plus de sites au cours d'une même saison. Le modèle ici présenté, bien que déjà fonctionnel, se veut donc évolutif. Cette flexibilité est permise par la possibilité que l'utilisateur change les paramètres dans l'application, et par le partage libre (licence Creative Commons [CC BY-NC-SA](#)⁵) du code source.

5. La licence [CC-by-NC-SA 4.0](#) permet toute exploitation de l'œuvre (partager, copier, reproduire, distribuer, communiquer, réutiliser, adapter) par tous moyens, sous tous formats. Toutes les exploitations de l'œuvre ou des œuvres dérivées, sauf à des fins commerciales, sont possibles.

RÉFÉRENCES

- Beaumont, M. A. (2010). Approximate Bayesian Computation in evolution and ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 379-406. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144621>
- Chang, W., Cheng, J., Allaire, J., Xie, Y., & MvPherson, J. (2015). Package 'shiny' (1.7.2) [Logiciel]. <http://shiny.rstudio.com/>
- Csilléry, K., Blum, M. G. B., Gaggiotti, O. E., & François, O. (2010). Approximate Bayesian Computation (ABC) in practice. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(7), 410-418. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.04.001>
- Dhamelin court, M., Buoro, M., Rives, J., Sebihi, S., & Tentelier, C. (2021a). Individual and group characteristics affecting nest building in sea lamprey (*Petromyzon marinus* L. 1758). *Journal of Fish Biology*, 98(2), 557-565. <https://doi.org/10.1111/jfb.14601>
- Dhamelin court, M., Tentelier, C., & Elozegi, A. (2023). ABC model for estimating sea lamprey local population size using a simple nest count during the spawning season. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 424, 5. <https://doi.org/10.1051/kmae/2023002>
- Funk, W. C., Almeida-Reinoso, D., Nogales-Sornosa, F., & Bustamante, M. R. (2003). Monitoring population trends of *Eleutherodactylus* frogs. *Journal of Herpetology*, 37(2), 245-256. [https://doi.org/10.1670/0022-1511\(2003\)037\[0245:MPTOEF\]2.o.CO;2](https://doi.org/10.1670/0022-1511(2003)037[0245:MPTOEF]2.o.CO;2)
- Johnston, C. A., & Windels, S. K. (2015). Using beaver works to estimate colony activity in boreal landscapes. *The Journal of Wildlife Management*, 79(7), 1072-1080. <https://doi.org/10.1002/jwmg.927>
- Kruschke, J. K. (2010). What to believe : Bayesian methods for data analysis. *Trends in Cognitive Sciences*, 14(7), 293-300. <https://doi.org/10.1016/j.tics.2010.05.001>
- Lenormand, M., Jabot, F., & Deffuant, G. (2013). Adaptive approximate Bayesian computation for complex models. *Computational Statistics*, 28(6), 2777-2796. <https://doi.org/10.1007/s00180-013-0428-3>
- McClintock, B. T., & White, G. C. (2009). A less field-intensive robust design for estimating demographic parameters with Mark-resight data. *Ecology*, 90(2), 313-320. <https://doi.org/10.1890/08-0973.1>
- Morgan, B. J. T., North, P. M., Ralph, C. J., & Scott, J. M. (1983). *Estimating numbers of terrestrial birds*. *Biometrics*, 39(4), 1123. <https://doi.org/10.2307/2531357>
- Schwarz, C. J., & Seber, G. A. F. (1999). Estimating animal abundance : Review III. *Statistical Science*, 14(4), 427-456. <https://www.jstor.org/stable/2676809>

Conclusion

Le modèle mis en œuvre donne en l'état des estimations d'effectifs de lamproie marine cohérentes avec le modèle de capture-marquage-recapture, bien que significativement plus faibles pour le modèle ABC. Les paramètres influençant le plus l'estimation ont pu être identifiés et seront à déterminer en priorité sur d'autres sites d'étude que celui ayant servi à mettre en œuvre la version actuelle du modèle. L'application développée permet d'utiliser facilement le modèle et de l'adapter à d'autres sites où le comportement des individus serait différent. En plus de préciser les paramètres utilisés, le modèle pourra être modifié afin de correspondre au mieux aux besoins des structures de gestion, en permettant notamment de limiter le temps passé sur le terrain. À terme, cet outil pourrait être utilisé en routine sur plusieurs sites afin de compléter les suivis actuels réalisés notamment au niveau des stations de comptage. ■





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Automatisation de l'analyse de données des caméras acoustiques par un réseau de neurones convolutifs

François MARTIGNAC^{1,4}, Guglielmo FERNANDEZ-GARCIA^{1,2,4}, Thomas CORPETTI², Marie NEVOUX^{1,4}, Laurent BEAULTON^{3,4}

¹ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

² UMR LETG, CNRS-Université Rennes 2, Rennes, France.

³ Service Conservation et gestion durable des espèces exploitées, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

⁴ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : François MARTIGNAC, francois.martignac@inrae.fr

Les caméras acoustiques rendent possible l'accès à de nouvelles informations sur la biologie, la morphologie et le comportement de poissons migrateurs en rivière, tout en restant non intrusives. Elles enregistrent d'importants jeux de données dont l'analyse très chronophage pourrait être optimisée par des méthodes d'intelligence artificielle, telle que celle présentée dans cette étude. Le réseau de neurones convolutifs permet une détection automatique des poissons et se révèle prometteur pour identifier leur espèce.

Contexte et objectifs

Les méthodes hydroacoustiques sont des méthodes novatrices en plein développement à l'échelle nationale et internationale dans le cadre d'études environnementales et de suivi des populations de poissons. En effet, les avancées technologiques permettent d'augmenter la couverture du volume d'eau échantillonné, de maximiser la résolution des images ou encore de disposer d'outils de moins en moins volumineux, favorisant leur utilisation dans un maximum d'applications différentes, sans interférer ni avec le comportement, ni avec l'intégrité physique des poissons. L'avènement des caméras acoustiques, mises au point il y a une vingtaine d'années, illustre bien cette évolution : grâce aux très hautes fréquences utilisées et à l'augmentation du nombre de faisceaux, les données acoustiques enregistrées par ces outils sont projetées sous forme d'images dont la résolution est proche de celle d'une vidéo subaquatique. Ainsi, la morphologie et le comportement du poisson sont facilement observables sur les données, ce qui oriente l'identification de son espèce (Martignac *et al.*, 2015).

Cette technologie intéresse donc un public de plus en plus large à l'échelle internationale : la communauté scientifique, les gestionnaires des milieux aquatiques, les prestataires privés, tout comme les grandes sociétés privées qui doivent respecter les réglementations

relatives aux problématiques de continuité écologique. Cependant, malgré leurs nets avantages, les principales limites de ces méthodes restent le volume important des données enregistrées et, surtout, l'analyse de ces vidéos, très chronophage en l'absence d'outils automatiques de lecture des vidéos acoustiques. Différents outils ont été développés ces dernières années, mais aucune ne s'attache à simultanément détecter les passages de poissons et identifier plusieurs espèces (Wei *et al.*, 2022). Cette étude vise à développer une nouvelle méthode automatisée d'analyse d'images provenant de différentes caméras acoustiques par un réseau de neurones profonds. L'objectif est de détecter et classer les poissons par espèce, en créant un outil accessible à tous les utilisateurs de caméras acoustiques. Les caméras acoustiques DIDSON et ARIS, toutes deux développées par Sound Metrics Corp. (États-Unis) sont les deux modèles les plus utilisés à l'échelle internationale (Martignac *et al.*, 2015). Issues de deux générations différentes d'un même outil, les similarités des vidéos qu'elles enregistrent motivent le souhait de développer un outil d'analyse commun pour ces deux modèles. À l'avenir, l'outil pourrait être transposé à des caméras acoustiques qui produisent des images de taille et de résolution différentes (notamment, les caméra Oculus, Blueprint Subsea et BlueView, Teledyne Inc.), décrites dans l'encadré 1.

Jeux de données

Les réseaux de neurones profonds

Les algorithmes d'apprentissage profond (en anglais : « *Deep Learning* ») apprennent à reconnaître des patrons au sein de la donnée afin de la classifier (LeCun *et al.*, 2015). Ils ont prouvé leur utilité dans de nombreux domaines, notamment en écologie (Christin *et al.*, 2019 ; Lamba *et al.*, 2019). En effet, ils permettent de réduire le coût des calculs et de surmonter les problèmes numériques et conceptuels liés à la complexité des données et des phénomènes à analyser. Ils ont aussi des limites qui méritent d'être soulignées : ce sont des méthodes empiriques qui peuvent impliquer une perte de compréhension des phénomènes sous-jacents, et qui dépendent fortement de la qualité des données fournies au cours de la phase d'apprentissage (O'Neil, 2016). Il existe un nombre croissant de types de réseaux neuronaux, selon la structure différente des « neurones » et des « couches profondes » : les paramètres des « neurones » indivi-

duels sont en fait transmis à la « couche » suivante et le schéma de connexion définit l'architecture du réseau. On les appelle « réseaux convolutionnels » (CNN, *Convolutional Neural Network*), ces architectures dans lesquelles tous les paramètres des « neurones » d'une « couche » donnée sont transmis à tous les « neurones » de la « couche » suivante. Ce type de réseaux est particulièrement adapté à la détection d'objet, tant pour les images que pour la vidéo. Le réseau de neurones utilisé dans cette étude est un CNN appelé YOLO (Jocher, 2020), développé pour la reconnaissance d'objets au sein d'images.

Jeux de données d'entraînement

Afin d'entraîner un CNN, il est nécessaire de disposer d'un grand nombre d'images dans lesquelles des experts ont déjà identifié la présence (ou non) d'un objet d'intérêt et sa position. Ces jeux de données labellisés sont constitués d'un certain nombre d'images qui peuvent aller de quelques centaines à des milliers. En outre, pour

Encadré ① – Des modèles de caméras acoustiques adaptés à diverses applications.

Plusieurs modèles de caméras acoustiques sont actuellement disponibles et cette technologie tend à se démocratiser. Les quatre modèles de caméras acoustiques les plus couramment utilisées, regroupées en deux familles, seront présentées ici : celles qui favorisent la finesse de la résolution des images enregistrées (ou taille des pixels) et celles qui maximisent le volume échantillonné. Les caméras acoustiques les plus anciennes, les DIDSON et ARIS (Sound Metrics Corp., États-Unis), appartiennent à la première famille tandis que les BlueView (Teledyne Inc., CA, États-Unis) et Oculus (Blueprint Subsea, Royaume-Uni) à la seconde, grâce à une ouverture de leur champ de vision de 130° (contre 29° pour les DIDSON et ARIS). Chacune de ces caméras possède un mode basse-fréquence, qui maximise sa portée mais minimise sa résolution, et un mode haute fréquence qui maximise la résolution des images, sur une portée plus limitée. Le nombre de faisceaux, impactant la résolution, diffère également entre les modèles (tableau ①).

Tableau ① – Caractéristiques des quatre modèles de caméras acoustiques les plus couramment utilisés dans le cadre de suivis environnementaux (LF : basse fréquence ; HF : haute fréquence).

	DIDSON Std	ARIS 3000	BlueView M900-2250-130-Mk2	Oculus M750d
Constructeur	Sound Metrics C.	Sound Metrics C.	Teledyne Marine	Bleprint Subsea
Fréquences LF/HF (MHz)	1,10/1,80	1,80/3,00	0,90/2,25	0,75/1,20
Fenêtre max (m)	40/10	15/5	100/10	120/40
Nombre de faisceaux	48/96	128	768	512
Ouverture horizontale	29°	29°	130°	130°
Ouverture verticale	14°	14°	12°/20°	20°
Nombre maximal d'images par seconde	21	15	25	40
Dimensions (cm)	31 x 21 x 17	26 x 16 x 14	21 x 13 x 10	13 x 12 x 6
Poids (kg)	7,90	5,12	2,50	0,98
Coût	+++	+++	++	++

Par leurs différences de caractéristiques intrinsèques, l'utilisation de ces caméras peut différer. La résolution supérieure des DIDSON et ARIS favorise l'identification des espèces sur des critères morphologiques et le suivi d'individus de taille réduite à moyenne sur des fenêtres d'acquisitions réduites. À l'inverse, la détection et le suivi d'individus de taille importante (> 50 cm) sont facilités sur les caméras BlueView et Oculus, grâce à des volumes couverts bien plus importants. De plus, les caméras BlueView et Oculus permettent d'enregistrer un nombre d'images à la seconde plus important que les caméras DIDSON et ARIS, ce qui rend possible leur utilisation en mobile, à vitesse réduite. La portée, le nombre de faisceaux et le nombre d'images par seconde impactent le volume des fichiers enregistrés : les vidéos enregistrées par les caméras acoustiques BlueView et Oculus sont encore plus lourdes que celles enregistrées par les DIDSON et ARIS. Les logiciels de post-traitement des vidéos Sound Metrics sont nettement plus riches que ceux des deux autres caméras, qui ne sont que des lecteurs basiques. Enfin, les dimensions plus réduites des BlueView et Oculus, rendent leur maintenance plus facile par les opérateurs, et leur coût est nettement inférieur aux caméras Sound Metrics. Au regard de tous ces éléments, les caméras BlueView et Oculus sont à privilégier pour la détection et les suivis en temps réel d'individus de grande taille, alors que les caméras DIDSON et ARIS exploitent plus largement leurs avantages en utilisation fixe sur des acquisitions continues long-terme.

que les performances du modèle ne soient pas dépendantes des données d'apprentissage, il est important que les images choisies reflètent la variabilité des images auxquelles on souhaite appliquer le modèle. Cette diversité inclut ici, le type de caméra utilisée (DIDSON ou ARIS) avec leur disparité de résolution (figure 1), les différentes classes d'objet présents dans les données disponibles ainsi que leurs variations de morphologie, de comportement de nage, les distances entre le poisson et la caméra, les conditions environnementales lors de l'enregistrement (débits, turbidités). Pour assurer une bonne transposition du réseau de neurones à différents sites de suivi, les enregistrements utilisés proviennent de deux installations différentes. Des images sans aucun passage de poisson figurent également dans ce jeu de données.

Le jeu de données d'entraînement (tableau 2) se compose de plus de 6 800 images contenant des passages de poissons (3 280 images DIDSON, extraites de 41 vidéos; 3 540 images ARIS, extraites de 102 vidéos), complétées de 6 310 images vides (3 080 DIDSON et 3 230 ARIS). Les espèces sélectionnées sont celles qui vont être majoritairement recherchées par les utilisateurs français du réseau sur les données enregistrées par les caméras acoustiques, à savoir les stades adultes des saumons atlantiques (*Salmo salar*), anguilles européennes (*Anguilla anguilla*), lamproies marines (*Petromyzon marinus*) et silures glanes (*Silurus glanis*). Les espèces, qui sont difficiles à identifier de manière formelle, ou qui présentent un intérêt moindre en termes de gestion ou de connaissances scientifiques ont été regroupées dans une classe « autres espèces ». Le jeu de données est divisé en trois groupes distincts : i) un jeu d'entraînement, permettant l'optimisation du réseau de neurones à la détection de poissons (60% environ du jeu de données total); ii) un jeu de validation ayant pour but d'évaluer l'erreur du modèle pendant l'entraînement (20% du jeu de données total); iii) un jeu de test, permettant d'évaluer les performances du modèle à la fin de l'entraînement (20% du jeu de données total).

Évaluation des performances du réseau

L'efficacité du réseau en conditions réelles est évaluée en le déployant sur un jeu de données de validation. Celui-ci est composé de cent-quatre vidéos de quinze minutes de la caméra DIDSON et de quatre-vingt vidéos de dix minutes de la caméra ARIS pour un total de près de quarante heures de vidéos à cinq images par seconde. Dans ce jeu de données également, les vidéos sont variées, provenant de deux sites différents et de différentes périodes de l'année, avec sur chaque séquence un nombre variable de poissons, d'objets dérivants, de plantes aquatiques fixées sur le lit du cours d'eau. Un jeu de huit heures de vidéos sans aucun passage de poisson est ajouté à ce jeu de validation. Toutes ces vidéos ont été entièrement visionnées par un opérateur expérimenté qui a annoté chaque passage de poisson, identifié l'espèce lorsque celle-ci pouvait l'être avec certitude et évalué la classe de taille de l'individu (tableau 3). On considère que l'expert est efficace à 100% dans la détection comme dans l'identification des espèces de poissons. Aucune séquence de ces vidéos n'a été utilisée au cours de la phase d'apprentissage du modèle.

Les passages de saumons et d'anguilles, espèces à fort intérêt, sont volontairement beaucoup plus représentés

Figure 1 – Images extraites de vidéos enregistrées par les caméras acoustiques ARIS (à gauche) et DIDSON (à droite). Les cadres rouges identifient les échos renvoyés par deux poissons.

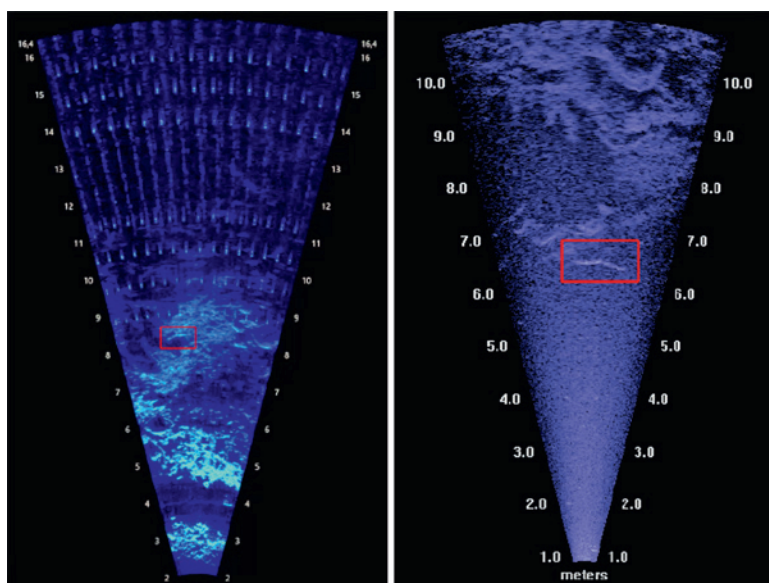


Tableau 2 – Répartition des images labellisées et du nombre de séquences vidéos en fonction des espèces identifiées et des modèles de caméras acoustiques dont elles sont extraites.

Classes	Interne		Externe	
	ARIS	DIDSON	ARIS	DIDSON
Anguilles européennes	845	583	26	5
Saumons atlantiques	648	846	27	11
Silures glanes	971	151	20	4
Lamproies marines	300	284	21	7
Autres espèces	772	1 420	8	14
Vides	3 232	3 077	38	10
Total	6 768	6 361	140	51

Tableau 3 – Répartition des objets détectés par l'opérateur entre les différentes classes dans le jeu de validation en fonction du type de caméra et de leur classe de taille (en cm).

Classes	Caméra	Taille du poisson (cm)				Total	
		20-40	40-60	60-80	> 80		
Anguilles européennes	DIDSON	0	14	15	3	32	112
	ARIS	13	52	15	0	80	
Saumons atlantiques	DIDSON	0	14	33	6	53	65
	ARIS	0	2	10	0	12	
Silures glanes	DIDSON	0	0	0	2	2	8
	ARIS	0	0	0	6	6	
Lamproies marines	DIDSON	0	0	0	2	4	5
	ARIS	0	0	0	1	1	
Autres espèces	DIDSON	315	506	30	2	853	1538
	ARIS	248	419	18	0	685	
Total	DIDSON	315	534	80	15	944	1728
	ARIS	261	473	43	7	784	

que ceux des silures et des lamproies dans le jeu de validation. Au total, les passages de 1 728 poissons ont été identifiés et décrits par l'opérateur (944 sur les fichiers DIDSON et 784 sur les fichiers ARIS, tableau 3).

Pipeline d'analyse des données

L'objectif de l'étude est de détecter les signaux renvoyés par des échos de poissons parmi le fort bruit présent dans les images enregistrées par les caméras acoustiques, et de pouvoir suivre l'intégralité du passage du poisson dans le faisceau. Ainsi, au-delà de l'analyse des données par le réseau de neurones, la méthode proposée lors de ce travail est de prétraiter les données grâce à de la vision par ordinateur classique pour aider le réseau de neurones à différencier le poisson du bruit de fond, puis d'introduire de la cohérence temporelle entre les détectations image par image appartenant à une même séquence vidéo. L'intégralité du pipeline¹ est présentée en figure 2.

Prétraitement des données

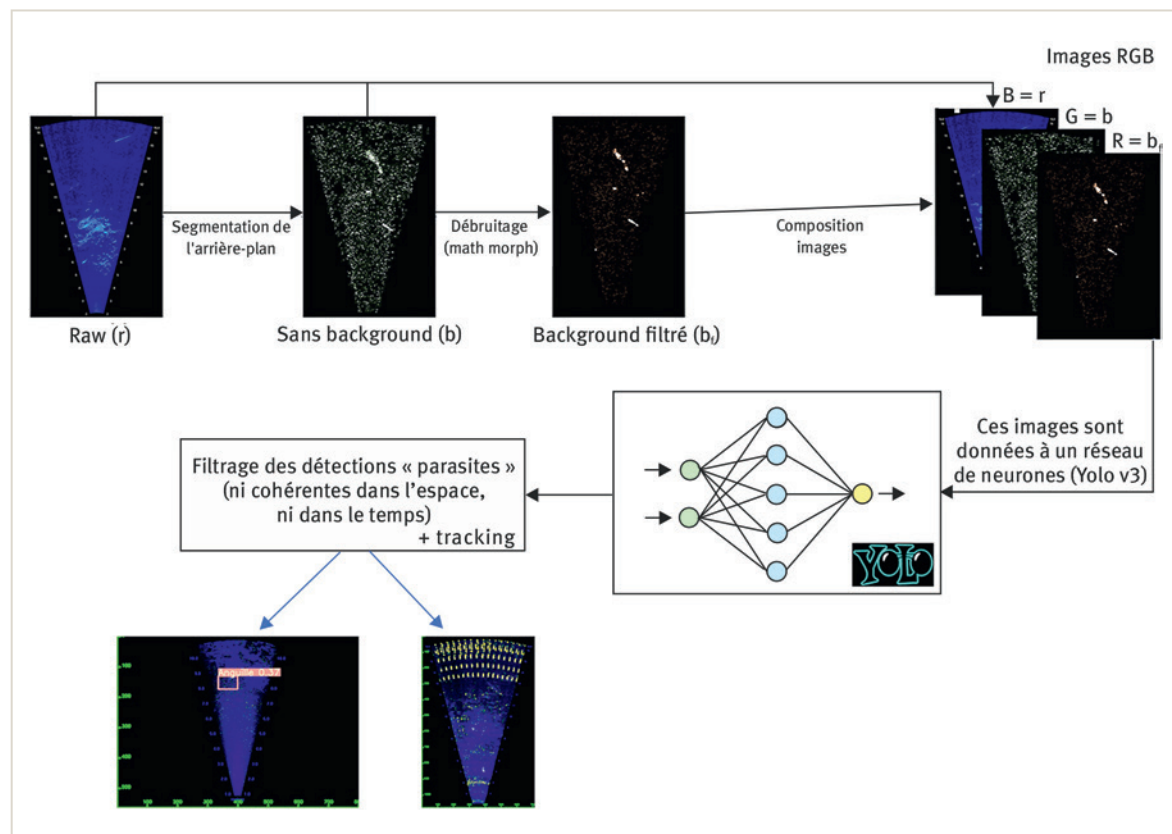
Suite à la conversion des données acoustiques au format vidéo, lors du prétraitement, celles-ci sont segmentées en images successives: le réseau de neurones analyse seulement les images des vidéos, et non les vidéos en elles-mêmes. Une réduction du bruit au sein de la donnée est nécessaire car les images contiennent beaucoup d'informations non désirables. En effet, le fond du cours d'eau émet un écho fixe avec une intensité plus importante

que celle d'un poisson, et peut donc gêner sa détection. Le prétraitement des images est réalisé en deux étapes: utilisation d'un mélange gaussien (Zivkovic et Van Der Heijden, 2006) puis un dé-bruitage utilisant un filtre médian (Ahmad et Sundararajan, 1987) et opérateur d'ouverture (Dougherty et Lotufo, 2003). Cela permet de garder uniquement les objets en mouvements sur notre image, et de masquer les informations non nécessaires pour le modèle. En recomposant une nouvelle image à partir de l'image initiale et des deux images créées par le prétraitement, on obtient une image trois canaux qui peut être fournie au réseau, favorisant son apprentissage et ses performances de détection.

Analyse des données par le réseau de neurones

Les trois images (ou image trois canaux) sont donc analysées par le réseau de neurones. En sortie, le modèle crée des labels de prédiction et des coordonnées de boîte englobante² pour chacune des détectations. Étant donné que le réseau de neurones analyse seulement les images distinctes et non pas les vidéos, il est possible que les détectations ne soient pas cohérentes entre deux images successives, et qu'un objet ne soit pas constamment détecté sur l'entière de son passage à la caméra (présence d'un débris, de détectations différentes entre les images ou détectations d'artefacts sur une seule image). La dernière partie du pipeline vise à remédier à ce problème, en sélectionnant uniquement les détectations cohérentes dans l'espace et le temps.

Figure 2 – Schématisation du pipeline développé pour analyser automatiquement les vidéos enregistrées par les caméras acoustiques.



1. Séquence d'étapes ou de processus automatisés mis en place pour traiter, transformer et analyser des données de manière séquentielle.
2. Contour rectangulaire tracé autour d'un objet ou d'une région d'intérêt dans une image.

Suivi du passage des poissons détectés

À chaque détection du modèle, l'algorithme de post-traitement va comparer les coordonnées de la boîte englobante pour l'image donnée avec les coordonnées de la boîte englobante pour la détection sur l'image suivante. Le post-traitement va uniquement conserver les détections qui se succèdent logiquement, réduisant ainsi le nombre de détections de faux positifs, ou détections d'objets n'étant pas des poissons. L'opérateur peut paramétrer le nombre minimum de détections successives à conserver pour considérer la présence d'un poisson, et le nombre d'images vides autorisées entre les détections. Ces deux seuils sont donc de nouveaux paramètres qu'il convient d'étudier et d'optimiser car ils peuvent être propres à chaque site ou à chaque espèce cible. Ils sont par défaut fixés à cinq détections successives minimum en autorisant jusqu'à trois images vides entre deux détections.

L'identification de l'espèce du poisson par post-traitement correspondra à la classe majoritairement prédite par le modèle tout au long de sa détection. Les deux autres classes les plus probables sont conservées en deuxième et troisième probabilité de classification. De plus, le sens de déplacement des poissons détectés par le modèle est calculé à partir des coordonnées de la première et de la dernière détection d'un individu.

Export des données

Au terme de l'analyse, une vidéo est récréée à partir des images brutes non prétraitées, en affichant les boîtes englobantes associées à chaque détection, ainsi que le label de la classe la plus probable tel qu'estimée par le réseau de neurones (et sa probabilité associée). Pour chacune des vidéos, est créé un tableur au format .csv décrivant les caractéristiques de chaque passage de poisson détecté.

Résultats : les performances du pipeline

Les résultats du déploiement du réseau de neurones sur le jeu de validation mettent en évidence qu'il est possible de bien détecter les passages de poissons sur les images enregistrées par les caméras acoustiques, bien que les performances soient très dépendantes de la taille des individus (tableau 4).

Plus la taille du poisson est importante, plus le taux de détection par le modèle est élevé (cf. « Toutes les données », tableau 4). Les performances du modèle, satisfaisantes pour les individus de plus de 60 cm, sont nettement inférieures pour détecter les plus petits individus (tableau 4). Il est important de souligner que dans ce jeu de données, les poissons « génériques », appartenant à des espèces qui ne sont pas ciblées pour les questions de recherche ou dont l'espèce ne peut pas être formellement identifiée, sont majoritaires (cf. « Autres espèces », tableau 5). Les résultats montrent également que les poissons mesurant entre 40 et 80 cm sont moins bien détectés sur les vidéos enregistrées par la caméra ARIS que sur les images enregistrées par la caméra DIDSON, ce qui peut s'expliquer par la différence de taille de la fenêtre d'enregistrement (jusqu'à 16 m pour les vidéos ARIS vs. 10 m pour les vidéos DIDSON) : pour une même taille, l'écho d'un poisson représentera moins de pixels et sera donc plus difficile à détecter pour l'algorithme sur les données ARIS.

Les performances d'identification des espèces par le réseau sont évaluées sur les passages de saumons atlantiques (n = 65) et des anguilles européennes (n = 112). Sur les quarante heures de vidéos, les résultats présentés dans le tableau 5 montrent que 77 % des passages de saumons sont bien détectés, mais seulement 55 % des individus sont correctement identifiés comme des saumons sur les trois classes les plus probables (37 % sur la classe la plus probable). Les performances du réseau sont sensiblement identiques entre les vidéos DIDSON et ARIS pour cette espèce. Si l'efficacité de détection des anguilles est du même ordre que celle des saumons sur les données DIDSON (75 %), elle est nettement moindre sur les données ARIS (60 %) (tableau 5). La proportion bien plus importante d'anguilles d'une taille inférieure à 60 cm sur le jeu de validation ARIS (80 % des individus contre 45 % sur les données DIDSON, tableau 5) peut expliquer les moindres performances du réseau sur les données ARIS. Le réseau performe cependant de façon similaire pour l'identification des anguilles entre les données DIDSON et ARIS : respectivement 78 % et 80 % des anguilles détectées sont bien classées comme anguille sur les trois classes les plus probables.

Pour vérifier que le modèle ne détecte pas trop d'objets qui ne sont pas des poissons des espèces ciblées, et qui seraient donc visionnés à tort par un opérateur chargé de valider les prédictions du réseau, il faut considérer le nombre de faux positifs, ou individus mal classés. Pour les anguilles comme pour les saumons, les taux de faux positifs sont extrêmement élevés (tableau 5). Bien que

Tableau 4 – Évolution du pourcentage de poissons bien détectés, en fonction de leur classe de taille et du modèle de caméra.

Réseau	Taille du poisson (cm)				Total
	20-40	40-60	60-80	> 80	
Toutes les données	35,7 %	45,3 %	71,5 %	87,5 %	42,7 %
Données DIDSON	29,3 %	55,4 %	76,5 %	86,7 %	45,7 %
Données ARIS	43,7 %	33,8 %	62,8 %	88,9 %	38,9 %

Tableau 5 – Identification des espèces d'intérêt dans le jeu de données de validation par le réseau de neurones en fonction du type de caméra.

		Effectif total	Effectif détecté	Top3	Top2	Top1	Class. Top3	Faux positifs	Précision Top3
DIDSON	Saumon	53	41 (77%)	29 (55%)	27 (51%)	19 (36%)	824	795	3,5 %
	Anguille	32	24 (75%)	17 (53%)	14 (44%)	11 (34%)	680	663	2,5 %
ARIS	Saumon	12	9 (75%)	7 (58%)	6 (50%)	5 (42%)	301	294	2,3 %
	Anguille	80	48 (60%)	39 (49%)	39 (49%)	29 (36%)	603	564	6,5 %

Top1 : l'espèce de l'individu est évaluée comme la plus probable par le modèle ; Top2 : l'espèce de l'individu est évaluée comme l'une des deux classes les plus probables par le modèle ; Top3 : l'espèce de l'individu est évaluée comme l'une des trois classes les plus probables par le modèle ; Faux positifs : nombre d'individus classés de façon erronée comme saumons ou anguilles dans l'une des trois classes les plus probables par le modèle ; Précision Top3 : pourcentage d'individus correctement classés parmi les individus classés comme saumons ou anguilles dans l'une des trois classes les plus probables par le modèle.

les résultats montrent que les anguilles sont moins bien détectées sur les données ARIS, leur taux de vrais positifs est le plus important ici, avec 6,5 % des anguilles prédites en étant réellement (39 individus sur 603 anguilles prédites, tableau 5).

Conclusions et perspectives

Le réseau de neurones entraîné dans le cadre de cette étude est capable de reconnaître des échos de poissons sur les images acoustiques, même isolées les unes des autres. L'ajout d'un algorithme assurant la cohérence temporelle entre les images favorise l'élimination de détections parasites et raffine les résultats du réseau pour mieux identifier les objets en mouvement. L'identification des espèces par le réseau de neurones est un challenge d'un niveau encore supérieur dont les résultats sont encourageants mais perfectibles. En effet, la validation par un opérateur des nombreux passages de poissons n'appartenant pas aux espèces ciblées reste toujours moins chronophage qu'une visualisation intégrale des chroniques vidéos. Cependant, le fort taux de faux positifs fait de cet outil une méthode, pour l'heure, seulement semi-automatique (Fernandez Garcia *et al.*, 2023), une validation par un opérateur restant une étape obligatoire pour s'assurer de la fiabilité des données quantitatives produites par le réseau. Pour améliorer significativement les performances du réseau, en termes de

taux de détection comme d'identification des espèces, il sera nécessaire d'inclure dès son entraînement les successions d'images issues du passage d'un même poisson pour que le modèle utilise le mode de nage de l'individu, son déplacement ou la déformation de son corps comme des critères de différenciation du bruit de fond ou d'une autre espèce, ce qu'une image fixe isolée ne permet pas de faire.

L'automatisation de la détection des passages de poissons amène également à la possibilité de collecter automatiquement des informations morphologiques importantes telles que la taille des individus par le biais d'algorithmes de segmentation sémantique³ notamment. Ces informations morphométriques pourraient ensuite améliorer les performances générales d'identification spécifique, en ajoutant de l'expertise biologique (par le biais de classes de taille, de phénologie) à l'analyse informatique. Enfin, des algorithmes d'adaptation de domaine sont susceptibles de transposer la méthode développée dans le cadre de cette étude à d'autres sites de suivi, d'autres espèces et d'autres modèles de caméra (BlueView, Oculus notamment), dont les caractéristiques sont décrites dans l'encadré 1. ■

3. La segmentation sémantique est une tâche de vision par ordinateur qui s'appuie sur un algorithme d'apprentissage profond afin de classer chaque pixel en lui associant une étiquette.

RÉFÉRENCES

- Ahmad, M., & Sundararajan, D. (1987). A fast algorithm for two dimensional median filtering. *IEEE Transactions on Circuits and Systems*, 34(11), 1364-1374. <https://doi.org/10.1109/TCS.1987.1086059>
- Christin, S., Hervet, É., Lecomte, N. (2019). Applications for deep learning in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 1632-1644. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13256>
- Dougherty, E. R., & Lotufo, R. A. (2003). *Hands-on morphological image processing (vol. 59)*. SPIE press, 290 p.
- Fernandez Garcia, G., Corpetti, T., Nevoux, M., Beaulaton, L., & Martignac, F. (2023). AcousticIA, a deep neural network for multi-species fish detection using multiple models of acoustic cameras. *Aquatic Ecology*, 57, 881-893. <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10004-2>
- Jocher, G. (2020). Yolo network from ultralytics LLC.
- Lamba, A., Cassey, P., Segaran, R. R., & Koh, L. P. (2019). Deep learning for environmental conservation. *Current Biology*, 29(19), R977-R982. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.016>
- LeCun, Y., Bengio, Y., & Hinton, G. E. (2015). Deep learning. *Nature*, 521(7553), 436-444. <https://doi.org/10.1038/nature14539>
- Martignac, F., Daroux, A., Bagliniere, J. L., Ombredane, D., & Guillard, J. (2015). The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries*, 16(3), 486-510. <https://doi.org/10.1111/faf.12071>
- O'Neil, C. (2016). Weapons of math destruction: How big data increases inequality and threatens democracy, Broadway Books.
- Wei, Y., Duan, Y., & An, D. (2022). Monitoring fish using imaging sonar: Capacity, challenges and future perspective. *Fish and Fisheries*, 23(6), 1347-1370. <https://doi.org/10.1111/faf.12693>
- Zivkovic, Z., & Van Der Heijden, F. (2006). Efficient adaptive density estimation per image pixel for the task of background subtraction. *Pattern Recognition Letters*, 27(7), 773-780. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.11.005>



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Peut-on utiliser l'ADN environnemental pour le suivi quantitatif des populations de poissons migrateurs ?

Erwan QUÉMÉRÉ¹, Zoé RAPHALEN¹, Anne-Laure BESNARD¹, Marine VAUTIER², Natacha NIKOLIC^{3,4}

¹ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

² UMR CARTEL, INRAE, Université Savoie Mont Blanc, Thonon-les-Bains Cedex, France.

³ ECOBIOP, Université de Pau et des Pays de l'Adour, INRAE, Saint-Pée-sur-Nivelle, France.

⁴ Université de Toulouse III Paul Sabatier, CRBE, CNRS, IRD, Toulouse France.

Correspondance : Erwan QUÉMÉRÉ, erwan.quemere@inrae.fr

Face au déclin alarmant des poissons migrateurs amphihalins, de nouvelles méthodes de suivi s'imposent. Cette étude explore le potentiel de l'ADN environnemental comme outil non invasif pour détecter et estimer la présence de plusieurs espèces emblématiques dans les cours d'eau français. Elle met en lumière à la fois les promesses et les limites de cette approche, en lien avec des facteurs environnementaux clés.

Introduction

Les espèces migratrices amphihalines, comme le saumon atlantique (*Salmo salar*), l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), ou la grande alose (*Alosa alosa*), alternent entre les milieux marins et d'eaux douces au cours de leur cycle de vie. Elles jouent un rôle écologique essentiel en transportant des nutriments d'origine marine vers les écosystèmes d'eau douce et sont des indicateurs clés de la qualité et de la continuité écologique des écosystèmes aquatiques (Merg *et al.*, 2020). Historiquement abondantes, ces espèces représentent un patrimoine naturel et culturel précieux et ont largement contribué au développement économique local, notamment par le biais de la pêche. Cependant, leurs populations ont fortement décliné au cours des dernières décennies en raison de multiples pressions anthropiques, telles que la fragmentation des cours d'eau, la dégradation des habitats, la surpêche et les effets du changement climatique (Merg *et al.*, 2020). Certaines espèces, comme l'anguille européenne, sont aujourd'hui classées « en danger critique d'extinction » par l'UICN¹.

Pour enrayer ce déclin, plusieurs initiatives ont été mises en œuvre en France. Le plan Saumon, lancé dans les

années 1970, ainsi que le décret « amphihalins » de 1994, ont conduit à la création de structures dédiées telles que les COGEPOMI et PLAGEPOMI², intégrées aux SDAGE³ dans le cadre de la directive cadre sur l'eau. Plus récemment, le Plan national pour les migrateurs amphihalins (PNMA, 2022) est venu renforcer ces dispositifs, en mettant l'accent sur la restauration des habitats et l'amélioration de la continuité écologique.

Malgré ces efforts, le suivi des populations reste insuffisant. Seuls quelques fleuves côtiers français sont équipés de stations de contrôle ou de systèmes de vidéo-comptage permettant un suivi quantitatif régulier des espèces amphihalines. Dans la majorité des cours d'eau, les suivis se limitent, au mieux, à des indices d'abondance issus de campagnes de pêche électrique ou de piégeage. Ces méthodes ont plusieurs inconvénients : elles sont invasives, coûteuses en ressources humaines et matérielles, et se concentrent principalement sur les zones amont des bassins versants, généralement peu larges et peu profondes. De plus, elles fournissent peu de données pour certaines espèces patrimoniales ou d'intérêt pour la conservation, tels que les aloses, les lamproies et l'anguille (André *et al.*, 2018).

1. Union internationale pour la conservation de la nature.

2. Les comités de gestion des poissons migrateurs (COGEPOMI) mettent en œuvre les plans de gestion des poissons migrateurs (PLAGEPOMI).

3. Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux.

Ces limitations ont suscité un intérêt croissant pour les méthodes basées sur l'analyse de l'ADN environnemental (ADNe), qui détectent les traces d'ADN libéré par les organismes dans leur milieu. Ces techniques ont connu un essor considérable au cours des dix dernières années, en raison de leur capacité accrue à détecter les espèces et inventorier les communautés (Blackman *et al.*, 2024). Elles sont désormais largement utilisées pour la surveillance d'espèces menacées ou invasives (Biggs *et al.*, 2015), et bénéficient du soutien tant de la communauté scientifique que de certaines agences gouvernementales, en complément ou alternative des méthodes classiques (Pawlowski *et al.*, 2021).

Cependant, l'un des grands défis est d'évaluer la capacité de l'ADNe à estimer de manière fiable l'abondance ou la biomasse des organismes, des données essentielles pour la gestion des populations (Yates *et al.*, 2023). La dispersion et la dégradation de l'ADNe dans le milieu dépendent de nombreux paramètres, à la fois biotiques comme le métabolisme des espèces (Thalinger *et al.*, 2021) et abiotiques tels que la température, le débit, le pH ou l'intensité lumineuse (Rourke *et al.*, 2022 pour une revue récente de ces facteurs). Ainsi, les conditions hydrologiques locales peuvent affecter la persistance et la concentration d'ADNe en modifiant sa dilution ou sa rétention dans certains habitats (Capo *et al.*, 2019). Ces facteurs peuvent limiter la comparabilité des résultats

entre différents habitats ou périodes de l'année. Une standardisation rigoureuse des protocoles d'échantillonnage et d'analyse est donc nécessaire (Beentjes *et al.*, 2019 ; Takahashi *et al.*, 2023) et l'intégration de données environnementales et biologiques dans des modèles prédictifs pourrait améliorer la précision des estimations d'abondance (Urban *et al.*, 2022). En somme, l'ADNe est un outil non invasif prometteur pour le suivi et la gestion des populations aquatiques, mais des recherches complémentaires sont nécessaires pour surmonter les incertitudes méthodologiques et écologiques associées à son application.

C'est dans ce contexte que nous avons entrepris de développer des indicateurs basés sur l'ADNe pour évaluer la présence et l'abondance de cinq espèces de poissons migrateurs amphihalins : le saumon, la truite de mer, l'aloise, la lamproie marine et l'anguille. L'objectif principal était de déterminer si les concentrations d'ADNe détectées dans l'eau pouvaient refléter de manière fiable l'abondance réelle de ces espèces. Pour tester la robustesse de ces indicateurs face aux variations environnementales, des prélèvements ont été réalisés dans des fleuves présentant des tailles, des caractéristiques hydro-morphologiques et des conditions saisonnières diverses.

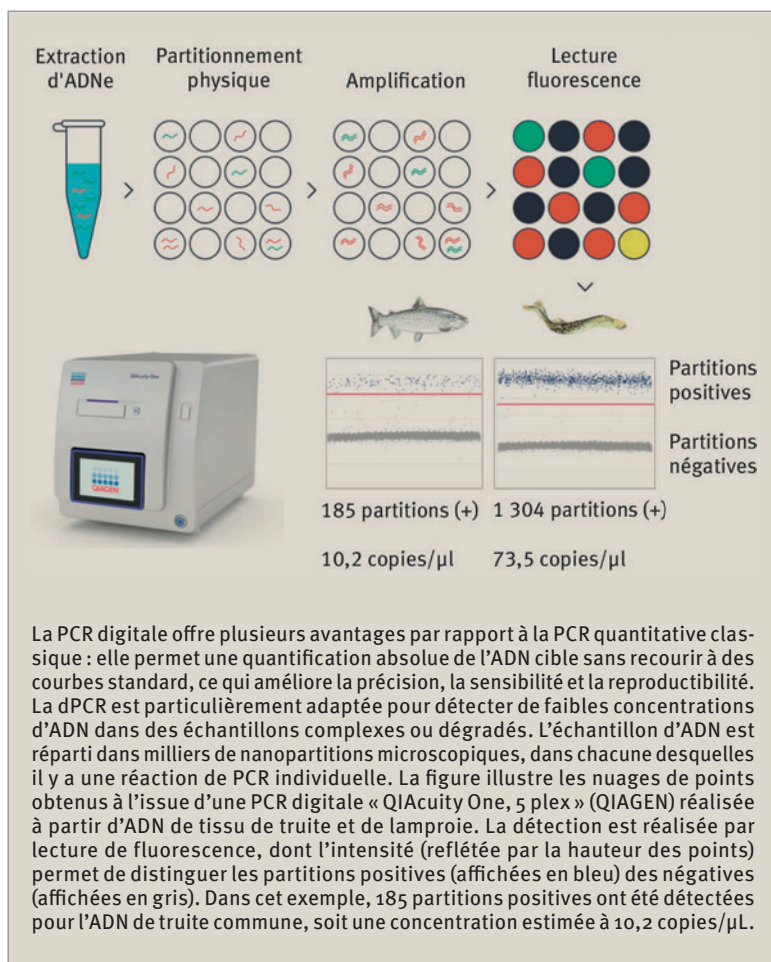
Conception et validation de marqueurs génétiques

Il existe deux grandes familles d'approches moléculaires pour l'analyse de l'ADNe : les approches « multi-spécifiques » comme le « *metabarcoding* » qui reposent sur des méthodes de PCR et des technologies de séquençage haut-débit pour caractériser les espèces présentes dans un échantillon grâce à des marqueurs génétiques génériques et les approches dites « spécifiques ». Ces dernières s'appuient sur la « PCR quantitative » (qPCR) ou la « PCR digitale » (dPCR) pour détecter et quantifier l'ADN d'une espèce précise en ciblant des séquences d'ADN propres à cette espèce.

Le *metabarcoding* est particulièrement adapté pour inventorier les communautés sans a priori, mais il fournit une estimation souvent peu fiable des proportions relatives d'ADN par espèce, en raison des biais d'amplification et de séquençage. Pour contourner ces limitations, nous avons opté pour la dPCR, qui permet une quantification absolue du nombre de copies d'ADN via la partition de l'échantillon en des milliers de micro-réactions indépendantes, éliminant ainsi la dépendance aux courbes d'étalonnage (Hindson *et al.*, 2013) (encadré 1).

Pour chacune des cinq espèces cibles (*Salmo salar*, *Salmo trutta*, *Alosa spp.*, *Petromyzon marinus*, *Anguilla anguilla*), nous avons conçu, à l'aide d'analyse *in silico*, des jeux d'amorces et de sondes spécifiques ciblant des courtes régions d'ADN mitochondrial. Nous avons ensuite vérifié sur les bases de données publiques en ligne, l'absence théorique d'amplification d'ADNe d'autres espèces sympatriques. Ces marqueurs ont ensuite été validés en conditions contrôlées sur des mélanges d'ADN extraits de tissus des cinq espèces afin de vérifier l'absence d'amplification croisée, d'évaluer la répétabilité des mesures de dPCR et le seuil de détection optimal pour chaque marqueur. Des tests complémentaires ont également été menés en conditions

Encadré 1 – La PCR digitale, une méthode précise d'estimation des concentrations d'ADNe dans l'eau.



semi-contrôlées sur des filtrats d'eau prélevés dans des bassines (60 litres d'eau de l'Oir, affluent de la Sélune), où des juvéniles de truites, de saumons et d'anguilles avaient été placés. Ces différents tests ont révélé que le marqueur « saumon » était moins sensible que les autres marqueurs. De plus, ils ont montré que les concentrations d'ADN mesurées étaient plus élevées lorsque les extraits d'ADN du filtrat d'eau étaient dilués, suggérant la présence de substances inhibitrices de la PCR, probablement dues à une charge élevée de matière organique dans l'Oir au moment des prélèvements. Ces résultats soulignent l'importance d'une optimisation spécifique à chaque marqueur, notamment via des tests d'efficacité, et d'une caractérisation fine des effets « matrice » lors de l'échantillonnage.

Est-ce que les marqueurs d'ADNe détectent efficacement les poissons migrateurs en milieu naturel ?

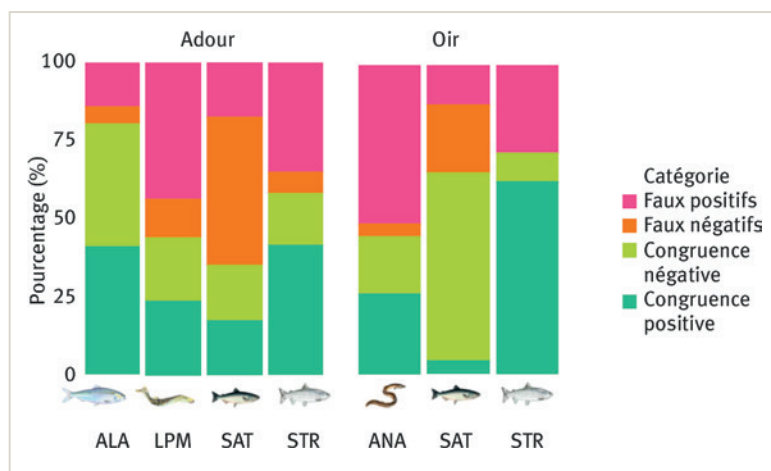
Des campagnes de prélèvements par filtration d'ADNe ont été réalisées entre juillet 2022 et septembre 2023 sur cinq fleuves équipés de stations de comptage : l'Oir (affluent de la Sélune), la Bresle, le Scorff, la Nivelles (gérées par l'ORE DiaPFC⁴) et l'Adour (Migradour) (encadré 2 et Raphalen *et al.*, 2024 pour les détails de la stratégie d'échantillonnage et des paramètres collectés). Les données de comptage, par piégeage ou vidéo, permettent d'estimer, tout au long de l'année, l'abondance de poissons traversant la station lors de leur montaison. Pour chacun des fleuves, plusieurs sites de prélèvement d'eau ont été choisis, situés de quelques centaines de mètres à plusieurs kilomètres en

amont des stations de comptage. Lors de chaque prélèvement, les opérateurs de terrain ont collecté différents paramètres physico-chimiques susceptibles d'agir sur la vitesse de transport et de dégradation de l'ADNe, comme la vitesse du courant, la turbidité, le pH et la température.

L'analyse de la concordance entre les données de détection des espèces obtenues à partir des marqueurs d'ADNe et les observations réalisées aux stations de comptage ont révélé une forte variabilité selon les fleuves et les espèces (figure 1). Pour l'aloise sur l'Adour et la Nivelles, l'espèce

4. Observatoire de recherche en environnement « Poissons diadromes dans les fleuves côtiers ».

Figure 1 – Concordance entre les données de détection des espèces avec les marqueurs d'ADNe et les observations de poissons à la station de comptage sur l'Adour et l'Oir (présence/absence lors des sept derniers jours précédant la filtration).



Encadré 2 – Comment échantillonner l'ADNe dans l'eau ?

Quel filtre (taille des pores, surface et composition) ? Quel temps et volume de filtration ? Combien de réplicats ? Ces questions illustrent un problème majeur dans les protocoles d'échantillonnage d'ADNe : le manque de standardisation ou de recommandations claires pour adapter le protocole en fonction de la question, des modèles biologiques et des conditions environnementales. Il est souvent difficile de faire un choix, d'autant que la littérature scientifique et les compagnies privées proposent une grande diversité d'approches, avec des volumes filtrés qui vont de quelques centaines de millilitres à plusieurs dizaines de litres d'eau. Le choix du matériau du filtre (par exemple, polyéthylène sulfoné – PES ou nylon) joue également un rôle clé dans l'efficacité de la récupération de l'ADN, influençant directement les résultats.

Pour cette étude, il nous fallait une solution standard applicable à tous les sites et toutes les périodes de filtration. Nous avons donc opté pour des capsules WATERRA intégrant un filtre PES de 0,45 micron avec une surface de 600 cm². Ces capsules ont permis de filtrer entre 6 et 30 litres d'eau même dans les cas où l'eau était chargée en sédiments et/ou particules organiques, là où d'autres filtres plus petits colmataient très rapidement. Nous avons fourni à chaque opérateur des petites pompes à membranes fabriquées maison, alimentées par des batteries lithium 12 volts installées dans des caissons étanches. Les capsules de filtration sont connectées aux pompes par un système de tuyaux semi-rigides et d'adaptateurs facilement interchangeables entre les sites, permettant de limiter les risques de contamination.

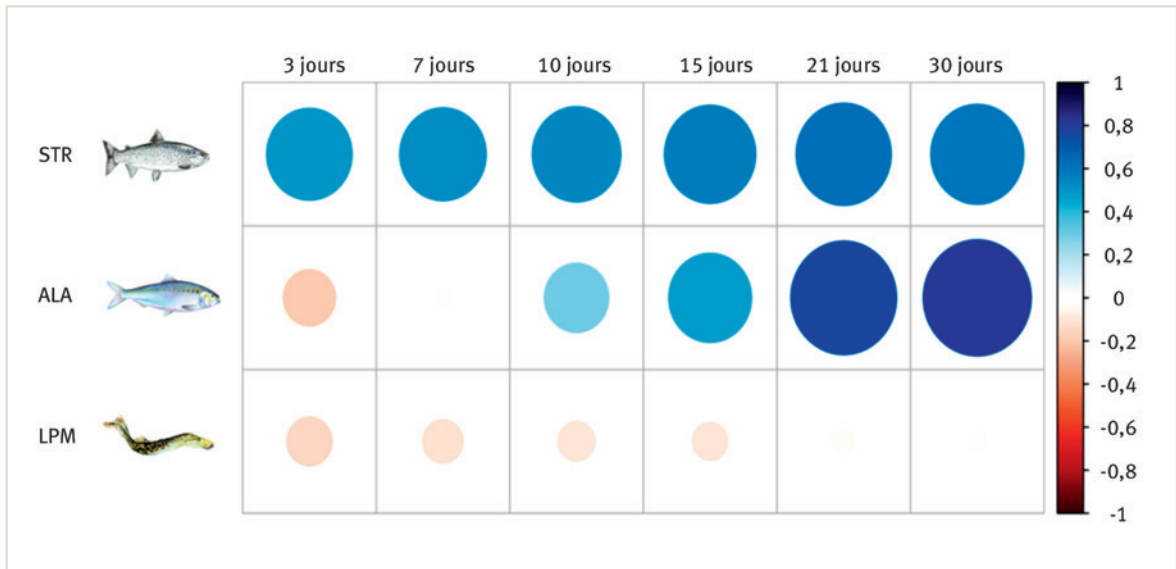


À gauche : vue de l'intérieur de la pompe.
À droite : filtration d'ADNe par Anaïs Paulin-Fayolle (INRAE Ecobiop) sur l'Adour.



Accéder à la vidéo de démonstration : <https://youtu.be/lzdFMLZ7j4?si=2v94sfWsAtZpUtl>

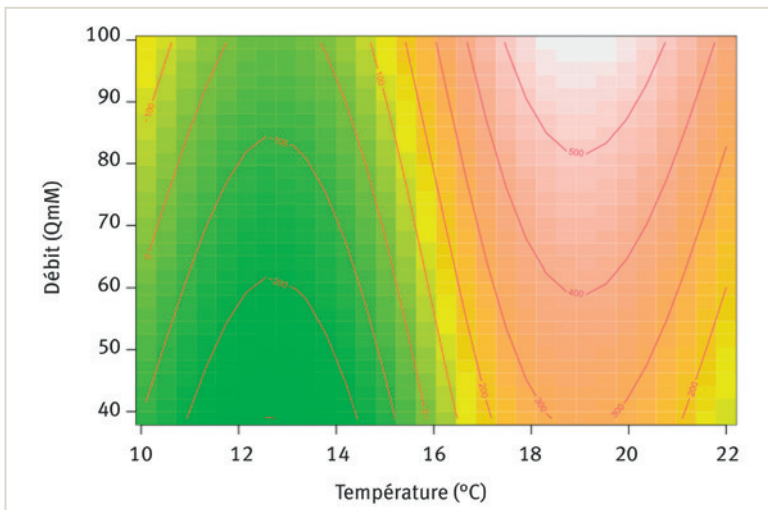
Figure 2 – Corrélation entre le cumul d'observations à la station de comptage de l'Adour (Massey) et les concentrations d'ADNe de truite commune (STR), alose (ALA) et lamproie marine (LPM). Les corrélations ont été calculées en considérant le cumul d'observations pendant 3, 7, 10, 15, 21 ou 30 jours.



a été détectée dans plus de 80 % des cas, alors que sur le Scorff aucun signal à partir d'ADNe n'a été observé, bien que plus de 80 individus ont traversé le piège du Moulin des Princes à la fin du printemps 2023. Ce dernier résultat pourrait s'expliquer par l'éloignement des sites de prélèvement d'ADNe — situés à plus de 10 km des zones de fraie connues. Concernant la truite commune, la détectabilité est satisfaisante sur la Bresle, l'Oir et l'Adour, mais demeure là encore relativement faible sur le Scorff. De plus, un certain nombre de faux positifs sont présents et correspondent aux cas où de l'ADNe de truite est détecté alors qu'aucun poisson n'a été recensé à la station de comptage durant les sept jours précédents. Ces faux positifs peuvent être liés à l'accumulation en amont de truites de mer qui sont remontées les semaines

précédentes ou à la présence de populations sédentaires de truite fario, qui libèrent de l'ADNe qui transite vers l'aval. Pour la lamproie et l'anguille, on retrouve également entre 20 et 30 % de faux positifs selon les fleuves et les sites de filtration. Les prélèvements d'ADNe ne sont pas forcément synchrones avec les pics de montaison des espèces et ces résultats montrent que la détection d'ADNe reflète des dynamiques complexes, liées à la phénologie des espèces (présence de juvéniles, cycles de montaison/dévalaison) et la distance entre les habitats et les sites de filtration. Pour le saumon atlantique, comme attendu après les tests en conditions contrôlées, le marqueur d'ADNe utilisé manque de sensibilité et l'espèce est mal détectée même sur l'Adour où plus de 600 individus ont pourtant été dénombrés à la station de Massey entre mi-mai et fin-juillet 2023.

Figure 3 – Effet de la température de l'eau et du débit sur les concentrations d'ADNe sur l'Adour. Le gradient de couleur indique l'intensité de la réponse prédite par le modèle GAM (*Generalized Additive Model*) dans les différentes conditions de température et de débit.



Relation entre quantité d'ADNe et abondance des espèces

Sur la plupart des fleuves, nous avons observé des pics de concentration d'ADNe d'intensité variable à la fin du printemps ou au début de l'été, coïncidant avec les pics de montaison de truites ou des aloses. Ces pics d'ADNe apparaissent parfois décalés dans le temps et la corrélation entre la concentration d'ADNe et l'abondance est nettement meilleure lorsque l'on prend en compte le cumul d'observations sur plusieurs semaines (figure 2). La capacité de la méthode testée ici à mesurer des concentrations d'ADNe, reflétant l'abondance des poissons migrateurs, varie beaucoup entre les fleuves et les périodes de l'année, probablement en raison des variations des conditions hydrologiques et physico-chimiques. Ainsi, les marqueurs d'ADNe peinent à détecter et à quantifier les populations de civelles et juvéniles de truite au début du printemps (mars-avril). Cette faible performance des marqueurs d'ADNe au printemps pourrait être liée à l'augmentation de la turbidité à cette période, notamment sur l'Oir et le Scorff.

En effet, l'accumulation de matières organiques dans les capsules de filtration constitue un défi majeur pour la gestion de substances inhibitrices de PCR. Il est donc nécessaire de développer d'autres protocoles d'extraction d'ADNe capables d'éliminer plus efficacement ces composés inhibiteurs.

Ces faibles signaux ADNe au début du printemps pourraient également s'expliquer par l'augmentation des débits des fleuves, qui dilue mécaniquement l'ADNe et réduit sa concentration par litre d'eau filtrée, par rapport à l'été (Rourke *et al.*, 2022). La solution pourrait consister à standardiser les mesures de concentration en fonction du débit. Cependant, le débit n'est pas le seul facteur influençant la concentration d'ADNe. La température de l'eau, qui influe sur l'activité métabolique et microbiologique, varie selon les saisons et semble jouer un rôle clé dans la libération et la persistance de l'ADNe. Ainsi sur l'Adour, on a observé des concentrations optimales d'ADNe pour des plages de température intermédiaire, autour de 18°C (figure 6). Pour mieux comprendre les liens complexes entre la quantité d'ADNe et l'abondance des espèces, il est donc impératif de modéliser conjointement l'effet du débit et de la température.

Par ailleurs, nous avons également observé des différences notables entre les espèces et les sites d'échantillonnage d'un même fleuve, sans qu'il soit possible d'identifier clairement les causes de ces variations. Ces disparités pourraient être dues à des spécificités écologiques ou comportementales des espèces, ainsi que par des particularités des sites, comme la distance par rapport aux habitats clés ou les conditions locales. Pour aller plus loin, il est nécessaire de développer des modèles spécifiques à chaque espèce avec des stratégies d'échantillonnage mieux adaptées à leur cycle de vie (période de montaison/dévalaison) et leurs habitats.

Conclusion

Cette étude constitue une première étape dans le développement d'outils d'ADNe visant à détecter et évaluer l'abondance des poissons migrateurs dans des contextes environnementaux variés. Les résultats mettent en évidence des perspectives prometteuses, comme la détection par l'ADNe de pics de montaison d'alose et de truite, mais soulignent également plusieurs défis majeurs à relever pour permettre une application à grande échelle. En effet, la capacité à détecter et quantifier les espèces varie considérablement entre les sites d'études, ce qui souligne la nécessité d'adapter les protocoles en fonction des conditions environnementales spécifiques.

Les marqueurs d'ADNe conçus et validés permettent une détection des cinq espèces cibles (truite commune, saumon atlantique, lamproie marine, anguille européenne et alose spp.) en conditions contrôlées. Toutefois, leur sensibilité varie considérablement, notamment pour le marqueur ciblant l'ADNe de saumon, qui s'est avéré peu efficace, quelle que soit l'abondance ou les conditions environnementales. Il est donc nécessaire de tester d'autres couples d'amorces/sondes pour en trouver des plus sensibles.

Les protocoles de filtration utilisés ont démontré leur efficacité, notamment leur capacité à filtrer des volumes importants d'eau, même en présence de matière organique. Cependant, des problèmes d'inhibition de PCR

liés à l'accumulation de substances organiques et de sédiments persistent. Ces problèmes d'inhibitions pourraient être atténués avec des protocoles d'extraction optimisés pour ces matrices complexes et des ajustements dans la conservation des échantillons, notamment en les maintenant à basse température et réduisant des délais entre le prélèvement et l'analyse.

Les variations saisonnières et hydrologiques, telles que la turbidité et le débit des fleuves, influencent significativement les concentrations d'ADNe mesurées. Par exemple, les faibles concentrations observées au printemps pourraient être attribuées à l'augmentation des débits, qui dilue l'ADNe, et à une turbidité élevée qui complique la détection des espèces par dPCR. Une standardisation des mesures en fonction de ces variables est essentielle pour améliorer la comparabilité des résultats entre sites et saisons.

Enfin, cette étude démontre que l'ADNe peut compléter les méthodes traditionnelles de suivi, notamment pour les espèces comme la lamproie marine et l'anguille, pour lesquelles les données d'abondance à l'échelle nationale sont rares. Toutefois, la stratégie d'échantillonnage doit être ajustée pour mieux suivre les dynamiques de montaison et de dévalaison, avec des fréquences de prélèvement accrues autour des pics migratoires. En somme, pour que l'ADNe devienne un outil standardisé et fiable, il est indispensable de développer des modèles intégrant les dynamiques hydrologiques, la structure des habitats et les cycles de vie des espèces cibles. Cela nécessite également une collaboration renforcée avec les gestionnaires et le développement d'infrastructures publiques adaptées pour répondre aux besoins opérationnels et garantir une mise en œuvre efficace à grande échelle. ■

REMERCIEMENTS

Nous remercions chaleureusement l'ensemble des personnes ayant contribué à la collecte des échantillons sur les différents sites : Jean-Pierre Destouches, Richard Delanoë et Julien Tremblay (INRAE U3E, Oir), Nicolas Jeannot, Fabien Quendo et Yoann Guilloux (INRAE U3E, Scorff), Brice Sauvaget, Gérard Eriau et Cédric Briand (EPTB, Vilaine), Anaïs Bernardin, Aurélie Flesselle et Lucie Lecoer (INRAE U3E, Bresle), ainsi que Frédéric Lange, Stéphane Glise, Anaïs Paulin-Fayolle et Aurélie Manicki (INRAE Ecobiop, Gave d'Oloron et Nivelle). Nous remercions également Dominique Huteau (INRAE U3E) et Flavie Amilien (INRAE DECOD) pour la conception des pompes et la préparation des tampons de conservation.

EN SAVOIR PLUS...

Lacoeuilhe, A., Hérard, K., Poncet, L., & Tourout, J. (2024). Intérêts et enjeux de l'utilisation de l'ADN environnemental pour l'inventaire, le suivi et la surveillance de la biodiversité des milieux dulcicoles, marins et terrestres. Patrinat (OFB-CNRS-MNHN), Paris. <https://hal.science/hal-04561160>

Pawlowski, J., Apothéoz-Perret-Gentil, L., & Altermatt, F. (2020b). Environmental DNA : What's behind the term ? Clarifying the terminology and recommendations for its future use in biomonitoring. *Molecular Ecology*, 29(22), 4258-4264. <https://doi.org/10.1111/mec.1564>

Raphalen, Z., Vautier, M., Besnard, A. L., Nikolic, N., & Quéméré, E. (2024). Développement d'indicateurs d'abondance basés sur l'ADNe pour un suivi non-invasif et à large échelle des poissons migrateurs. Rapport final – Fiche POLE OFB-INRAE MIAME.

URycki, D. R., Kirtane, A. A., Aronoff, R., Avila, C. C., Blackman, R. C., Carraro, L., Evrard, O., Good, S. P., J, D. C. H., López-Rodríguez, N., Mora, D., Schadowell, Y., Schilling, O. S., & Ceperley, N. C. (2024). A new flow path : eDNA connecting hydrology and biology. *Wiley Interdisciplinary Reviews Water*, 11(6). <https://doi.org/10.1002/wat2.1749>

RÉFÉRENCES

- André, G., Guillaume, N., Sauvadet, C., Diouach, O., Chapon, P. M. & Beaulaton, L. (2018). *Synthèse sur la répartition des lamproies et des aloses amphihalines en France* [PhD Thesis, AFB; INRA]. <https://hal.science/hal-03006782/>
- Atkinson, S., Carlsson, J. E., Ball, B., Egan, D., Kelly-Quinn, M., Whelan, K., & Carlsson, J. (2018). A quantitative PCR-based environmental DNA assay for detecting Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquatic Conservation Marine And Freshwater Ecosystems*, 28(5), 1238-1243. <https://doi.org/10.1002/aqc.2931>
- Beentjes, K. K., Speksnijder, A. G. C. L., Schilthuizen, M., Hoogeveen, M., & Van Der Hoorn, B. B. (2019). The effects of spatial and temporal replicate sampling on eDNA metabarcoding. *PeerJ*, 7, e7335. <https://doi.org/10.7717/peerj.7335>
- Biggs, J., Ewald, N., Valentini, A., Gaboriaud, C., Dejean, T., Griffiths, R. A., Foster, J., Wilkinson, J. W., Arnell, A., Brotherton, P., Williams, P., & Dunn, F. (2014). Using eDNA to develop a national citizen science-based monitoring programme for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Biological Conservation*, 183, 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.029>
- Blackman, R., Couton, M., Keck, F., Kirschner, D., Carraro, L., Cereghetti, E., Perrelet, K., Bossart, R., Brantschen, J., Zhang, Y., & Altermatt, F. (2024). Environmental DNA : The next chapter. *Molecular Ecology*, 33(11). <https://doi.org/10.1111/mec.17355>
- Capo, E., Spong, G., Norman, S., Königsson, H., Bartels, P., & Byström, P. (2019). Droplet digital PCR assays for the quantification of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from environmental DNA collected in the water of mountain lakes. *PLoS ONE*, 14(12), e0226638. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226638>
- Hindson, C. M., Chevillet, J. R., Briggs, H. A., Gallichotte, E. N., Ruf, I. K., Hindson, B. J., Vessella, R. L., & Tewari, M. (2013). Absolute quantification by droplet digital PCR versus analog real-time PCR. *Nature Methods*, 10(10), 1003-1005. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2633>
- Merg, M., Dézerald, O., Kreutzenberger, K., Demski, S., Reyjol, Y., Usseglio-Polatera, P., & Belliard, J. (2020). Modeling diadromous fish loss from historical data : Identification of anthropogenic drivers and testing of mitigation scenarios. *PLoS ONE*, 15(7), e0236575. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236575>
- Pawlowski, J., Bonin, A., Boyer, F., Cordier, T., & Taberlet, P. (2021). Environmental DNA for biomonitoring. *Molecular Ecology*, 30(13), 2931-2936. <https://doi.org/10.1111/mec.1602>
- PNMA. 2022. Plan National en faveur des Migrateurs Amphihalins. Version du 11 février 2022. Ministère de la Transition Écologique. https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/pdf/PNMA_Projet-Approuve_11_02_2022_VDD.pdf
- Rourke, M. L., Fowler, A. M., Hughes, J. M., Broadhurst, M. K., DiBattista, J. D., Fielder, S., Walburn, J. W., & Furlan, E. M. (2021). Environmental DNA (eDNA) as a tool for assessing fish biomass : A review of approaches and future considerations for resource surveys. *Environmental DNA*, 4(1), 9-33. <https://doi.org/10.1002/edn3.185>
- Takahara, T., Taguchi, J., Yamagishi, S., Doi, H., Ogata, S., Yamanaka, H., & Minamoto, T. (2020). Suppression of environmental DNA degradation in water samples associated with different storage temperature and period using benzalkonium chloride. *Limnology And Oceanography Methods*, 18(8), 437-445. <https://doi.org/10.1002/lom3.10374>
- Thalinger, B., Rieder, A., Teuffenbach, A., Pütz, Y., Schwerte, T., Wanzenböck, J., & Traugott, M. (2021). The Effect of Activity, Energy Use, and Species Identity on Environmental DNA Shedding of Freshwater Fish. *Frontiers In Ecology And Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.623718>
- Urban, P., Bekkevold, D., Hansen, B. K., Jacobsen, M. W., Nielsen, A., & Nielsen, E. E. (2022). Using eDNA to estimate biomass of bycatch in pelagic fisheries. *Environmental DNA*, 6(1). <https://doi.org/10.1002/edn3.377>
- Yates, M. C., Furlan, E., Thalinger, B., Yamanaka, H., & Bernatchez, L. (2023). Beyond species detection—leveraging environmental DNA and environmental RNA to push beyond presence/absence applications. *Environmental DNA*, 5(5), 829-835. <https://doi.org/10.1002/edn3.459>



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Microchimie comparative des otolithes et des écailles de saumon Atlantique (*Salmo salar*)

Matthias VIGNON^{1,2}, Gilles BAREILLE³, Christophe PEYCHERAN³, Hélène TABOURET³

¹ ECOBIOP, Université de Pau et des Pays de l'Adour, INRAE, Saint-Pée-sur-Nivelle, France.

² Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leurs Environnements, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

³ IPREM, UPPA, CNRS, Pau, France.

Correspondance : Matthias VIGNON, matthias.vignon@univ-pau.fr

*Identifier les migrants parmi les populations de saumon atlantique (*Salmo salar*) revêt une importance capitale, car leur dispersion peut contribuer à renforcer la résilience des populations face aux diverses pressions environnementales et humaines qu'elles subissent. Toutefois, l'extraction des otolithes, habituellement utilisée à cette fin, entraîne la mort des spécimens. Afin de pallier ce problème, des chercheurs ont exploré le potentiel des écailles comme alternative non létale, en se focalisant sur les saumons de la façade atlantique française. Les résultats révèlent que la microchimie des écailles est moins fiable que celle des otolithes, principalement en raison des altérations chimiques subies en milieu marin.*

De l'importance de connaître la structuration spatiale d'une population

Les populations de poissons sont rarement isolées. Il est fréquent que des individus d'une population donnée se dispersent spatialement pour se reproduire dans d'autres populations. Cette structure en métapopulation peut avoir des conséquences démographiques et génétiques importantes (Rieman et Dunham, 2000; Carlson *et al.*, 2014). En effet, les dispersants peuvent influencer la dynamique locale de la population, contribuer au maintien de petites populations ou favoriser la recolonisation de milieux restaurés. L'évaluation des capacités de dispersion des poissons anadromes¹ et de leur structure en métapopulation est donc nécessaire afin de mieux comprendre le fonctionnement des populations et définir des mesures de gestion appropriées. Pourtant, dispersion et structure en métapopulation des salmonidés restent encore très mal connues, en particulier en ce qui concerne le saumon atlantique (*Salmo salar*). L'enjeu est donc de pouvoir identifier et discriminer les individus dispersants de ceux revenant dans leur rivière natale afin d'évaluer le taux de dispersion et leur contribution à la population locale.

Afin d'évaluer le taux de dispersion et la contribution des dispersants à la population locale, il est nécessaire de connaître l'origine spatiale (rivière natale) des individus. L'analyse microchimique des otolithes permet cette identification à une échelle spatiale fine avec une grande fiabilité (Martin *et al.*, 2013; Brennan *et al.*, 2015; Daveirat et Martin, 2016). Cependant, cette approche est létale puisqu'elle impose le sacrifice d'individus pour prélever les otolithes. Actuellement, l'échantillonnage se base principalement sur l'acquisition d'individus morts capturés par pêche. L'échantillonnage associé est potentiellement biaisé (captures sélectives) et limité, car dépendant des taux de prélèvement et participations des pêcheurs, ainsi que de la période d'ouverture de la pêche. Une alternative serait d'utiliser l'analyse microchimique des écailles de salmonidés. En effet, les écailles représentent un échantillonnage non létal, facile à prélever et abondant (une large collection est déjà disponible sur de nombreuses populations en France, voir par exemple la base <https://colisa.fr/>).

1. Qualifie les espèces animales marines qui remontent les rivières pour se reproduire en eau douce.

Des méthodes de pointe en chimie analytique (ablation laser couplée à des spectromètres de masses quadripolaire et multicollection) permettent de déterminer la composition microchimique des otolithes. Des études préliminaires menées chez des saumons juvéniles et adultes d'une vingtaine de rivières appartenant à neuf bassins ou régions de la façade atlantique (Adour, Allier, Asturies, Bidasoa, Bretagne, Dordogne, Galice, Garonne, Nivelle) ont pu montrer qu'il est possible de déterminer/discriminer leur bassin d'origine, mais également d'affiner l'analyse en attribuant au niveau du sous-bassin, voire de la rivière une très large majorité d'individus (Bareille *et al.*, 2017). L'origine piscicole d'un certain nombre d'individus a également pu être déterminée.

Cette approche a par la suite été appliquée à plus de 750 otolithes de saumons adultes de retour en rivière entre 2009 et 2015 dans le bassin de l'Adour et la Nivelle, avec la possibilité de déterminer avec une très grande fiabilité leur origine, tant en termes de bassin versant que de sous-bassin, voire de rivière (Bareille *et al.*, 2017). Cette très bonne réassignation des individus sur la base des signaux otolithométriques a été possible malgré la variabilité inter-annuelle des signaux géochimiques observés dans les rivières d'origine, soulignant la singularité géographique de la composition des otolithes, en faisant un outil robuste.

Utiliser les écailles comme alternative aux otolithes ?

Pour éviter le sacrifice qu'imposent le prélèvement des otolithes, une alternative serait d'utiliser l'analyse microchimique des écailles de salmonidés. En effet, les écailles représentent un échantillonnage non létal, facile à prélever et abondant. Des études réalisées sur la truite fario (*Salmo trutta*) ont montré que les écailles semblent fournir une étiquette biogéochimique de performance comparable avec les otolithes (Wells *et al.*, 2003a; Ramsay *et al.*, 2011; Ramsay *et al.*, 2012). Étant donné la grande variabilité inter-élément et interspécifique de déposition (Zimmerman *et al.*, 2013; Tzadik *et al.*, 2017), une étude complémentaire sur le saumon atlantique semble indispensable et prometteuse comme récemment démontré par Flem *et al.* (2017). Ces études se sont cependant concentrées sur des individus juvéniles n'ayant jamais changé de conditions environnementales au cours de leur vie et pour lesquelles l'analyse *in toto* des écailles est possible. Dans le cas d'adultes anadromes, la superposition/juxtaposition de dépôts marins sur la zone formée en phase juvénile (absence de recouvrement protégeant la zone de dépôt juvénile contrairement à l'otolithes) pourrait diluer la signature rivière originelle, nécessitant une approche analytique spécifique (décapage de surface, par exemple). De plus, la composition chimique des écailles pourrait ne pas être figée comme celle des otolithes, laissant la possibilité d'échanges d'ions pouvant intervenir après passage en milieu marin (changement dans l'hydroxyapatite des écailles après leur déposition en phase juvénile; voir Ryan *et al.*, 2016 pour *Salmo trutta*). La possibilité d'une telle altération chimique (Wells *et al.*, 2003b) chez des poissons anadromes peut affecter les performances d'assignations natales. Des recherches additionnelles sont donc nécessaires pour évaluer la stabilité temporelle des éléments

microchimiques chez le saumon atlantique, notamment après passage en milieu marin, et par suite la possibilité d'adapter un protocole analytique permettant de minimiser les effets des altérations post-dépôt.

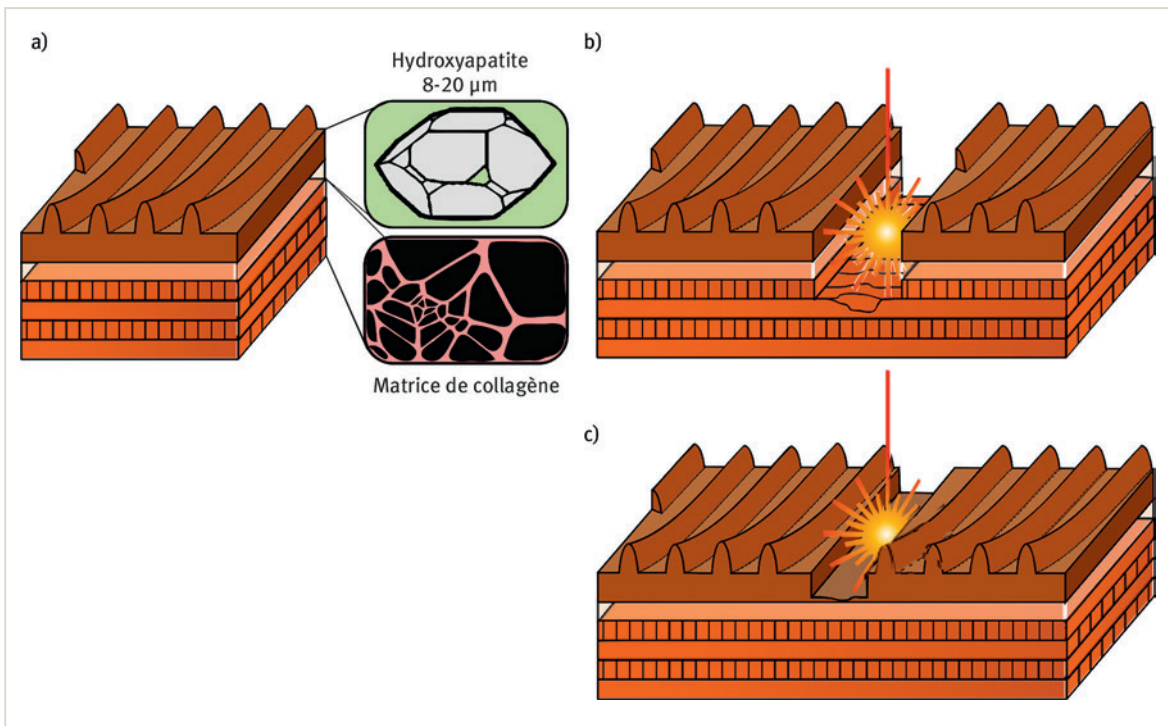
Outre le remaniement chimique post-migratoire de l'écaille, une autre difficulté méthodologique vient de la stratification naturelle de l'écaille. Deux couches superposées peuvent être identifiées sur une écaille. La première est une couche externe dure et minéralisée composée de phosphate de calcium (appelée hydroxyapatite). Cette couche externe recouvre la couche basale dont la minéralisation est pauvre et est majoritairement composée de collagène (figure 1a). La couche externe représente environ 30% de la masse de l'écaille. Durant la croissance de l'écaille, cette couche augmente en aire et non pas en épaisseur, car elle se forme par incrémentation d'anneaux concentriques ou *circuli* et parallèles les uns aux autres. La couche basale est un empilement de couches fibreuses de collagène arrangées de manière lamellaire et dont le nombre croît avec l'âge de l'individu. Chaque nouvelle couche est plus grande que la précédente rendant ainsi l'empilement plus épais au centre de l'écaille et s'affinant vers les parties antérieures. L'une des principales difficultés méthodologiques rencontrées en travaillant sur l'écaille consiste à n'ablater que la partie superficielle. En effet, seule la couche superficielle composée d'hydroxyapatite fortement minéralisée renferme les informations microchimiques susceptibles de renseigner l'origine natale des individus. Des coupes fines transversales réalisées au milieu d'écailles de saumons adultes ont révélé une épaisseur d'environ 8-20 µm, respectivement en fonction du positionnement intra ou inter-*circuli* (figure 1a). Un transect d'ablation trop profond sur la zone dorsale de l'écaille pourrait mélanger les signatures chimiques contenues dans la couche externe et dans la couche basale, biaisant ou bruitant ainsi potentiellement toutes les mesures réalisées (figure 1b). Les dernières avancées technologiques offrent une résolution analytique bien supérieure à celles utilisées auparavant avec des seuils de détection bien plus bas et une capacité d'ablation superficielle de la matière. Il est donc possible de n'ablater que la couche superficielle d'intérêt tout en sublimant suffisamment de matériel pour une quantification (figure 1c). Il n'en demeure pas moins que des phénomènes d'altération (remobilisation, dépôt et/ou échanges d'ions) pourraient intervenir dans cette partie superficielle lors du séjour en mer.

Des données issues de la façade atlantique

Les écailles de soixante-quinze saumons adultes provenant de dix-huit rivières issues de deux zones géographiques, la Bretagne et le Bassin aquitain Sud, ont été analysées. Ces deux zones permettent d'avoir une couverture assez large de la diversité des environnements géochimiques rencontrés en métropole (bassin principalement sédimentaire au sud et métamorphique/granitique au nord). L'origine natale de tous ces individus avait été déterminée avec une très bonne probabilité d'assignation ($0,90 \pm 0,08$; moyenne \pm écart-type) grâce au modèle d'assignation préalablement établi sur les données microchimiques des otolithes de juvéniles (région sud) ou d'adultes et de l'eau issus de différentes

Figure 1 – Stratification d'une écaille et ablation laser.

a) L'épaisseur de la couche d'hydroxyapatite a été mesurée sur les individus utilisés dans la présente étude d'après une coupe transversale médiane. b) Ablation laser profonde sublimant une partie de la couche basale constituée de collagène et venant briser les signatures microchimiques. c) Ablation superficielle n'ablatant que la couche superficielle d'intérêt.



rivières (Bretagne). L'origine natale ainsi inférée par analyse microchimique a été considérée comme fiable et servira de point de comparaison par rapport aux attributions réalisées chez les mêmes individus à partir des données scalimétriques.

Utilisation de la chimie analytique de pointe

Les écailles ont été nettoyées et séchées selon la méthode décrite dans Seeley *et al.* (2017), afin de retirer la matière organique contenue à sa surface (mucus). Les concentrations élémentaires ont été analysées dans la partie juvénile des otolithes ou des écailles par un système d'ablation laser couplée à un spectromètre de masse à plasma induit (LA-ICP-MS) de la **plateforme PAMAL** (Plateforme d'analyse des métaux traces par ablation laser) de l'IPREM (Institut des sciences analytiques et de physico-chimie pour l'environnement et les matériaux, Université de Pau). Cette technique consiste à micro-échantillonner une fine quantité de matière de la surface d'un solide (spot d'une dizaine de microns) grâce à un laser et la transférer dans le spectromètre pour en déterminer la composition en ions d'intérêt. Le laser utilisé est un laser femtoseconde (IR 1030 nm, Alfamet, Amplitude Systèmes, Pessac) équipé d'une caméra qui permet de régler précisément la zone de tir à quelques microns. La spécificité de ce laser est sa cadence de tir qui est de l'ordre du femto seconde (360 fs) permettant de réaliser un micro-échantillonnage des solides avec une haute résolution spatiale. Comme précédemment mentionné, l'une des principales difficultés méthodologiques ren-

contrées en travaillant sur l'écaille consiste à n'ablater que la partie superficielle (composée d'hydroxyapatite fortement minéralisée). Des coupes fines transversales réalisées au milieu d'écailles de saumons adultes ont révélé une épaisseur d'environ 20-8 µm, respectivement en fonction du positionnement intra ou inter-*circuli*. La paramétrisation du laser nous a permis d'augmenter la quantité de matière ablatée en surface et non en profondeur et donc d'augmenter la sensibilité de l'analyse sans atteindre la sous-couche de collagène. Afin que la comparaison écaille/otolithes soit pertinente, tous les modèles d'assignation reprennent les mêmes éléments chimiques (à savoir strontium Sr, barium Ba, manganèse Mn et magnésium Mg).

Une signature microchimique spatialement variable

La figure 2 illustre le contraste existant dans la composition en strontium, baryum, magnésium et manganèse relevée entre les différentes rivières dans l'eau (lorsque disponible/quantifiable), ainsi que dans la partie juvénile des otolithes ou des écailles. Une partition de la variance a été réalisée à l'aide d'une ANOVA² afin de déterminer la variation inter-rivière (exprimée en pourcentage). Cette variation conditionne en effet très fortement le potentiel discriminant des analyses réalisées ultérieurement et est en mesure de renseigner l'altération potentielle des écailles suite au séjour en domaine marin. Si cette fraction demeure comparable entre les otolithes et les écailles pour le manganèse et dans une

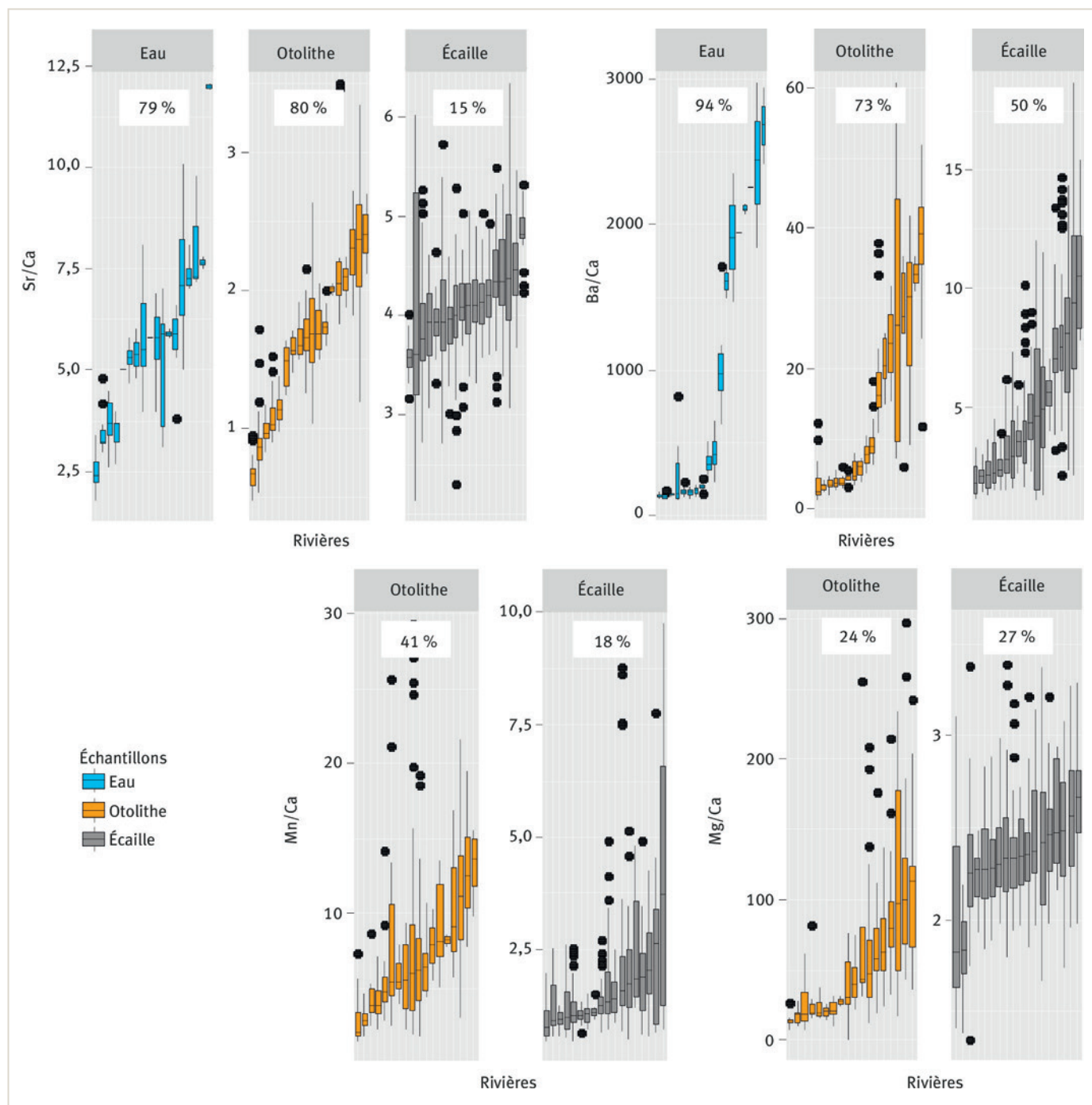
2. Analyse de la variance.

moins mesurer le baryum, elle chute drastiquement pour le magnésium (d'un facteur 2) et surtout pour le strontium (d'un facteur 5). L'uniformisation des signatures microchimiques enregistrées dans les écailles pour certains éléments ne permet pas d'obtenir une bonne corrélation entre les valeurs obtenues à partir des écailles et des otolithes (corrélation de Pearson de 0,9 pour le baryum; 0,52 pour le strontium; 0,19 pour le manganèse et 0,02 pour le magnésium).

Une discrimination spatiale multi-échelle moins efficace à partir des écailles

Nous nous sommes intéressés à la discrimination spatiale qu'il était possible d'obtenir à partir de la composition microchimique des écailles et des otolithes. Il s'agit à terme de pouvoir assigner un individu adulte anadrome à sa rivière d'origine. Plus précisément, les performances d'assignation sont comparées pour dif-

Figure 2 – Quantification et visualisation de la variabilité inter-rivière des concentrations. Strontium (haut à gauche), baryum (haut à droite), manganèse (bas à droite) et magnésium (bas à gauche). Dans chaque onglet (eau, otolithe, écaille), les rivières ont été ordonnées par valeurs croissantes, sans correspondance d'un onglet à l'autre. La valeur indiquée en haut de chaque onglet correspond au pourcentage de variance inter-rivière déterminé par l'ANOVA (analyse de la variance).

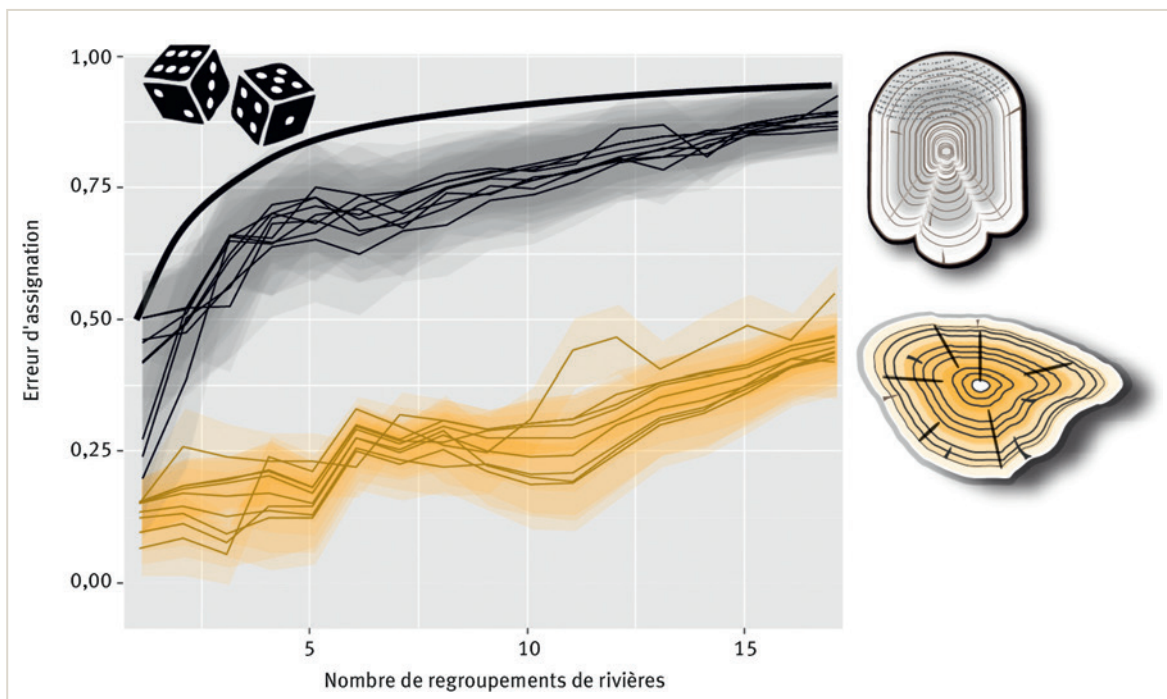


férentes échelles spatiales (bassin, sous-bassin, rivière, etc.) en fonction de la nature des données. Plus la résolution spatiale augmente (attribution spécifique à une rivière), plus l'erreur d'assignation est généralement importante. *A contrario*, l'erreur d'assignation est généralement plus faible lorsque l'assignation est réalisée à une plus grande échelle (ex. bassin versant). Puisqu'il est assez peu réaliste de pouvoir discriminer toutes les rivières sélectionnées avec de bonnes performances, nous les avons séquentiellement regroupées afin de créer des ensembles de plus en plus gros. Ce regroupement a été réalisé à partir de leurs similarités microchimiques. Cette approche multi-échelle nous a permis de quantifier les performances d'assignation embrassant toutes les échelles possibles, de deux grands ensembles englobants chacun plusieurs rivières jusqu'à une résolution bien plus fine où apparaissent dix-huit rivières distinctes. Les performances ont à chaque fois été calculées en utilisant le pourcentage d'individus correctement assignés dans un processus de validation croisé (l'approche consiste à éviter tout raisonnement circulaire en n'utilisant pas les mêmes individus pour construire un modèle discriminant et estimer sa performance. Ici 75 % des données initiales sont aléatoirement tirées avec remise, tandis que les 25 % restant servent à quantifier les performances. Afin d'explorer un maximum de configurations, 1 000 itérations sont utilisées). La méthode discriminante choisie était une approche supervisée de machine learning appelée *Random Forest*, particulièrement efficace pour les problématiques de classification/prédiction et qui peut se substituer aux traditionnelles analyses discriminantes linéaires ou quadratiques. Cette méthode permet d'estimer individuellement la probabilité relative

d'appartenance à chacune des rivières (ou regroupement de rivières). Seules les probabilités d'attributions dépassant une valeur seuil (THR variant de 0,1 à 0,9 par pas de 0,1) sont conservées. Ce critère permet ainsi de mesurer nos indices de performances discriminantes uniquement sur les individus présentant un niveau de certitude fixé. Les performances discriminantes de toutes les analyses réalisées ont été synthétisées dans la figure 3. On y voit l'erreur globale moyenne de reclassification (pourcentage d'individus incorrectement reclassifiés) en fonction du nombre de regroupements de rivières (de deux grands regroupements à dix-huit rivières individualisées). Un total de neuf courbes est représenté pour chaque pièce sclérifiée, correspondant sans distinction, à des valeurs seuil (THR) allant de 0,1 à 0,9 par pas de 0,1. Globalement les performances discriminantes basées sur les otolithes sont toujours largement supérieures à celles des écailles, quelle que soit la résolution spatiale considérée. Ainsi, il est possible de différencier cinq grands regroupements de rivières avec une erreur moyenne de reclassification d'environ 20 % à partir des otolithes, contre près de 70 % à partir des écailles (alors qu'une assignation aléatoire produirait une erreur de 80 %). De façon similaire, la discrimination complète des dix-huit rivières considérées entraîne une erreur de reclassification moyenne d'environ 40 % en se basant sur les otolithes et de plus de 85 % en se basant sur les écailles. À titre de comparaison, une attribution aléatoire des individus résulterait en une erreur moyenne de 94 %, signe que les écailles sont très faiblement informatives à ce niveau de résolution spatiale.

Cette baisse de performance ne peut pas être imputable à une ablation laser trop profonde qui aurait atteint la

Figure 3 – Performances des analyses discriminantes (erreur, pourcentage d'individus incorrectement reclassifiés) en fonction de la résolution spatiale considérée pour les otolithes (gris) et les écailles (ocre). Les différentes lignes correspondent aux résultats pour des valeurs seuil (THR) allant de 0,1 à 0,9 par pas de 0,1. Isoligne attendue en cas d'assignation aléatoire des individus en noir.

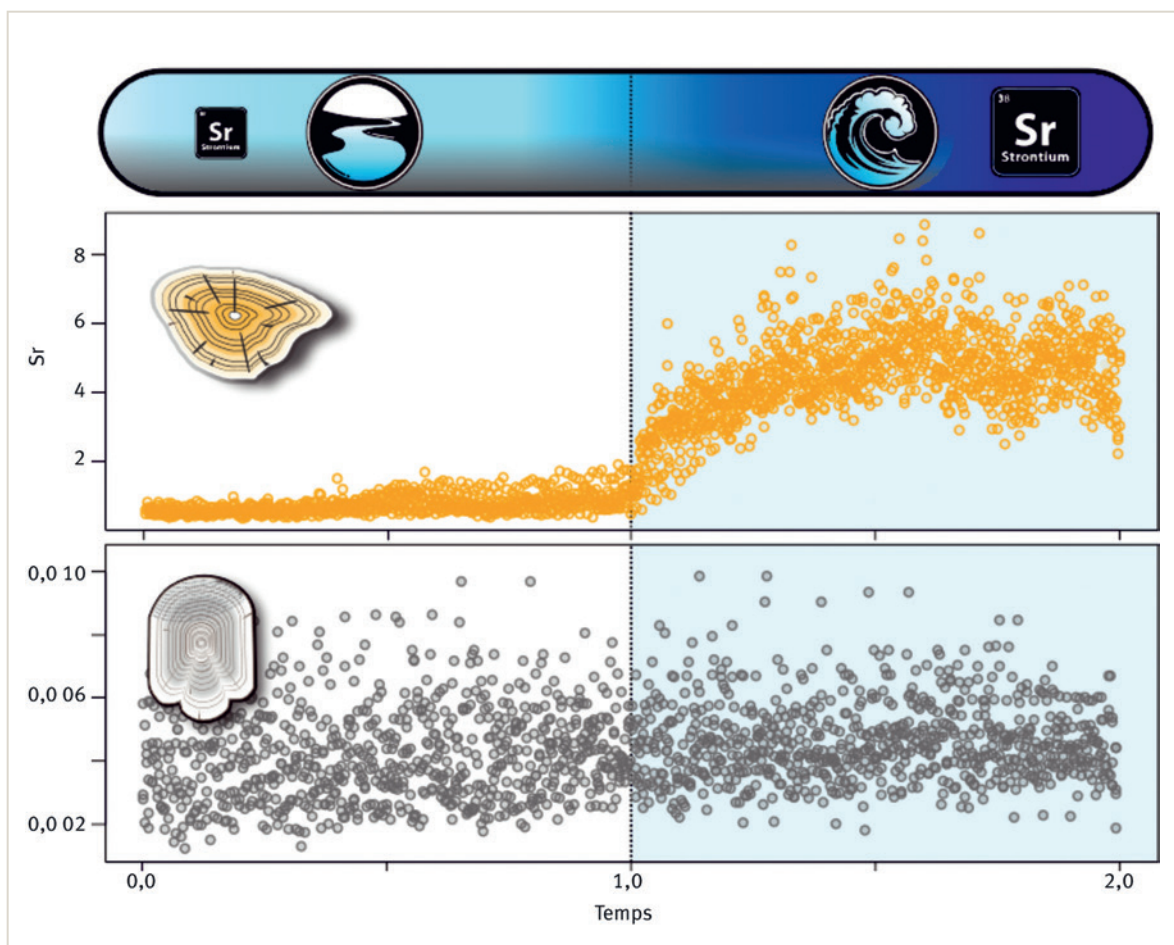


couche basale de collagène, comme cela a pu être le cas dans des études antérieures rencontrées dans la littérature. En revanche, elle est sans nul doute à mettre en relation avec le remaniement chimique des écailles suite au passage des individus en milieu marin. Quelques publications attestent que la microchimie des écailles, tout comme l'otolithe, reflète le milieu dans lequel évolue un poisson et qu'il est ainsi possible de déterminer les mouvements inter-rivière ainsi que l'origine natale des individus (ex. : Cappelletti *et al.*, 2005 ; Flem *et al.*, 2005 ; Muhlfeld *et al.*, 2005 ; Adey *et al.*, 2009 ; Ramsay *et al.*, 2012 ; Campbell *et al.*, 2015). Cependant, contrairement à l'otolithe, les dépôts minéraux ne sont pas inertes et la composition élémentaire des écailles peut être remaniée, tout particulièrement en cas de changement drastique du milieu, comme cela est le cas pour le passage d'une rivière vers une masse océanique. Ce point a plusieurs fois été évoqué dans la littérature sans toutefois être jamais complètement confirmé (ex. : Ryan *et al.*, 2019). Les quatre éléments considérés dans cette étude semblent être affectés avec toutefois une ampleur variable. L'absence de corrélation entre le ratio Sr:Ca et le strontium de l'eau supporte l'hypothèse de l'altération drastique des signatures.

Une signature microchimique brouillée par le passage en mer

Alors que les juvéniles avant leur migration marine présentent des signatures microchimiques contrastées entre les rivières, mais néanmoins congruentes entre leurs écailles et leurs otolithes, la corrélation entre ces deux pièces sclérifiées est très nettement affaiblie lorsque les données sont collectées chez des adultes anadromes. Il en résulte que la structuration des signatures microchimiques qui permettait initialement une bonne discrimination à partir des otolithes est complètement désorganisée dans les écailles. Non contentes de présenter des performances discriminantes fortement contrastées, les données otolithométriques et scalimétriques présentent une très faible congruence (coefficient d'entrelacement de seulement 0,56). En d'autres termes, les erreurs d'assignations réalisées en se basant sur l'une ou l'autre des deux pièces sclérifiées ne présentent aucune similarité et conduisent à des assignations discordantes. Écailles et otolithes ne renvoient donc pas la même information chez les individus anadromes.

Figure 4 – Superposition des signatures en strontium après standardisation de transects réalisés sur les otolithes (haut) et les écailles (bas) prélevés à Arnéguy. À noter que le milieu marin est très fortement enrichi en strontium par rapport au milieu dulçaquicole. Si le passage de l'eau douce au domaine marin se traduit par un changement de la composition de l'otolithe, la transition est inexistante chez les écailles dont la composition a été remaniée lors du séjour en mer.



Comparés aux otolithes, tous les transects (série temporelle englobant toute la vie des poissons, depuis leur naissance jusqu'à leur mort) dévoilent des concentrations relativement homogènes du focus jusqu'au départ en mer. Étant donné la forte variabilité inter-rivière de la concentration en strontium, une telle homogénéisation du signal ne peut provenir que d'un remaniement tardif intervenant au niveau des écailles après la migration en milieu marin. En d'autres termes, l'intégralité de la couche superficielle d'une écaille s'enrichit en strontium en milieu marin, gommant toute variabilité/signal antérieur et empêchant toute investigation a posteriori de l'origine natale des poissons anadromes. Il faut également noter que l'altération observée est d'autant plus marquée pour les éléments dont les concentrations en eau de mer sont largement supérieures (Sr x 20, Mg x 200) à celles rencontrées en eaux douces. Un processus de remaniement similaire semble à l'œuvre concernant le magnésium dont la concentration est beaucoup plus élevée en milieu marin. De façon opposée, le milieu marin est très pauvre en manganèse et l'écaille ne peut donc pas s'enrichir de façon post-migratoire. Cela est également vrai pour le baryum dont la concentration est très faible dans les couches superficielles en milieu océanique (Bruland *et al.*, 2014), limitant le risque de dépôt post-migration. À noter cependant que la variabilité inter-rivière du baryum est sensiblement atténuée dans les écailles par rapport aux otolithes, sans que les mécanismes chimiques/physiologiques sous-jacents ne soient connus. Cette observation est d'autant plus surprenante que le baryum est a priori métaboliquement inerte (Wells *et al.*, 2000).

Afin de mieux illustrer ce remaniement, la figure 4 présente l'ensemble des transects réalisés à partir des poissons collectés à Arneguy (Bassin de l'Adour, vingt otolithes, six écailles), comprenant aussi bien la partie juvénile passée en rivière que celle adulte en mer. Cette rivière a été sélectionnée car elle présente une très faible concentration en strontium, contrastant bien avec le milieu marin qui en est chargé. Les données ont été standardisées de façon à ce que la zone pré-migratrice soit arbitrairement comprise dans l'intervalle [0-1] et la zone post-migratrice dans l'intervalle [1-2]. Si l'augmentation du strontium est très bien marquée pour l'ensemble des individus sur les otolithes après passage en mer, aucune augmentation n'apparaît de façon claire sur les écailles. Il faut imaginer que la concentration en strontium contenu dans l'écaille durant la phase juvénile était initialement beaucoup plus basse que ce qui a été finalement quantifié à partir de poissons ayant séjourné en milieu marin. Ce remaniement post-migration a pour effet de masquer les signatures élémentaires existant entre les rivières avant migration, limitant de ce fait très fortement l'assignation rétrospective des adultes migrants.

EN SAVOIR PLUS...

Vignon, M., Bareille, G., Tabouret, H., Semperez, R. (2020). Première étude comparative de la microchimie des otolithes et des écailles pour déterminer l'origine spatiale des populations de saumon atlantique. Rapport de recherche. OFB-Inrae- Institut Agro-UPPA. 26 p.

<https://hal.inrae.fr/hal-03104019>

Conclusion

Les résultats ont montré que l'assignation de l'origine natale des saumons est, à résolution spatiale identique, beaucoup plus performante lorsqu'elle se base sur la microchimie des otolithes que sur celle des écailles. Dans tous les cas, même à faible résolution spatiale (tentative de discrimination de seulement quelques regroupements de rivières), les écailles ont des performances à peine meilleures que ce que ferait une assignation aléatoire des individus. Dans ce contexte, nous ne recommandons donc pas de recourir à cet outil pour déterminer l'origine natale de poissons anadromes à une fine résolution spatiale. Il ne semblerait pas non plus que cet outil soit bien adapté pour discriminer à plus large échelle la migration entre bassins versants éloignés, bien que notre échantillonnage n'était pas adapté pour aborder spécifiquement ce point. Cette différence de performance reposant principalement sur l'altération des signatures chimiques de l'écaille lors du passage en mer (atténuation des signatures natales), la microchimie des écailles reste pleinement applicable chez les juvéniles, ainsi que chez des individus sédentaires effectuant des mouvements inter-rivières/affluents ou chez des juvéniles changeant d'habitats sans jamais transiter par le milieu marin, ou du moins entre environnements géochimiques pas aussi contrastés que eaux douces-eaux salées. ■

RÉFÉRENCES

- Adey, E. A., Black, K. D., Sawyer, T., Shimmield, T. M., & Trueman, C. N. (2009). Scale microchemistry as a tool to investigate the origin of wild and farmed *Salmo salar*. *Marine Ecology Progress Series*, 390, 225-235. <https://doi.org/10.3354/meps08161>
- Bareille, G., Holub, A., Vignon, M., Tabouret, H., Pécheyrans, C., Bérail, S., Barracou, D., Dartau, B., Marty, S., & Picoulet, K. (2017). Contribution de l'Alevinage et des Rivières pyrénéennes au retour de POissons Migrateurs (saumon, alose) dans le Bassin de l'Adour et la Nivelle : application et amélioration de l'outil microchimie des otolithes (CARPOMIBA). Rapport final d'étude : AEAG (N : 240 64 2157 / Décision d'attribution d'aide 2013/6232), octobre 2017, 64 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03140245v1>
- Brennan, S. R., Zimmerman, C. E., Fernandez, D. P., Cerling, T. E., McPhee, M. V., & Wooller, M. J. (2015). Strontium isotopes delineate fine-scale natal origins and migration histories of Pacific salmon. *Science Advances*, 1(4): e1400124. <http://doi.org/10.1126/sciadv.1400124>
- Bruland, K. W., Middag, R., & Lohan, M. C. (2014). Controls of trace metals in seawater. In H. D. Holland & K. K. Turekian (dirs.), *Treatise on geochemistry* (p.p. 19-51). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00602-1>
- Campbell, L. A., Bottom, D. L., Volk, E. C., Fleming, I. A. (2015). Correspondence between scale morphometrics and scale and otolith chemistry for interpreting juvenile salmon life histories. *Transactions of the American Fisheries Society*, 144(1), 55-67. <https://doi.org/10.1080/00028487.2014.963253>
- Cappo, M., De'ath, G., Boyle, S., Aumend, J., Olbrich, R., Hoedt, F., Perna, C., Brunskill, G. (2005). Development of a robust classifier of freshwater residence in barramundi (*Lates calcarifer*) life histories using elemental ratios in scales and boosted regression trees. *Marine and Freshwater Research*, 56(5), 713-723. <https://doi.org/10.1071/MF04218>
- Carlson, S. M., Cunningham, C. J., & Westley, P. A. (2014). Evolutionary rescue in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(9), 521-530. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.06.005>
- Daverat, F., & Martin, J. (2016). Microchemical and Schlöcherchronological Analyses Used to Infer Fish Migration. In P. Morais, & F. Daverat (Eds.). *An Introduction to Fish Migration*, Boca Raton, CRC Press.
- Flem, B., Moen, V., & Grimstvedt, A. M. (2005). Trace element analysis of scales from four populations of Norwegian Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) for stock identification using Laser Ablation Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Applied Spectroscopy*, 59(2), 245-251. <https://doi.org/10.1366/0003702053085188>
- Flem, B., Moen, V., Finne, T. E., Viljugrein, H., & Kristoffersen, A. B. (2017). Trace element composition of smolt scales from Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), geographic variation between hatcheries. *Fisheries Research*, 190, 183-196. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.02.010>
- Martin, J., Bareille, G., Bérail, S., Pécheyrans, C., Gueraud, F., Lange, F., (...) & Donard, O. (2013). Persistence of a southern atlantic salmon population: Diversity of natal origins from otolith elemental and Sr isotopic signatures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(2), 182-197. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2012-0284>
- Muhlfeld, C. C., Marotz, B., Thorrold, S. R., & FitzGerald, J. L. (2005). Geochemical signatures in scales records stream of origin in westslope cutthroat trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 134(4), 945-959. <https://doi.org/10.1577/T04-029.1>
- Ramsay, A. L., Milner, N. J., Hughes, R. N., & McCarthy, I. D. (2011). Comparison of the performance of scale and otolith microchemistry as fisheries research tools in a small upland catchment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(5): 823-833. <https://doi.org/10.1139/f2011-027>
- Ramsay, A. L., Milner, N. J., Hughes, R. N., & McCarthy, I. D. (2012). Fish scale $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values provide biogeochemical tags of fish comparable in performance to element concentrations in scales and otoliths. *Hydrobiologia*, 694(1): 183-196. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1143-8>
- Rieman, B., & Dunham, J. (2000). Metapopulations and salmonids: A synthesis of life history patterns and empirical observations. *Ecology of Freshwater Fish*, 9(1-2), 51-64. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2000.90106.x>
- Ryan, D., Shephard, S., & Kelly, F. L. (2016). Temporal stability and rates of post-depositional change in geochemical signatures of brown trout *Salmo trutta* scales. *Journal of Fish Biology*, 89(3): 1704-1719. <https://doi.org/10.1111/jfb.13081>
- Ryan, D., Shephard, S., Gargan, P., & Roche W. (2019). Estimating sea trout (*Salmo Trutta* L.) growth from scale chemistry profiles: An objective approach using LA-ICPMS. *Fisheries Research*, 211, 69-80. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.10.029>
- Seeley, M. E., Logan, W. K., & Walther B. D. (2017). Consistency of elemental and isotope-ratio patterns across multiple scales from individual fish: Consistent chemical patterns in scales. *Journal of Fish Biology*, 92(3): 928-46. <https://doi.org/10.1111/jfb.13392>
- Tabouret, H., Bareille, G., Claverie, F., Pécheyrans, C., Prouzet, P., & Donard, O. F. X. (2010). Simultaneous use of strontium:calcium and barium:calcium ratios in otoliths as markers of habitat: Application to the European eel (*Anguilla anguilla*) in the Adour basin, South West France. *Marine Environmental Research*, 70(1), 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.02.006>
- Tzadik, O. E., Curtis, J. S., Granneman, J. E., Kurth, B. N., Pusack, T. J., Wallace, A. A., Hollander, D. J., Peebles, E. B., & Stallings, C. D. (2017). Chemical archives in fishes beyond otoliths: A review on the use of other body parts as chronological recorders of microchemical constituents for expanding interpretations of environmental, ecological, and life-history changes. *Limnology and Oceanography: Methods*, 15(3): 238-263. <https://doi.org/10.1002/lom3.10153>
- Wells, B. K., Gretchen, E. B., Thorrold, S. R., Jones, C. M. (2000). Incorporation of strontium, cadmium, and baryum in juvenile spot (*Leiostomus xanthurus*) scales reflects water chemistry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(10): 2122-2129. <https://doi.org/10.1139/f00-178>
- Wells, B. K., Rieman, B. E., Clayton, J. L., Horan, D. L., Jones, C. M. (2003a). Relationships between water, otolith and scale chemistries of westslope cutthroat trout from the Coeur d'Alene River, Idaho: the potential application of hard-part chemistry to describe movements in fresh water. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(3), 409-424. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2003\)132<0409:RBWOAS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2003)132<0409:RBWOAS>2.0.CO;2)
- Wells, B. K., Thorrold, S. R., & Jones, C. M. (2003b). Stability of elemental signatures in the scales of spawning weakfish, *Cynoscion regalis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(4), 361-369. <https://cdnsiencepub.com/toc/cjfas/60/4>
- Zimmerman, C. E., Swanson, H. K., Volk, E. C., & Kent, A. J. (2013). Species and life history affect the utility of otolith chemical composition for determining natal stream of origin for Pacific salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 142(5): 1370-1380. <https://doi.org/10.1080/00028487.2013.811102>





ÉVALUATION DES IMPACTS ANTHROPIQUES SUR LES POPULATIONS DE MIGRATEURS AMPHIHALINS ET LEUR ENVIRONNEMENT

Les espèces amphihalines subissent un ensemble complexe de pressions tout au long de leur cycle de vie, en eau douce comme en milieu marin. Cette deuxième partie se concentre sur l'identification et la quantification des impacts anthropiques – qu'ils soient liés aux usages (pêche, fragmentation des habitats, prédation induite), aux altérations physiques des milieux ou aux effets du changement climatique. Les articles proposent des outils de diagnostic et des indicateurs pour évaluer l'état des habitats, modéliser les effets des pressions sur les populations, et améliorer la précision des suivis. Ces travaux permettent de mieux comprendre les causes du déclin de certaines espèces et de construire une expertise intégrée sur les leviers d'action possibles.

- 53 Synthèses sur l'état des populations, des pressions et des modalités de gestion des poissons migrateurs amphihalins en France : aloses, lamproies, saumon et truite de mer**
Guirec ANDRÉ, Pierre-Marie CHAPON, Maud CHARLES, Yohann CLERMONT-LEDEZ, Omar DIOUACH, Noémie GUILLERME, Quentin JOSSET, Sophie LAUNEY, Marion LEGRAND, Marie NEVOUX, Coralie SAUVADET, Laurent BEAULATON
- 57 Pour une meilleure connaissance des espèces amphihalines : la mise en place de suivis de la pêche récréative et professionnelle du saumon (*Salmo salar*), de la truite de mer (*Salmo trutta*) et de l'anguille (*Anguilla anguilla*)**
Clarisse BOULENGER, Guirec ANDRÉ, Adly KOUBAA, Cécile TREHIN, Sophie LAUNEY, Anne-Laure BESNARD, Marie NEVOUX, Élise GAUTEUR, Laurent BEAULATON, Frédéric MARCHAND
- 63 Le projet PastSatAb pour reconstruire des séries temporelles d'abondance et de taux d'exploitation du saumon atlantique en France**
Clément LEBOT, Étienne RIVOT, Marie NEVOUX, Étienne PRÉVOST, Mathieu BUORO, Guirec ANDRÉ, Laurent BEAULATON
- 71 La photogrammétrie subaquatique pour l'étude des habitats en cours d'eau**
Guillaume FORGET, Alan BAZIN, Karl KREUTZENBERGER, Émilien LASNE, Jean-Marc ROUSSEL, Alain CRAVE, Olivier DÉZERARD
- 77 Combiner la télémétrie et le biologging pour étudier la réponse écophysiological des poissons migrateurs aux pressions d'origine anthropique**
Émilien LASNE, Guillaume FORGET, Mathieu ANFRAY, Théo CHAUBET, Kevin DERoyer, Armand MICHELOT, Julien TREMBLAY, François MARTIGNAC





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Synthèses sur l'état des populations, des pressions et des modalités de gestion des poissons migrateurs amphihalins en France: aloses, lamproies, saumon et truite de mer

Guirec ANDRE^{1,5}, Pierre-Marie CHAPON^{2,5}, Maud CHARLES^{3,5}, Yohann CLERMONT-LEDEZ^{3,5}, Omar DIOUACH^{3,5}, Noémie GUILLERME^{3,5}, Quentin JOSSET^{2,5}, Sophie LAUNEY^{4,5}, Marion LEGRAND⁶, Marie NEVOUX^{4,5}, Coralie SAUVADET^{3,5}, Laurent BEAULATON^{2,5}

¹ Service de l'eau et des milieux aquatiques, Direction Surveillance, Évaluation, Données, OFB, U3E, Rennes, France.

² Service Conservation et gestion durable des espèces exploitée, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

³ U3E (Unité Expérimentale d'Écologie et d'Écotoxicologie aquatique), INRAE, OFB, Rennes, France.

⁴ DECOD (Dynamique et Durabilité des Écosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France

⁵ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

⁶ LOGRAMI, 45100 Orléans, France.

Correspondance : Guirec ANDRÉ, guirec.andre@ofb.gouv.fr

En France, la collecte de données sur les poissons migrateurs amphihalins reste souvent décentralisée à l'échelle régionale. Pour combler l'absence de synthèse nationale récente sur l'état des populations, les scientifiques du pôle sur la gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement mènent depuis dix ans un travail de compilation et d'analyse. Leurs synthèses sur plusieurs espèces emblématiques comme le saumon atlantique, la truite de mer ou encore les aloses, offrent aux gestionnaires locaux et nationaux une vision comparative entre territoires et contribuent à une meilleure compréhension de l'évolution de ces populations fragiles.

Introduction

Les cours d'eau de l'Hexagone sont fréquentés par plusieurs espèces de migrateurs amphihalins, i.e. qui vivent alternativement en eau douce et en mer afin de réaliser l'intégralité de leur cycle biologique. Douze espèces y sont recensées actuellement : *Anguilla anguilla* (anguille européenne), *Liza ramada* (mulet porc), *Platichthys flesus* (flet européen), *Petromyzon marinus* (lamproie marine), *Lampetra fluviatilis* (lamproie fluviatile), *Acipenser sturio* (esturgeon européen), *Salmo salar* (saumon atlantique), *Salmo trutta* (truite commune), *Osmerus eparlanus* (éperlan), *Alosa alosa* (grande alose), *Alosa fallax* (alose feinte atlantique), *Alosa agone* (alose feinte méditerranéenne). Ces dernières décennies les populations de migrateurs amphihalins ont connu une chute importante accompagnée d'une réduction de leur aire de répartition. Ce constat a engendré une réglementation particulièrement abondante à leur sujet : directive européenne Habitat-Faune-Flore (92/43/CEE), décret amphihalin (1994) établissant les comités de gestions des poissons migrateurs

(COGEPOMI), règlement européen 1100-2007 sur l'anguille, stratégie nationale de gestion des poissons migrateurs amphihalins (2010) puis plan national en faveur des migrateurs amphihalins (2022¹)...

Le volume et la diversité des données disponibles dépendent grandement de l'espèce considérée, ainsi certaines synthèses sont plus étoffées que d'autres. Elles conservent toutefois, dans la mesure du possible, un format identique. Les aloses et lamproies ont été traitées au sein d'une seule synthèse, dans laquelle l'accent a été mis sur leur distribution et leur abondance. Le saumon atlantique et la truite de mer ont quant à eux fait l'objet de synthèses plus détaillées, avec en outre un focus sur les données biométriques, les pressions et les modalités de gestion.

1. <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/1240>

Réglementation en vigueur et statut de conservation de l'espèce

Les synthèses font systématiquement référence à la réglementation relative à l'espèce ou au groupe d'espèce dont elle fait l'objet. La présentation du contexte législatif débute par la réglementation générale pour aller vers la plus spécifique. La gestion de la pêche se voit attribuer une partie dédiée, au sein de laquelle sont présentées les réglementations maritime et fluviale pour les pêcheurs récréatifs et professionnels.

La pêche de loisir en eau douce du saumon atlantique faisant l'objet d'une gestion particulière par quota, une partie spécifique a été dédiée à la présentation de ce système de gestion.

Toutes les synthèses rappellent le statut de conservation de l'espèce défini par la directive Habitat-Faune-Flore ou l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).

Biologie de l'espèce

Les synthèses présentent des informations sur le cycle biologique de chacune des espèces. Il s'agit *a minima* d'un rappel du cycle de vie, comme c'est le cas pour les aloses et les lamproies (figure 1), et cela va jusqu'au détail par étape du cycle de vie lorsque la donnée est plus fournie. Ainsi, pour le saumon atlantique et la truite de mer, des données supplémentaires (taille, poids, sex-ratio, structure en âge...) ont été collectées, agrégées et sont présentées à chaque étape du cycle de vie. Pour ces deux espèces, un schéma permet également de visualiser les taux de survie interstade ainsi que les caractéristiques biologiques de l'espèce, telles que le sex-ratio ou la production moyenne d'œufs par femelle.

La distribution et l'abondance de l'espèce

Toutes les synthèses proposent des cartes de distribution et d'abondance par espèce, *a minima* une carte présentant la situation récente. Les cartes sont produites à l'échelle de l'Hexagone, avec des focus par COGEPOMI pour en faciliter la lecture.

Cela a constitué le principal travail de la toute première synthèse qui traitait des aloses et des lamproies. Pour cette synthèse, un important travail préliminaire de collecte, de bancarisation et d'expertise des données issues de la littérature grise a été effectué en amont de la réalisation des cartes. Dans le cadre de ce travail, une base de données recensant toutes les observations de lamproies et d'alooses dans l'Hexagone a été créée. La base compte plus de 2 600 enregistrements de présence/absence et d'abondance de ces espèces.

Pour le saumon atlantique et la truite de mer, dont la distribution est déjà bien suivie à l'échelle locale, le travail a principalement consisté en l'agrégation des informations déjà diffusées dans les plans de gestion des poissons migrateurs (PLAGEPOMI), complétées de données ponctuelles sur la distribution récente.

L'étude de la distribution de l'espèce est plus complète pour le saumon avec la réalisation d'une carte de sa répartition à la fin du dix-huitième siècle. Ce travail s'est appuyé sur l'étude d'informations de présence/absence issues de la littérature grise historique couplée à de l'expertise exercée principalement sur l'accessibilité des linéaires. La comparaison des deux cartes donne un aperçu de l'évolution de l'aire de répartition du saumon atlantique dans l'Hexagone (figure 2).

Figure 1 – Cycle de vie de la lamproie marine (*Petromizon marinus*) tel qu'observé dans l'Hexagone.
Source : André *et al.* (2018).

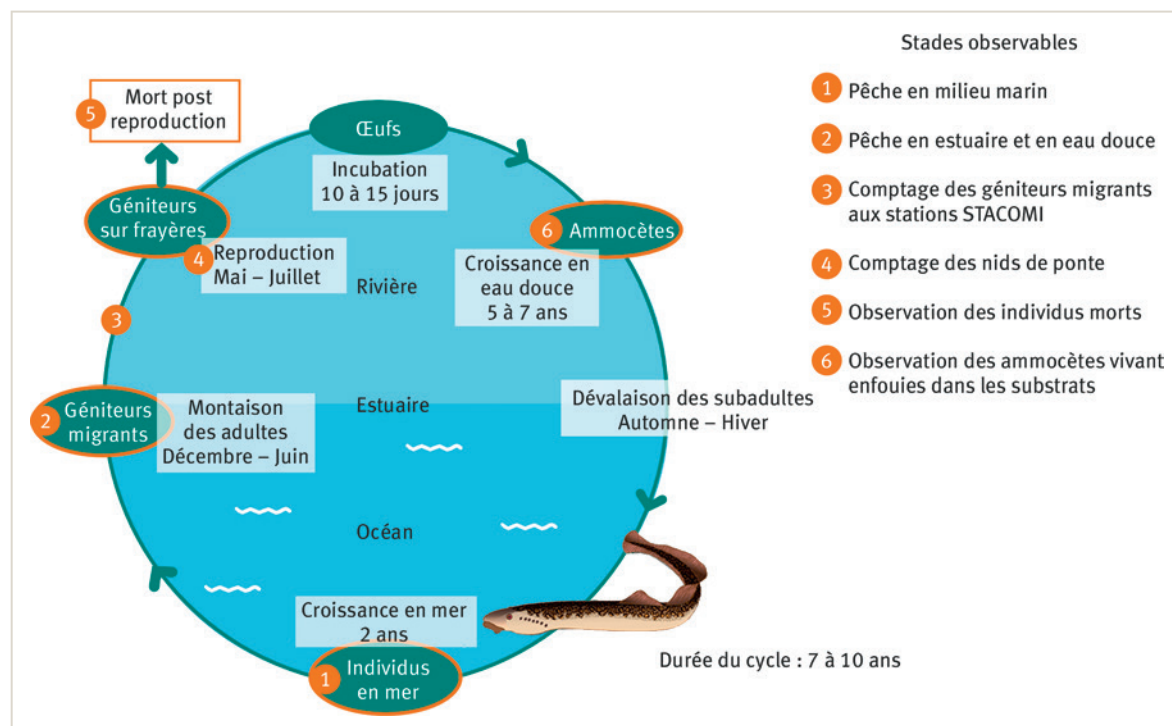
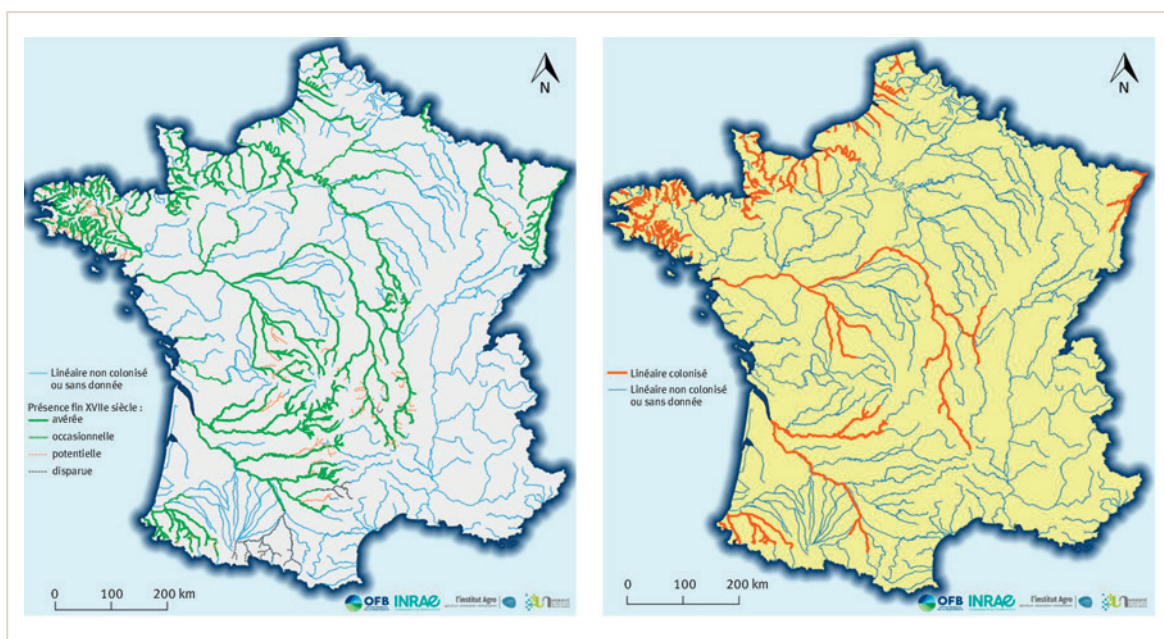


Figure 2 – Cartes de distribution historique (à gauche) et actuelle (à droite) du saumon atlantique (*Salmo salar*) à l'échelle de l'Hexagone. Source : André *et al.* (2021).



Les pressions et mesures de gestion

Les pressions

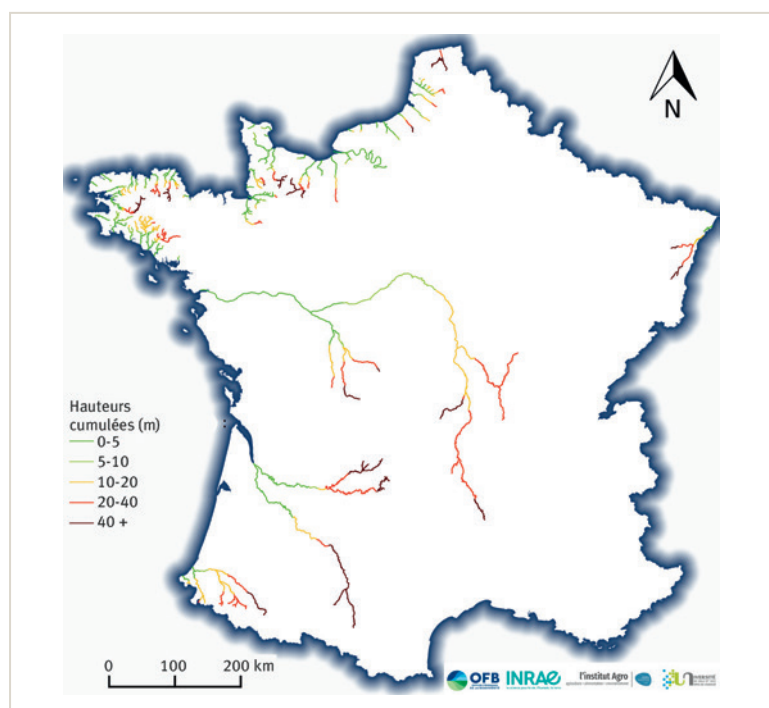
Les pressions sont abordées individuellement. Cet aspect est traité de manière succincte dans la synthèse sur les aloses et les lamproies, tandis qu'une partie spécifique leur est dédiée dans les synthèses sur le saumon atlantique et la truite de mer, pour lesquelles ce sujet est d'avantage documenté. De manière générale, les synthèses traitent des pressions suivantes :

- **la pêche** : les quantités annuelles déclarées, parfois estimées, sont détaillées par COGEPOMI puis agrégées à l'échelle nationale. Les déclarations sont catégorisées en fonction de leur nature : secteur fluvial ou maritime, pêcheur amateur ou professionnel, capture à la ligne ou aux engins. Pour les salmonidés, une carte permet de localiser les communes où les déclarations de captures effectuées par les pêcheurs en eau douce sont les plus nombreuses ;
- **la fragmentation de l'habitat** : une carte issue du croisement des cours d'eau fréquentés par l'espèce et des obstacles recensés dans le référentiel des obstacles à l'écoulement (Sandre, 2022) permet d'avoir un aperçu du linéaire impacté par les obstacles. De même une carte des hauteurs cumulées d'obstacles, de l'aval vers l'amont, sur les cours d'eau fréquentés par ces espèces est produite (figure 3) ;
- **la qualité de l'eau** : la problématique des polluants est abordée et le résultat du dernier rapportage relatif au bon état chimique des masses d'eau de surface effectué au titre de la directive cadre sur l'eau est présenté ;
- **le parasitisme** : les informations recueillies sur les principaux parasites, tel que le pou de mer principalement, sont présentés ;
- **le changement climatique** : ce sujet est abordé succinctement, toutefois les principaux résultats d'études menées sur les effets du changement climatique sont exposés.

Les mesures de gestion

Outre les mesures d'encadrement de la pêche qui font l'objet d'un chapitre dédié dans la partie relative à la réglementation en vigueur, les synthèses sur les salmonidés présentent dans le détail les opérations de repeuplement qui ont été effectuées dans l'Hexagone.

Figure 3 – Carte des hauteurs cumulées des obstacles rencontrés sur les cours d'eau de l'Hexagone fréquentés par le saumon. Source : André *et al.* (2021).



L'historique des déversements est détaillé par COGE-POMI, voire par cours d'eau. Les données collectées, qui vont de la moitié du vingtième siècle à la période récente, permettent de visualiser l'évolution des quantités déversées dans le cadre d'opérations de repeuplement.

Les impacts du repeuplement, notamment en termes de génétique, sont également abordés dans la dernière synthèse sur la truite de mer (André *et al.*, 2024) et des pratiques visant à améliorer la gestion par repeuplement y sont exposées.

Conclusion

Ces synthèses fournissent un état des lieux national de la situation des poissons migrateurs amphihalins qui s'appuie sur les connaissances existantes au moment de leur rédaction. Les données et les résultats de leur traitement qui y sont présentés constituent une source d'informations, dont certaines inédites, mise à disposition du public. Elles peuvent servir pour des besoins de gestion, mais aussi dans le cadre d'actions de communication.

Il s'agit d'un travail qui a vocation à être reproduit régulièrement afin d'une part, de poursuivre l'acquisition des connaissances sur la période déjà étudiée et d'autre part, de produire des nouvelles synthèses actualisées. ■

REMERCIEMENTS

Nos remerciements vont aux producteurs de données qui par le travail qu'ils mènent sur le terrain permettent d'enrichir les connaissances sur les espèces migratrices amphihalines. Parmi lesquels, par ordre alphabétique : les associations agréées de pêche et de protection du milieu aquatique (AAPPMA) et fédérations départementales des associations agréées de pêche et de protection des milieux aquatiques (FDAAPPMA), les associations migrateurs (BGM, Logrami, Migado, Migradour, MRM, RMM, Seinormigr), les bureaux d'études (Capena, Fish-Pass, Hydro Concept), le comité de bassin versant « Vallée du Léguer », les établissements publics territoriaux de bassin Charente et Vilaine, INRAE, l'OFB, le Parc naturel régional Marais Poitevin, Quimperlé Communauté, le Syndicat mixte d'aménagement touristique de l'Aulne et de l'Hyères (SMATAH).

RÉFÉRENCES

- André, G., Guillaume, N., Sauvadet, C., Diouach, O., Chapon, P. M., & Beaulaton, L. (2018). *Synthèse sur la répartition des lamproies et des aloses amphihalines en France*. OFB, INRAE, Institut Agro, UPPA. https://hal.inrae.fr/POLE_MIGRATEURS_AMPHIHALINS/hal-03006782
- André, G., Guillaume, N., Charles, M., Clermont-Ledez, Y., Legrand, M., Chapon, P. M., & Beaulaton, L. (2021). *Synthèse sur l'état des populations, des pressions et des modalités de gestion du Saumon Atlantique en France*. OFB, INRAE, Institut Agro, UPPA. https://hal.inrae.fr/POLE_MIGRATEURS_AMPHIHALINS/hal-03222495
- André, G., Josset, Q., Launey, S., Nevoux, M., & Beaulaton, L. (2024). *Synthèse sur l'état des populations, des pressions et des modalités de gestion de la Truite de mer en France*. OFB, INRAE, Institut Agro, UPPA. https://hal.inrae.fr/POLE_MIGRATEURS_AMPHIHALINS/hal-04850787
- Sandre. (2022). *Obstacles à l'écoulement – Métropole*. Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau. Consulté le 23/03/2022 sur : <https://www.sandre.eaufrance.fr/atlas/srv/api/records/070df464-73d3-4c00-be2f-93f2a97ef8f5>



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Pour une meilleure connaissance des espèces amphihalines : la mise en place de suivis de la pêche récréative et professionnelle du saumon (*Salmo salar*), de la truite de mer (*Salmo trutta*) et de l'anguille (*Anguilla anguilla*)

Clarisse BOULENGER^{1,5}, Guirec ANDRÉ^{2,5}, Adly KOUBAA^{1,5}, Cécile TREHIN^{1,5}, Sophie LAUNEY^{3,5}, Anne-Laure BESNARD^{3,5}, Marie NEVOUX^{3,5}, Élise GAUTEUR^{1,5}, Laurent BEAULATON^{4,5}, Frédéric MARCHAND^{1,5}

¹ U3E (Unité Expérimentale d'Écologie et d'Écotoxicologie aquatique), INRAE, OFB, Rennes, France.

² Service de l'eau et des milieux aquatiques, Direction Surveillance, Évaluation, Données, OFB, U3E, Rennes, France.

³ DECOD (Dynamique et Durabilité des Écosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

⁴ Service Conservation et gestion durable des espèces exploitée, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

⁵ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Clarisse BOULENGER, clarisse.boulenger@inrae.fr

Pour mieux comprendre le déclin des espèces de poissons amphihalins observé depuis plusieurs décennies et proposer des mesures de gestion adaptées, il est essentiel de collecter des données de pêche fiables ciblant ces espèces. Le pôle MIAME, pour la gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement, joue un rôle central dans cette démarche en assurant le suivi et l'analyse des pêcheries en eau douce et en mer. Cet article présente les dispositifs et protocoles mis en place par le pôle pour structurer et exploiter ces données, afin de déterminer les pressions les plus à même d'expliquer ces tendances. Ce travail alerte sur la situation de ces espèces et incite à renforcer les mesures de conservation et de gestion.

Introduction

Depuis plusieurs décennies, les populations de poissons amphihalins connaissent un déclin marqué de leur abondance en France et dans le monde. Ce déclin est lié aux multiples pressions exercées sur ces espèces tout au long de leur cycle de vie, dans les milieux d'eau douce et marin. Parmi ces pressions figurent la dégradation des habitats, le changement climatique, la surpêche et le braconnage. En 2019, la liste rouge de l'IUCN¹ en France a évalué que seules 15% des espèces amphihalines n'étaient pas menacées ou quasi menacées (IUCN, 2019).

Pour mieux comprendre ce déclin et proposer des mesures de gestion adaptées, il est important de pouvoir travailler sur des données de pêcheries fiables ciblant ces espèces. Une pêcherie pouvant être définie comme une unité de gestion regroupant plusieurs navires de pêches

ciblant une zone géographique et/ou une espèce. Ces données permettent non seulement de caractériser les pêcheries et leurs impacts sur une espèce ou son environnement, mais aussi recueillir des informations écologiques sur l'espèce notamment dans des zones difficiles d'accès pour les suivis scientifiques, comme l'habitat en mer.

Ces dernières années, le pôle OFB-INRAE-Institut Agro-UPPA pour la gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement (pôle MIAME) a intensifié ses efforts pour collecter des données issues des pêcheries en eau douce et en mer, en particulier sur les salmonidés et l'anguille européenne. Ces actions poursuivent deux objectifs principaux : améliorer les connaissances sur ces espèces et répondre aux exigences des réglementations

1. Union internationale pour la conservation de la nature.

européennes, telles que le *Data Collection Framework* (DCF – encadré 1) et la directive cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM). Grâce à son expertise reconnue, le pôle est responsable, au niveau national, de plusieurs programmes de collecte de données sur ces espèces, tant dans le cadre de ces règlements que de projets scientifiques spécifiques.

Cet article présente les protocoles et dispositifs déployés par le pôle, permettant d'avoir un processus complet de gestion des données de suivi de pêcheries, depuis leur collecte jusqu'à la transmission des résultats d'analyse.

Caractérisation des pêcheries et des captures via la collecte de données et d'échantillons

La caractérisation des pêcheries et de leurs impacts sur une espèce ou sur l'environnement repose sur la collecte de données précises. Ces informations permettent d'évaluer l'importance des pêcheries, leur étendue géographique et leurs cibles, en prenant en compte des paramètres tels que le nombre de pêcheurs, la fréquence des sorties, les types d'engins utilisés, les zones exploitées, les espèces ciblées, ainsi que des caractéristiques biologiques comme la taille, l'âge et le sexe des individus pêchés.

Pour collecter ces données essentielles, le pôle s'appuie sur différents dispositifs et protocoles qu'il a développés en fonction des contraintes existantes et de son expertise.

Collecte des données pour caractériser les pêcheries

En eau douce

Avant sa participation officielle au DCF, le pôle, en partenariat avec la Fédération nationale de pêche en France (FNPF), avait mis en place deux dispositifs pour permettre le suivi des pêcheries en eau douce dont celles d'amphihalins : le CNICS (Centre national d'interprétation des captures de salmonidés migrateurs) et Cesmia (pour le suivi national de la pêche aux engins).

Le suivi des pêcheries à la ligne en eau douce du saumon et de la truite de mer est assuré par le CNICS. Le CNICS s'appuie sur les déclarations des pêcheurs professionnels

Encadré 1 – La *Data Collection Framework* (DCF)

Au niveau européen, la DCF (règlement n° 1004/2017) impose un cadre général pour la collecte, la gestion et l'utilisation des données dans le secteur de la pêche, visant à soutenir les avis scientifiques sur la Politique commune de la pêche. Les objectifs principaux de cette collecte de données sont de répondre aux appels à données des groupes d'experts internationaux fournissant des avis sur l'état des stocks de poissons et d'évaluer l'état des populations. Elle est encadrée par différents règlements européens rattachés à la Politique commune de la pêche (règlement CFP n° 1380/2013). En France, un partenariat d'instituts publics permet la collecte, la gestion et l'utilisation de ces données. Le pôle MIAME y est fortement impliqué puisque INRAE et l'OFB, au vu de leur expertise, ont été désignés comme pilotes de la collecte des données pour les salmonidés et l'anguille européenne. Pour répondre aux obligations réglementaires du DCF sur ces espèces, le pôle MIAME doit, en plus de suivis scientifiques en rivière, réaliser la collecte de données issues de la pêche récréative et professionnelle en rivière et en mer.

et récréatifs en eau douce pour recueillir des informations sur les captures et des mesures biométriques, et collecter des écailles pour chaque poisson capturé (qui pourront servir à établir l'âge et le sexe des poissons capturés notamment). La déclaration de capture obligatoire pour le saumon depuis 1987 (arrêté du 16 octobre 1996 en vigueur) et la déclaration de capture volontaire pour la truite de mer permettent d'avoir une série de données sur le long terme qui est représentative de ces pêcheries. Cesmia est un outil dédié à la télédéclaration des captures réalisées par des pêcheurs professionnels et récréatifs utilisant des engins et filets (anciennement connu sous le nom de SNPE : Suivi national de la pêche aux engins). Mobilisé dans le cadre du DCF, cet outil permet un suivi des pêcheries d'anguilles en eau douce. Sur le domaine public fluvial, les pêcheurs, qu'ils soient professionnels ou amateurs, ont l'obligation de déclarer mensuellement leurs captures. Les données de bases fournies par ces déclarations permettent en particulier de caractériser les efforts de pêche, c'est-à-dire les moyens mis en œuvre pour effectuer les captures (lieux de pêche, matériel de pêche, etc.) ainsi que le volume des captures. Il est dès lors possible de calculer l'indice de « capture par unité d'effort » (CPUE), qui permet de rendre compte globalement de l'abondance d'un taxon et de son aptitude à être capturé sur une période donnée

En mer

Afin de garantir des données fiables sur les captures réalisées par les pêcheurs professionnels en mer, le pôle MIAME a mis en place un partenariat avec Ifremer et la Direction générale des Affaires maritimes, de la Pêche et de l'Aquaculture (DGAMPA) pour définir des procédures de correction, de complétion et de qualification des données de débarquements réalisés par des navires sous pavillon français et pêchant des espèces amphihalines. Pour cela, différentes sources de données sont utilisées :

- les données brutes de déclaration de capture issues de visiocapture fournies par la DGAMPA,
- les données issues de l'algorithme SACROIS² qui croise, rapproche, vérifie et contrôle différentes sources d'informations fournies par Ifremer ;
- les informations issues des licences délivrées par le Comité national des pêches maritimes et des élevages marins, obligatoires pour la pêche des espèces amphihalines ;
- des données d'expertise.

Une fois ces données validées par les procédures du pôle, elles permettent de caractériser les pêcheries en mer d'espèces amphihalines, notamment en termes de quantités capturées, zones de pêche, types d'engins utilisés et stades de développement (pour l'anguille).

Malgré une obligation européenne (DCF), la caractérisation des pêcheries récréatives en mer est un défi au niveau national quelle que soit l'espèce étudiée car les pêcheurs n'ont pas de licence et n'ont pas ou peu d'obligation de déclaration. Une étude pilote mise en place par Ifremer est en cours pour définir des protocoles permettant de caractériser les pêcheries récréatives en mer. La pêche récréative en mer de l'anguille européenne étant interdite, le pôle s'implique dans le suivi de cette étude pilote pour les salmonidés.

2. <https://sih.ifremer.fr/Debarquements-effort-de-peche/Sacrois>

Collecte de données et d'échantillons biologiques pour caractériser les captures

Dans le cadre du DCF et de certains programmes scientifiques, le pôle a développé ou participé à la mise en place de différents protocoles permettant de collecter des données biométriques sur les individus capturés par les pêcheurs professionnels et récréatifs, notamment en mer. Il s'est appuyé pour cela sur son expertise du CNICS (collecte d'écaillés auprès des pêcheurs professionnels et récréatifs en eau douce pour les salmonidés) ainsi que sur les différents protocoles existants pour l'échantillonnage en mer, par exemple les protocoles [ObsMer](#)³ et [ObsVentes](#)⁴ développés par Ifremer.

Au niveau national

L'échantillonnage en criée

Depuis 2022, le pôle effectue des échantillonnages en criée pour collecter des données et des échantillons sur les salmonidés et autres espèces amphihalines. Le protocole s'appuie en partie sur le protocole Obsventes qui repose sur un plan d'échantillonnage précis visant à couvrir l'ensemble des pêcheries en France. Cependant lors des discussions avec Ifremer, il a été mis en évidence que la vaste emprise spatiale, temporelle et « métier » de ce protocole ne permettait pas d'avoir un échantillonnage représentatif des pêcheries ciblant spécifiquement les espèces amphihalines. Le pôle a donc proposé d'adapter le protocole pour pouvoir remédier à cette limitation. La première expérience d'échantillonnage a été menée à la criée de Ciboure/Saint-Jean-de-Luz, qui concentre plus de 80 % des débarquements nationaux de salmonidés. L'opération s'est déroulée avec des visites planifiées d'avril à fin juillet, effectuées une à trois fois par semaine. Pendant ces visites, des mesures biométriques telles que la taille et le poids des poissons sont relevées (photo 1). Des prélèvements d'écaillés sont réalisés sur l'ensemble des captures et une vérification de la présence de marquage (PIT-tag) est effectuée

Fort de cette expérience qui a permis de collecter plus de cinq cents mesures biométriques et d'échantillons, le pôle a proposé de retranscrire ce protocole sur d'autres criées (figure 1) pour plusieurs espèces amphihalines (salmonidés, aloses et mulot porc). Cet échantillonnage, réalisé dans le cadre du projet Interreg Arc Atlantique, DiadSea, visant à améliorer les connaissances sur les amphihalins en mer pour une meilleure gestion transnationale, se déroule de juillet 2024 à juin 2025. Il a d'ores et déjà permis, au bout de six mois d'échantillonnage, de collecter plus de cent individus.

L'achat direct des captures aux pêcheurs professionnels

Pour les espèces vendues essentiellement hors criées, comme l'anguille européenne, le pôle a développé un protocole pour recueillir des données biométriques et des échantillons biologiques. Ce protocole repose sur l'achat direct d'anguilles auprès de marins-pêcheurs (civelles, depuis 2020) et des pêcheurs professionnels fluviaux (anguilles jaunes et argentées, depuis 2010). Alors que les civelles sont mesurées et conservées entières, des mesures et des prélèvements sont réalisés sur les anguilles jaunes et argentées. Ces prélèvements incluent les otolithes, la nageoire (ajoutée au protocole depuis 2023) et la vessie natatoire. Le plan d'échantil-

lonnage permet de couvrir toutes les zones de débarquements commerciaux et de garantir que les quantités prélevées reflètent les quantités débarquées par zone.

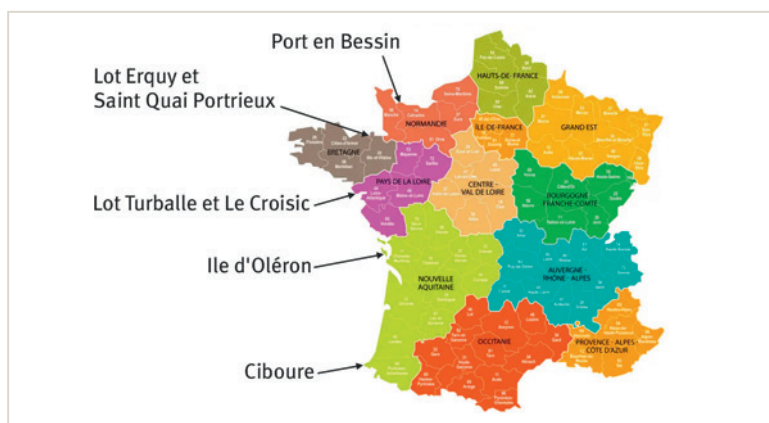
La collecte grâce aux observateurs en mer

Grâce aux communications réalisées au sein de ses réseaux sur l'intérêt de disposer d'échantillons prélevés en mer et sa capacité à stocker de façon pérenne et sécurisée les données et les échantillons, le pôle reçoit des données et des échantillons issus de différents programmes développés au sein des parcs naturels marins ([ARPEGI](#)⁵ sur le Pertuis Gironde et [ObsMer](#) en mer d'Iroise) ou de grands estuaires ([BioTrol](#)⁶ sur la Loire).

Photo 1 – Mesure d'un saumon à la criée de Saint-Jean-de-Luz (crédit photo : C. Tréhin).



Figure 1 – Criées échantillonnées dans le cadre du programme DiadSea.



3. <https://sih.ifremer.fr/Ressources/ObsMer>

4. <https://sih.ifremer.fr/Ressources/ObsVentes>

5. <https://parc-marin-gironde-pertuis.fr/actualites/deux-actions-phares-du-projet-arpegi>

6. <https://www.umr-decod.fr/fr/projet/131>

Chaque programme suit son protocole spécifique, mais tous reposent sur des observateurs embarqués sur les navires de pêche ou présents lors des débarquements pour collecter des données et des échantillons. Ces informations concernent les coordonnées de la capture, des mesures biométriques ainsi que des prélèvements d'écaillés, nageoires et otolithes, notamment sur les espèces amphihalines, telles que l'aloise, la truite de mer, le saumon atlantique et l'éperlan.

À l'international

Suivi de la pêche au Groenland

Depuis 2020, le pôle s'investit dans un programme de coopération internationale portée par l'Organisation pour la conservation du saumon de l'Atlantique Nord (OCSAN⁷) sur le suivi de pêche de saumon atlantique au Groenland. Cette pêche, aujourd'hui restreinte à une pêche de subsistance par les communautés locales, opère sur un stock partagé de capture principalement des saumons atlantiques nés dans les rivières d'Amérique du Nord et d'Europe. Pour quantifier l'impact de cette pêche, il est important de collecter des données précises sur les débarquements, l'origine et les caractéristiques biologiques des individus capturés. À cet effet, tous les participants au programme envoient en mission des agents pour collecter les données et les échantillons au Groenland, directement sur les points de débarquements des pêcheurs. Ce fut le cas d'agents du pôle MIAME en 2021, 2022 et 2024.

Gestion des données et des échantillons

En dehors des otolithes d'anguilles, gérées par le pôle de sclérochronologie d'Ifremer, tous les échantillons collectés sont gérés par le Centre de ressources biologiques Colisa (Marchand *et al.*, 2018) qui en assure la conservation, l'analyse, puis la mise à disposition à la communauté scientifique. Différentes analyses peuvent être réalisées sur ces échantillons pour en tirer des informations importantes sur les individus capturés. Ainsi les écaillés collectés sur les salmonidés nous renseignent

sur leur âge (figure 2 ; Bagliniere *et al.*, 2020, 2022) et leur sexe (par analyse moléculaire, Besnard *et al.*, 2023). Pour recueillir ces mêmes informations sur l'anguille, il est nécessaire d'analyser les otolithes pour l'âge et d'observer l'appareil reproducteur pour le sexe.

Toutes les données issues directement des collectes ou des analyses des échantillons sont stockées dans différentes bases de données PostgreSQL utilisant les mêmes référentiels, permettant ainsi des connexions entre elles. La plupart de ces données respectent le principe FAIR (Findable, Accessible, Interoperable, Reusable).

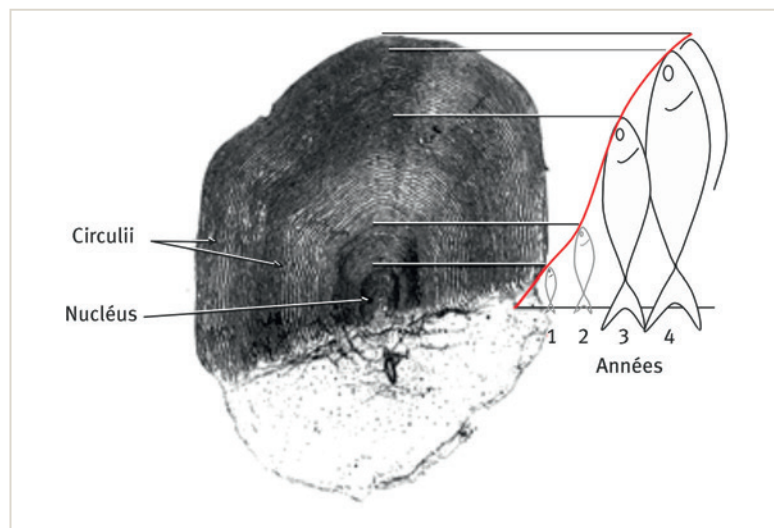
Des données et échantillons utiles à une meilleure connaissance des espèces et à leur gestion

L'ensemble des données et échantillons collectés pour caractériser les pêcheries et les captures sont utilisés pour améliorer la gestion des espèces, à l'échelle nationale et à l'échelle internationale.

Ainsi, le CNICS permet d'assurer le suivi des pêcheries des captures de saumons et de truites de mer réalisées par la pêche à la ligne via les télédéclarations et déclarations papier des pêcheurs professionnels. Le délai maximum de déclaration est de deux jours ouvrés pour les pêcheurs à la ligne et mensuel pour les professionnels. Ce suivi réalisé en temps réel permet, en cas d'atteinte du total autorisé de captures (TAC), d'appliquer une fermeture temporaire ou définitive de la pêche par arrêté préfectoral.

Ces données sont également utilisées pour répondre aux appels à données de la NASCO⁸ ou des groupes d'experts internationaux du CIEM, Conseil international pour l'exploration de la mer, (WGNAS⁹ pour le saumon atlantique, WGTRUTTA¹⁰ pour la truite de mer et WGEEL¹¹ pour l'anguille européenne). Au sein de ces groupes, les données collectées par le pôle et celles fournies par d'autres États membres permettent d'évaluer l'état des stocks de ces espèces sensibles. Les résultats des traitements des données et les évaluations produites chaque année sont publiés et servent aux différents preneurs de décision pour la mise en place de mesures de gestion. Suite à plusieurs avis du WGEEL préconisant l'arrêt de la capture d'anguilles européennes par principe de précaution, puisqu'aucun progrès global n'avait été accompli pour atteindre l'objectif de 40% d'échappement de la biomasse d'anguilles argentées dans l'ensemble de l'Union, comme l'exige l'article 2, paragraphe 4, du règlement (CE) no 1100/2007 du Conseil (8), un nouveau règlement européen a été mis en place. Ce règlement (2023/194) a étendu à six mois la période de fermeture pour toute activité de pêche commerciale ciblant l'anguille dans les eaux marines et les eaux saumâtres de l'Union européenne de l'Atlantique du Nord-Est et de la mer Méditerranée, ainsi que pour les navires de pêche de l'Union européenne dans toutes les eaux marines de la Méditerranée. Il a également interdit toute pêche récréative de l'anguille dans ces eaux.

Figure 2 – Interprétation de l'âge d'un saumon.



7. <https://nasco.int/west-greenland-sampling-programme/>

8. <https://nasco.int/about/>

9. <https://www.ices.dk/community/groups/Pages/WGNAS.aspx>

10. <https://www.ices.dk/community/groups/Pages/WGTRUTTA.aspx>

11. <https://www.ices.dk/community/groups/Pages/WGEEL.aspx>

Dans une démarche d'amélioration continue des données transmises à ces groupes, le pôle met régulièrement en place des procédures de traitement de données. Depuis 2022, les données collectées à la criée de Saint-Jean-de-Luz ont servi à répartir les captures de la zone Adour par classe d'âge (un ou plusieurs hivers de mer) afin d'améliorer l'intégration des données françaises dans les modèles d'évaluation et ainsi faciliter la gestion des stocks.

Les données et échantillons alimentent également entre dix et quinze programmes de recherche par an. Dans le cadre du projet RENOSAUM (Rénovation de la stratégie de gestion du saumon en Bretagne) (Prévost et Lebot, 2022), les données du CNICS (suivis des captures depuis 1987) ont permis l'élaboration d'un nouveau plan de gestion du saumon en Bretagne et contribuent à alimenter les décisions de gestion.

Les données sur l'anguille ont, elles, aussi été mobilisées lors du programme Interreg SUDOANG¹² dont l'objectif est de fournir aux gestionnaires des outils et des méthodes communes contribuant à la conservation de l'anguille européenne et de son habitat. ■

Encadré 2 – En savoir plus.

DCF : Data Collection Framework : https://dcf.ec.europa.eu/index_en?prefLang=fr
DCSMM : directive cadre « Stratégie pour le milieu marin » : <https://dcsmm.milieuamarinfrance.fr/>
NASCO : North Atlantic Salmon Conservation Organization : <https://nasco.int/west-greenland-sampling-programme/>
CIEM : Conseil international pour l'exploration de la mer : <https://www.ices.dk/Pages/default.aspx>
CNICS : Centre national d'interprétation des captures de salmonidés migrateurs : <https://u3e.rennes.hub.inrae.fr/presentation/organisation/pole-miame/cnics>
CESMIA/SNPE : Suivi national de la pêche aux engins : <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/356>

12. <https://sudoang.eu>

RÉFÉRENCES

- Bagliniere, J. L., Hamelet, V., Guéraud, F., Aymes, J. C., Goulon, C., Richard, A., Josset, Q., & Marchand, F. (2020). *Guide pour l'interprétation des écailles et l'estimation de l'âge chez la truite commune (Salmo trutta) dans les populations françaises*. Office français de la biodiversité. <https://hal.inrae.fr/hal-02880916>
- Bagliniere, J. L., Jeannot, N., Nevoux, M., Lamireau, L., Josset, Q., & Marchand, F. (2022). *Guide pour l'interprétation des écailles et l'estimation de l'âge chez le saumon atlantique (salmo salar) dans les populations françaises*. Office français de la biodiversité. <https://hal.inrae.fr/hal-03903909>
- Besnard, A. L., Meslier, L., Jousseau, T., Nevoux, M., Marchand, F., & Launey, S. (2023). Fast, safe and high-throughput Real-Time PCR protocol for molecular sex identification in *Salmo salar*, applicable to historic scale collections. *bioRxiv (Cold Spring Harbor Laboratory)*. <https://doi.org/10.1101/2023.09.05.556299>
- IUCN. (2019). Chapitre Poisson d'eau douce de France métropolitaine. Dans UICN Comité français, MNHN, SFI & OFB (dir). *La liste rouge des espèces menacées en France*. <https://uicn.fr/liste-rouge-poissons-d-eau-douce/>
- Marchand, F., Aymes, J., Gueraud, F., Guillard, J., Goulon, C., Hamelet, V., Lange, F., Prevost, E., Baglinière, J., Beaulaton, L., Penil, C., & Azam, D. (2018). Colisa, the collection of ichthyological samples. [Base de données]. <https://doi.org/10.15454/d3odjm>
- Prévost, E., & Lebot, C. (2022). *RENOSAUM : Rénovation de la stratégie de gestion du saumon en Bretagne, Rapport final*. OFB ; INRAE ; UPPA ; Association Bretagne Grands Migrateurs. <https://hal-lara.archives-ouvertes.fr/hal-04055849/>





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Le projet PastSatAb pour reconstruire des séries temporelles d'abondance et de taux d'exploitation du saumon atlantique en France

Clément LEBOT^{1,5}, Étienne RIVOT^{1,5}, Marie NEVOUX^{1,5}, Étienne PRÉVOST^{2,5}, Mathieu BUORO^{2,5}, Guirec ANDRÉ^{3,5}, Laurent BEAULATON^{4,5}

¹ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

² ECOBIOP, Université de Pau et des Pays de l'Adour, INRAE, Saint-Pée-sur-Nivelle, France.

³ Service de l'eau et des milieux aquatiques, Direction Surveillance, Évaluation, Données, OFB, U3E Rennes, France.

⁴ Service Conservation et gestion durable des espèces exploitées, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

⁵ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Clément LEBOT, clement.lebot@institut-agro.fr

Le projet PastSatAb propose une reconstitution des dynamiques du saumon atlantique en France sur les cinquante dernières années, grâce à une modélisation bayésienne intégrée. En synthétisant les données et l'expertise disponibles, le projet a permis d'obtenir de nouvelles informations sur les dynamiques régionale et nationale des populations de saumons adultes. Ces résultats apportent une vision affinée de l'évolution des stocks, utile à l'échelle nationale comme internationale.

Introduction

Les populations sauvages de saumon atlantique (*Salmo salar*) sont aujourd'hui fragilisées sur l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce. Entre le début des années 1970 et aujourd'hui, on estime que l'abondance totale de saumon dans l'Atlantique Nord a décliné d'un facteur 4 (ICES, 2024)¹. À l'échelle de son aire de répartition, le saumon est classé comme espèce « quasi menacée » par l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN; Darwall, 2023).

Parmi les nombreux facteurs contribuant au déclin des populations de saumon atlantique figurent la diminution, la dégradation et la fragmentation des habitats en eaux douces, le changement climatique ainsi que l'exploitation par la pêche. Entre les années 1960 et le début des années 1990, les stocks de saumons ont été intensément exploités, faisant de la surexploitation par la pêche l'une des premières causes identifiées de ce déclin (Parrish *et al.*, 1998; Forseth *et al.*, 2017; Dadswell *et al.*, 2022). Malgré la fermeture progressive des principales pêcheries de saumons (Hindar *et al.*, 2010; Chaput, 2012; Bowlby *et al.*, 2014; Grilli et Curtis, 2020), le déclin

des populations persiste. Même si les causes restent multifactorielles, ce déclin persistant est généralement attribué à une baisse de la survie en mer, probablement en réponse à des changements de l'écosystème marin à grande échelle (Olmos *et al.*, 2020; Vollset *et al.*, 2022; ICES, 2023).

La nécessité d'une gestion de l'espèce à un niveau international a conduit à la création, en 1983, de l'Organisation pour la conservation du saumon de l'Atlantique Nord (OCSAN; <http://www.nasco.int/>). Chaque année, l'OCSAN mandate le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM), à travers le groupe de travail sur le saumon de l'Atlantique Nord (WGNAS), pour fournir des avis scientifiques sur l'état de conservation des stocks et formuler des recommandations concernant la gestion des pêcheries de saumon. Le WGNAS a élaboré un modèle pour évaluer l'état des populations à l'échelle de grandes unités de gestion (UG), définies à l'échelle nationale ou régionale, couvrant l'ensemble du bassin de l'Atlantique Nord (Chaput, 2012; Rivot *et al.*, 2025). La France est l'une des vingt-cinq UG considérées dans ce modèle.

1. International Council for the Exploration of the Sea ou en français CIEM Conseil International pour l'exploration de la mer.

Ce modèle d'évaluation valorise des séries de données de plus de cinquante ans (depuis 1971 jusqu'à aujourd'hui) agrégées à l'échelle de chaque UG. Elles consistent essentiellement en (i) des estimations de l'abondance des retours de saumons adultes après le séjour marin, fournies séparément pour les deux classes d'âge de mer qui composent les retours d'adultes, soit les poissons ayant passé un seul hiver en mer (notés 1HM) et ceux ayant passé deux (ou plus) hivers en mer (notés 2HM ou PHM); (ii) des estimations des captures de saumon effectuées dans toutes les eaux côtières et estuariennes sous juridiction nationale et dans les cours d'eau; (iii) des paramètres biologiques comme la structure d'âge des juvéniles à la migration vers la mer ou le rapport des sexes au stade adulte reproducteur et la fécondité moyenne des femelles.

Pour l'essentiel des UG (dont la France), les estimations d'abondance des retours d'adultes 1HM et PHM sont obtenues à partir du modèle « un Run-Reconstruction » (RR) développé par le WGNAS (ICES, 2021). Ce modèle est alimenté par les séries chronologiques de données de captures et de taux d'exploitation (estimés ou déterminés par des experts) agrégées à l'échelle de chaque UG. En pratique, les estimations du nombre d'adultes 1HM et PHM retournant dans les eaux territoriales sont obtenues en divisant les captures par les taux d'exploitation. L'incertitude sur la connaissance du taux d'exploitation est intégrée dans l'analyse, générant en retour une incertitude sur l'estimation des retours.

Bien que pragmatique, cette approche pour estimer les retours d'adultes présente plusieurs limites qui peuvent affecter la qualité des estimations d'abondance et, par conséquent, la qualité des avis fournis par le WGNAS.

La première limite fondamentale du modèle RR est qu'il s'appuie sur des données de captures et des estimations de taux d'exploitation agrégées à l'échelle d'une UG (par exemple, la France). Le taux d'exploitation agrégé au niveau national est essentiellement défini à dire d'expert, et il reste très difficile de tracer la méthodologie utilisée pour l'établir. En effet, le caractère agrégé de la procédure ne permet pas de distinguer les différentes pêcheries impliquées, ni de prendre en compte l'hétérogénéité spatiotemporelle des dynamiques d'exploitation qui pourtant existent au sein même d'une UG. Bien que des données et de l'expertise soient généralement disponibles pour caractériser ces dynamiques à une échelle spatiale plus fine, le cadre actuel ne permet pas d'en tenir compte.

Le modèle RR ne permet pas non plus d'intégrer les informations disponibles qui informent directement sur les abondances de retours d'adultes. En France, par exemple (mais c'est généralement le cas dans la plupart des UG), des stations de suivi à long terme des populations de saumon atlantique ont été installées sur certaines rivières (Prévost *et al.*, 2003 ; Legrand *et al.*, 2020). Elles fournissent des informations sur l'abondance totale ou partielle des saumons adultes retournant frayer qui ne peuvent être valorisées dans le modèle de RR. Parallèlement, des modèles ont été développés pour fournir des estimations d'abondance à une échelle spatiale plus large que celle des rivières, mais inférieure à celle d'une UG. C'est par exemple le cas du modèle développé par Lebot *et al.* (2022) dans le cadre du projet RENOSAUM² (Prévost *et al.* 2025). Ce modèle permet d'estimer l'abon-

Figure 1 – Carte représentant les cinq régions considérées lors du projet PastSatAb.



dance des retours d'adultes sur toute la région Bretagne (France). Une extension à la Seine-Normandie et l'Artois-Picardie est en cours de développement. On peut citer aussi le modèle développé par Dauphin et Prévost (2013) et mis à jour par Legrand et Prévost (2017) qui permet d'estimer l'abondance des retours de géniteurs dans l'Allier. Ces modèles, qui utilisent les meilleures informations et expertises disponibles à une échelle locale ou régionale, devraient pouvoir être valorisés afin d'améliorer les estimations de retours d'adultes des UG.

Enfin, une dernière limite concerne l'anticipation d'une difficulté (voire d'une impossibilité) à pouvoir mobiliser les données de captures pour produire des estimations d'abondance. En effet, ces dernières années ont été marquées par une succession de mesures de régulation de la pêche de plus en plus restrictives telles que des réductions des totaux admissibles de captures (TACS) ou des moratoires de pêches conduisant à la raréfaction progressive des données de captures.

En conséquence, dans la plupart des UG et notamment en France, l'information agrégée pour estimer l'abondance des retours d'adultes transmise pour nourrir l'évaluation internationale conduite par le WGNAS s'appuie sur une méthode qui ne permet pas de tirer pleinement profit de toute l'information disponible sur les populations de saumon. Le développement de modèles qui intègrent explicitement l'ensemble des données et de l'expertise à un grain spatial plus fin que celui des UG pourrait considérablement améliorer la transparence de la méthode d'estimation et la fiabilité des résultats.

Plusieurs UG, dont l'Écosse, l'Angleterre/Pays de Galles, la Norvège et la France, ont proposé de développer leur propre méthodologie pour estimer les séries temporelles d'abondance des retours et de taux d'exploitation. C'est dans ce contexte qu'est née le projet PastSatAb porté par le pôle MIAME³. Ce projet vise à reconstruire ces séries temporelles pour la France depuis 1970 jusqu'à la dernière année de données disponible (2020 lors du début du projet), en tirant pleinement parti des données et de l'expertise disponibles en France.

2. Rénovation de la stratégie de gestion du saumon en Bretagne.

3. Pôle Gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement.

Une approche de modélisation intégrée valorisant les données et expertises disponibles à une échelle régionale

Pour tenir compte de la diversité régionale des dynamiques de populations et d'exploitation du saumon en France, cinq grandes régions ont été considérées : le Nord, la Bretagne, la Loire-Allier, la Garonne-Dordogne et l'Adour (figure 1). Ces régions coïncident avec le périmètre géographique des comités de gestion des poissons migrateurs (COGEPOMI) en charge de la gestion de cette espèce, à l'exception de la région Nord, qui combine deux COGEPOMI (Artois-Picardie et Seine-Normandie). Le modèle développé dans le cadre du projet PastSatAb suit le trajet retour des saumons adultes en France, depuis leur arrivée dans les eaux territoriales françaises jusqu'à leur reproduction dans les rivières de chacune des cinq régions. Trois composantes clés ont été modélisées :

- la contribution de chaque région aux retours nationaux,
- la structure en classe d'âge de mer des retours régionaux, considérant deux classes d'âge de mer, les 1HM et les PHM,
- la mortalité des adultes lors de leur retour. Deux sources distinctes de mortalité sont représentées, une première due à la pêche ciblant le saumon et une seconde qui regroupe toutes les autres sources potentielles de mortalité (prises accessoires, pollution, prédation, parasitisme, maladies, etc...).

Pour toutes les régions à l'exception de la Garonne-Dordogne, les processus de mortalité sont modélisés de manière séquentielle à travers les trois environnements aquatiques traversés par les saumons : la côte, l'estuaire et la rivière (figure 2). Deux mortalités par pêche ont été distinguées : celle engendrée par les pêcheries commerciales au filet en estuaire et celle causée par les pêcheries récréatives à la ligne en rivière. Faute d'information quantitative, les autres sources de mortalité ont été fixées à zéro.

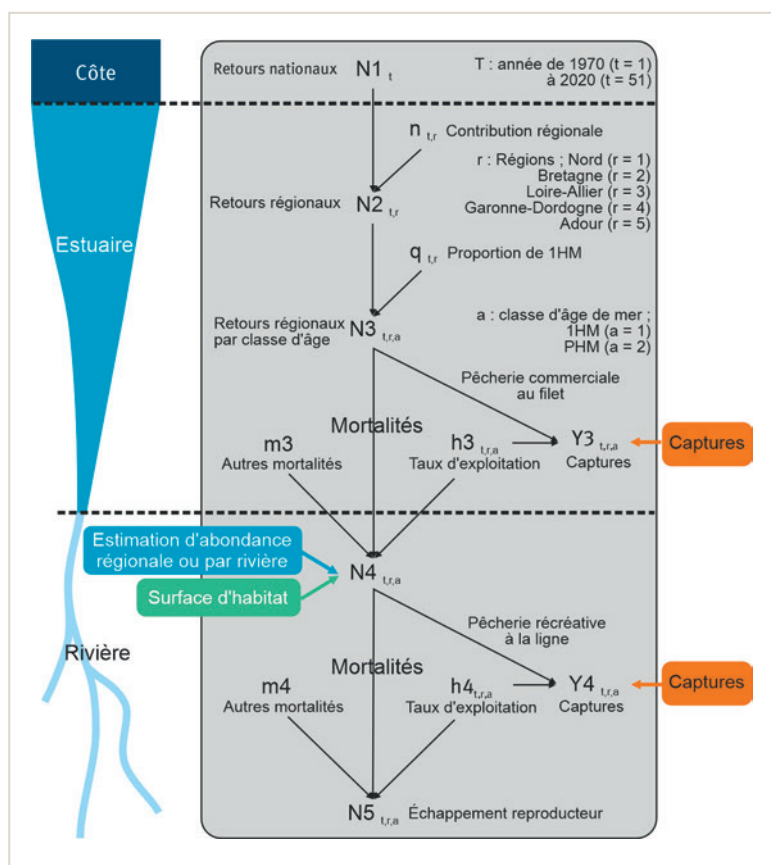
Pour la Garonne-Dordogne, les processus de mortalité n'ont pas été modélisés car ils ne permettaient pas de d'évaluer l'abondance. En effet, les populations de cette région étaient considérées comme éteintes depuis le milieu du dix-neuvième siècle en raison de la construction de grands barrages hydroélectriques empêchant l'accès aux zones de reproduction. Paradoxalement, la pêche y était encore autorisée. Face à cette situation critique, en 1987, la pêche a été interdite et des passes à poissons ont été installées pour rétablir l'accès aux zones de reproduction. Depuis, la recolonisation dans cette région est suivie grâce à des dispositifs de comptages installés sur ces passes, qui sont les seules données utilisées pour évaluer l'abondance des saumons dans cette région.

L'approche de modélisation mise en œuvre valorise un ensemble très important de données dont la qualité, la quantité ainsi que la couverture spatiotemporelle varient en fonction de la région et de la source de données considérées. Elles sont en grande partie tirées du travail de synthèse sur les connaissances disponibles sur le saumon atlantique à l'échelle française mené par André *et al.* (2021) et André *et al.* (2025), complétées par de l'expertise portant principalement sur les dynamiques d'exploitation des différentes pêcheries françaises.

Pour chacune des cinq régions et chacune des deux classes d'âge de mer (1HM et PHM), ces données consistent en (i) les captures effectuées par différentes pêcheries complétées par de l'expertise sur l'évolution de leur taux d'exploitation au cours du temps (à l'exception de la Garonne-Dordogne) ; (ii) des estimations d'abondances à l'échelle de rivières ou de régions, lorsqu'elles sont disponibles ; (iii) des surfaces d'habitat spécifique à l'espèce saumon utilisées comme des facteurs d'échelle pour extrapoler les abondances estimées localement (figure 2).

L'ensemble de ces données issues d'observation et d'expertise est traité conjointement dans un modèle bayésien hiérarchique intégré (HBM). Ce cadre de modélisation est particulièrement adapté pour le traitement de tels jeux de données hétérogènes, notamment en écologie (Royle et Dorazio, 2008 ; Parent et Rivot, 2012). Il permet de considérer explicitement l'erreur d'observation associée aux données et d'extrapoler les informations provenant d'unités spatiotemporelles riches en données vers des unités plus pauvres en données tout en intégrant l'incertitude inhérente à cette extrapolation (Rivot et Prévost, 2002 ; Prévost *et al.*, 2003 ; Brun *et al.*, 2011). Il facilite ainsi l'estimation pour des unités spatiotemporelles sans données ou avec des données manquantes.

Figure 2 – Graphe acyclique orienté montrant la structure conditionnelle simplifiée du modèle. Les trois composantes clés y sont présentées : (i) la contribution de chacune des régions aux retours nationaux, (ii) la structure en âge des retours régionaux modélisée à l'aide de la proportion de 1HM (la proportion de PHM correspondant au reste des retours) ainsi que (iii) les différents processus de mortalités. Les données sont représentées par des encadrés de couleurs.



Le modèle permet *in fine* d'estimer l'abondance des adultes depuis leur arrivée dans les eaux territoriales françaises jusqu'à la reproduction en rivière, ainsi que les taux d'exploitation par pêche ou cumulés sur tous les segments de l'exploitation. Ces estimations sont obtenues pour chacune des deux classes d'âge de mer (1HM et PHM) à l'échelle régionale et nationale.

Une diversité régionale des dynamiques de population et d'exploitation

Les estimations d'abondance et des taux d'exploitation issues du modèle PastSatAb mettent en évidence une diversité régionale forte des dynamiques de populations et d'exploitation sur le territoire français. Les régions de Bretagne et de l'Adour représentent plus de 90 % des retours nationaux, alors que la Loire-Allier, le Nord et la Garonne-Dordogne n'y contribuent qu'à hauteur de 10 % (figure 3a).

L'analyse de la composition en classes d'âge de mer des retours fait émerger trois types de région : celles dont les retours sont dominés par des 1HM (le Nord et la Bretagne), celle dont le ratio entre les classes d'âge de mer dans les retours est plus équilibré (l'Adour), et celles dont les retours sont dominés par des PHM (la Loire-Allier et la Garonne-Dordogne; figure 3b). On constate que plus la taille des bassins versants est grande, plus la proportion de PHM dans les retours est importante. Enfin, on observe un déclin des abondances commun aux cinq régions, légèrement plus marqué chez les PHM (figure 3c et 3d).

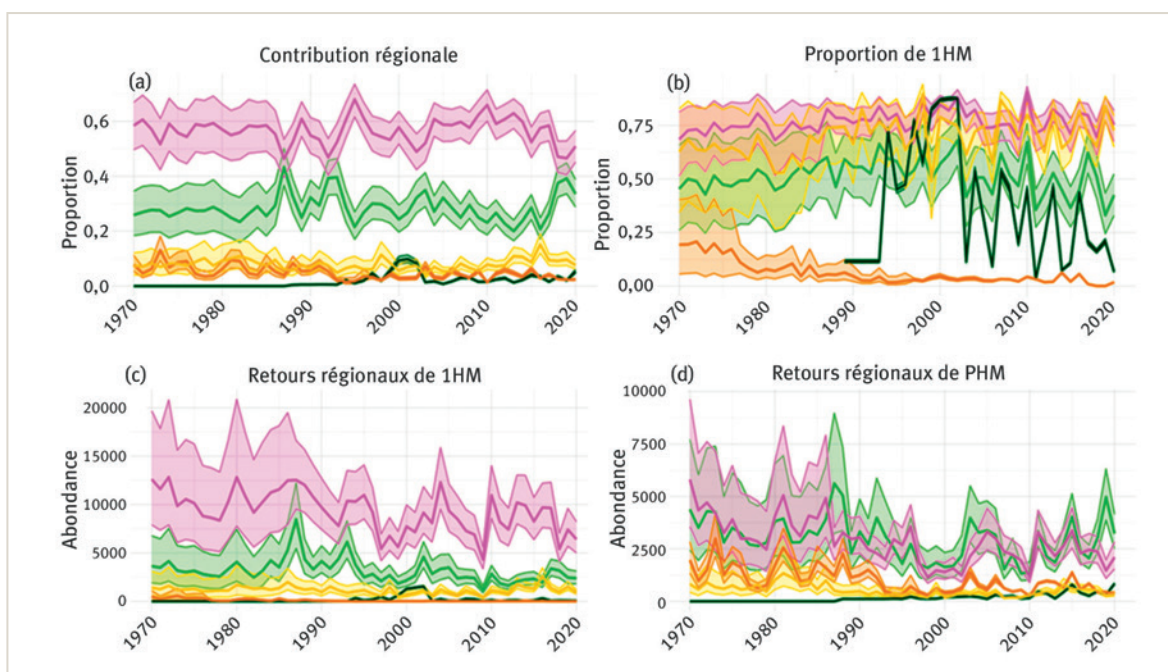
Les taux d'exploitation présentent des différences notables entre les régions. Dans la Loire-Allier et l'Adour, l'exploitation par les pêcheries commerciales au filet a été ou reste la plus intense (figure 4a et 4b).

Les pêcheries au filet sont moins sélectives, c'est-à-dire elles exercent des taux d'exploitation similaires sur les deux classes d'âge de mer, contrairement à la pêche à la ligne, qui cible préférentiellement les PHM. Cette dernière a historiquement affiché les taux d'exploitation les plus élevés dans les régions de la Loire-Allier, du Nord et de la Bretagne (Figure 4c et 4d). Cependant, suite à la fermeture de la pêche dans la Loire-Allier en 1994 et à l'augmentation des taux de prélèvement des pêcheries de l'Adour, les deux principales pêcheries à la ligne encore autorisées jusqu'en 2020, à savoir celle de la Bretagne et de l'Adour, ont des taux d'exploitation très similaires (5 % pour les 1HM et 15 % pour les PHM).

Une nouvelle perception du déclin des abondances de saumon

Les nouvelles estimations fournies par le modèle PastSatAb offrent une perspective renouvelée sur les dynamiques de population et d'exploitation au cours des cinq dernières décennies (figure 3). À l'échelle nationale, une première différence frappante est que les nouvelles estimations suggèrent que le déclin de l'abondance des 1HM est moins sévère que celui estimé par la méthode RR (figure 3a). Ceci résulte principalement de la différence entre les estimations des taux d'exploitation des 1HM fournies par l'approche PastSatAb (figure 3c) et celles utilisées dans l'approche RR. Les estimations issues du modèle intégré, qui permettent de mieux capturer la variabilité régionale des dynamiques d'exploitation, conduisent à des estimations beaucoup plus importantes du taux d'exploitation des 1HM dans certaines régions comme la Bretagne, surtout pendant la première partie historique de la série. Les données de captures étant sensiblement les mêmes dans les deux approches,

Figure 3 – Séries temporelles de (a) proportion des retours dans chaque région ; (b) proportion de 1HM dans chaque région ; (c,d) abondances des retours de 1HM et PHM dans chaque région (vert clair : Adour ; violet : Bretagne ; vert foncé : Garonne-Dordogne ; orange : Loire-Allier ; jaune : Nord). La médiane (ligne) et l'intervalle de crédibilité à 90 % (zone colorée) sont indiqués sur les graphiques.



ces différences de taux d'exploitation conduisent logiquement à des estimations beaucoup moins importantes de l'abondance des retours de 1HM.

Une autre différence concerne la variabilité interannuelle de l'estimation des taux d'exploitation, beaucoup plus lissées dans l'approche RR basée sur une expertise

des taux d'exploitation agrégée à l'échelle nationale et tous segments de pêche confondus. À l'inverse des 1HM, au-delà de la moindre variabilité interannuelle des estimations produites par la méthode RR, les deux méthodes produisent des estimations comparables de l'abondance des PHM (figure 5b et 5c).

Figure 4 – Séries temporelles de taux d'exploitation pour les différentes régions (vert clair : Adour; violet : Bretagne; orange : Loire-Allier; jaune : Nord) selon les types de pêcheries (filets (a et b) et ligne (c et d)) et les deux classes d'âge en mer (1HM (a et c) et PHM (b et d)). La médiane (ligne) et l'intervalle de crédibilité à 90 % (zone colorée) sont indiqués sur les graphiques. Noter (i) que les séries chronologiques de la Loire-Allier s'arrêtent en 1993, dernière année où l'exploitation a été autorisée dans cette région et (ii) qu'aucune série temporelle n'est présentée pour la Garonne-Dordogne car les processus de mortalité par pêche n'ont pas été modélisés pour cette région.

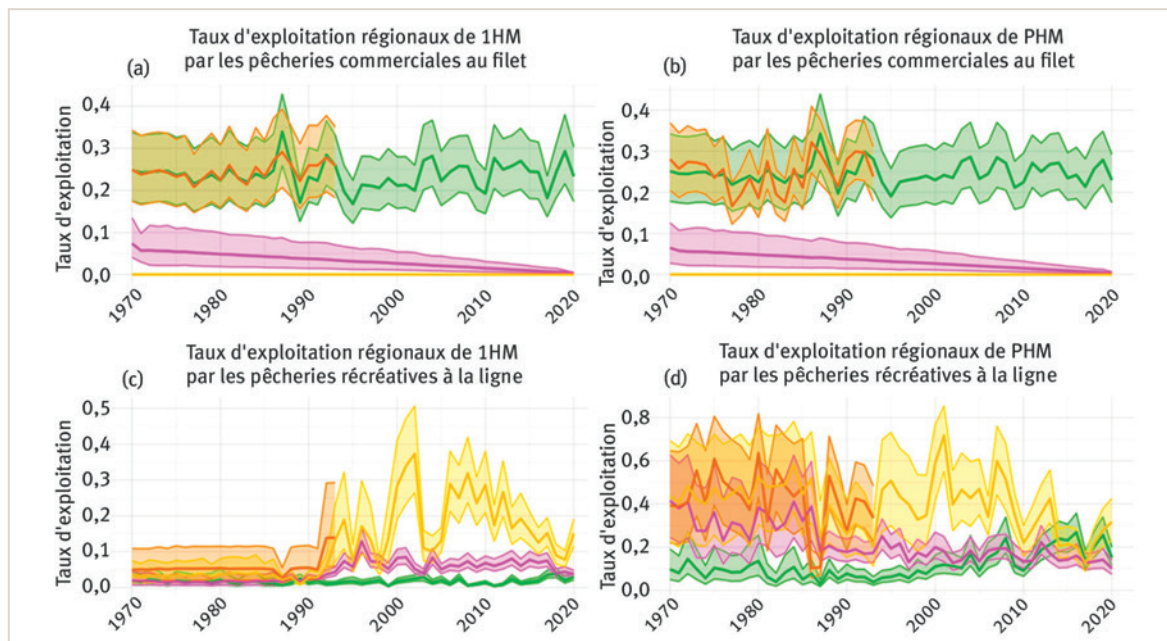


Figure 5 – Comparaison des séries temporelles nationales d'abondances (nombre de poissons) (a et b) et des taux d'exploitation (c et d) par classe d'âge en mer (1HM (a et c) et PHM (b et d)) produites par le modèle PastSatAb (en bleu) et le modèle de RR (en gris). La médiane (ligne) et l'intervalle de crédibilité à 90 % (zone colorée) sont indiqués sur les graphiques.

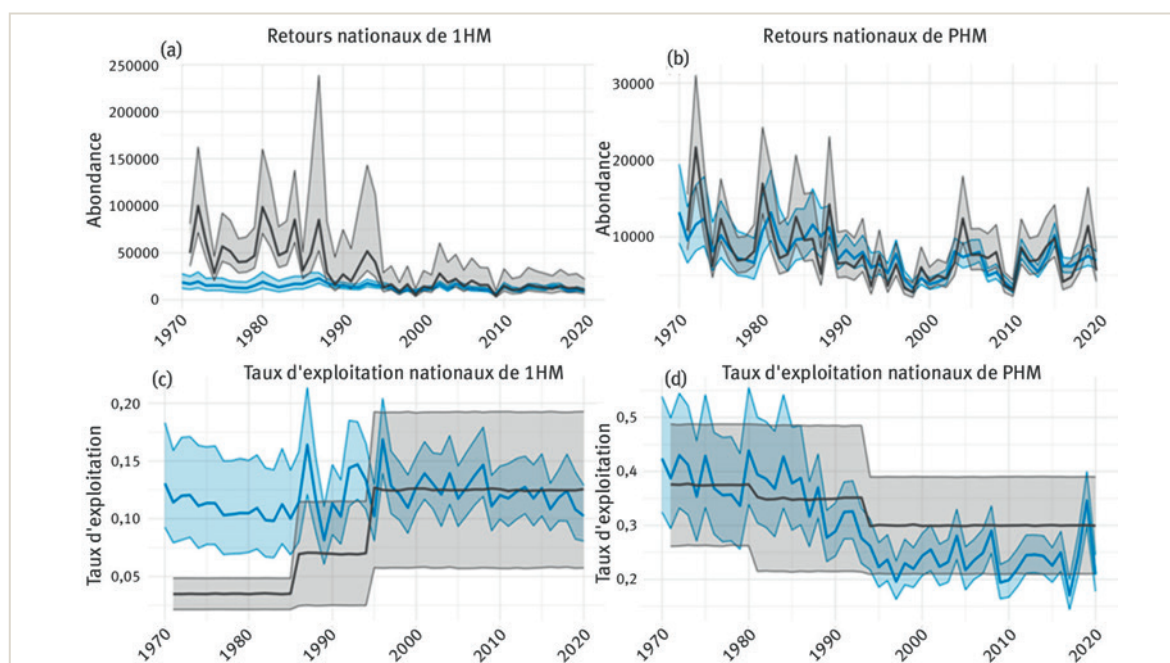
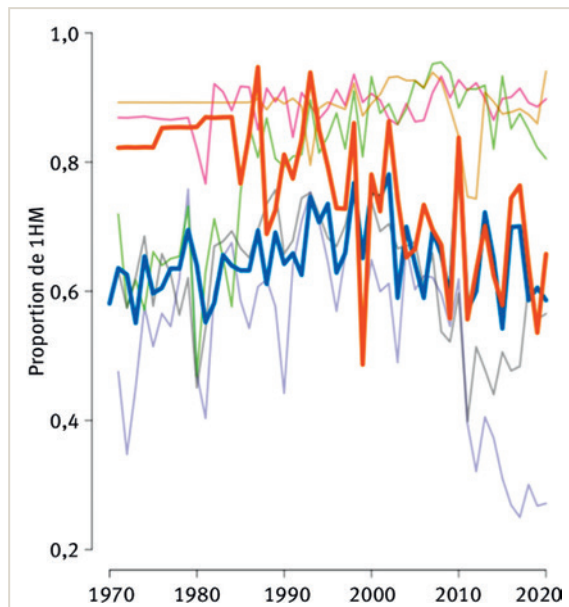


Figure 6 – Séries temporelles des proportions de 1HM pour les six unités de gestion d'Europe du Sud estimée à partir du modèle de RR (France : orange ; Angleterre/Pays de Galles : violet ; Irlande : rose ; Sud-Ouest de l'Islande : vert ; Irlande du Nord : marron ; Écosse : gris). L'estimation de la proportion de 1HM dans les retours issus du projet PastSatAb est également affichée (France – PastSatAb en bleu).



La forte révision à la baisse de l'estimation de l'abondance des 1HM issue de la nouvelle méthode (surtout marquée pendant les premières décennies de la série) conduit à une nouvelle vision de l'évolution de la composition en classes d'âge de mer des retours. La méthode RR produit des estimations de la proportion de 1HM dans les retours très élevées en début de série, déclinant de façon marquée jusqu'à la fin de la série (figure 6). Les nouvelles estimations de proportion de 1HM montrent une dynamique tout à fait différente, marquée par une légère augmentation jusqu'au début des années 1990, suivie par une baisse de cette proportion dans les années récentes. Il est remarquable de noter que cette nouvelle dynamique est beaucoup plus cohérente avec celle observée dans les autres UG européennes. Ceci apporte un crédit supplémentaire aux nouvelles estimations. Au-delà de l'abondance, la structure démographique en termes de classes d'âge dans les retours est une caractéristique fondamentale des populations de saumons. La variabilité des histoires de vie des individus au sein des populations constitue une composante importante de la biodiversité intraspécifique, reflétant la diversité des stratégies de reproduction et d'adaptation face aux pressions que subit l'espèce. Bien décrire la composition en âge des individus est aussi crucial pour quantifier le potentiel reproducteur des populations car les deux classes d'âge (1HM et PHM) présentent des potentiels reproducteurs très différents. Par ailleurs, la classe d'âge de mer des individus étant un trait d'histoire de vie en partie héritable génétiquement (Barson *et al.*, 2015), l'évolution dynamique des proportions relatives des deux classes d'âge, pourrait être un indicateur de l'adaptation des populations aux changements écosystémiques (Olmos *et al.*, 2018; Tréhin *et al.*, 2021).

Conclusion

Le projet PastSatAb a significativement amélioré notre compréhension des populations de saumon et de leur exploitation en France. En synthétisant les données et l'expertise disponibles, le projet a permis d'obtenir de nouvelles informations sur les dynamiques régionale et nationale des populations de saumons adultes sur les cinq dernières décennies. Cette méthodologie permet non seulement de mieux utiliser les données disponibles, mais aussi de rendre explicites les hypothèses de modélisation. La présentation transparente de ces hypothèses permet de les discuter et de les réviser au fur et à mesure que de nouvelles connaissances émergent.

Bien que l'approche PastSatAb apporte des améliorations significatives, un travail complémentaire est nécessaire pour permettre au WGNAS d'intégrer ces estimations dans ses évaluations annuelles. Un cadre méthodologique adapté doit être développé pour actualiser chaque année les estimations issues du modèle, en tenant compte des contraintes suivantes : (i) certaines données, comme les estimations d'abondances régionales, pourraient ne pas être disponibles au moment de la mise à jour ; et (ii) à l'avenir, les données de captures pourraient se raréfier en raison des mesures de gestion de plus en plus restrictives, mises en œuvre ces dernières années pour répondre à la situation préoccupante du saumon en France.

Les différences entre les séries temporelles estimées par le modèle PastSatAb et celles estimées par le modèle RR suggèrent qu'une investigation plus approfondie est nécessaire pour évaluer l'impact de l'ajout de ces nouvelles estimations sur les avis produits par le WGNAS. Bien que l'abondance des populations françaises soit faible relativement à la plupart des autres UG évaluées par le WGNAS, les nouvelles estimations, notamment pour la classe d'âge 1HM au début de la période considérée, pourraient influencer les conclusions globales des évaluations du WGNAS. Un travail futur devrait explorer les répercussions possibles de ces changements sur les évaluations concernant la France et les autres unités de gestion. ■

RÉFÉRENCES

- André, G., Guillaume, N., Charles, M., Clermont-Ledez, Y., Legrand, M., Chapon, P. M., & Beaulaton, L. (2021). *Synthèse sur l'état des populations, des pressions et des modalités de gestion du Saumon Atlantique en France*. Research Report, OFB ; INRAE ; Institut Agro ; UPPA. https://hal.science/POLE_MIGRATEURS_AMPHIHALINS/hal-03699089
- André, G., Chapon, P. M., Charles, M., Clermont-Ledez, Y., Diouach, O., Guillaume, N., Josset, Q., Launey, S., Legrand, M., Nevoux, M., Sauvadet, C., & Beaulaton, L. (2025). Synthèses sur l'état des populations, des pressions et des modalités de gestion des poissons migrateurs amphihalins en France : aloses, lamproies, saumon et truite de mer. *Sciences Eaux & Territoires*, 47, article 8474. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8474>
- Barson, N. J., Aykanat, T., Hindar, K., Baranski, M., Bolstad, G. H., Fiske, P., Jacq, C., Jensen, A. J., Johnston, S. E., Karlsson, S., Kent, M., Moen, T., Niemelä, E., Nome, T., Næsje, T. F., Orell, P., Romakkaniemi, A., Sægrov, H., Urdal, K., Erkinaro, J., Lien, S., & Primmer, C.R. (2015). Sex-dependent dominance at a single locus maintains variation in age at maturity in salmon. *Nature*, 528(7582), 405-408. <https://doi.org/10.1038/nature16062>
- Bowlby, H. D., Horsman, T., Mitchell, S. C., & Gibson, A. J. F. (2014). *Recovery Potential Assessment for Southern Upland Atlantic Salmon: Habitat Requirements and Availability, Threats to Populations, and Feasibility of Habitat Restoration*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/006: vi + 155 p.
- Brun, M., Abraham, C., Jarry, M., Dumas, J., Lange, F., & Prévost, E. (2011). Estimating an homogeneous series of a population abundance indicator despite changes in data collection procedure: A hierarchical Bayesian modelling approach. *Ecological Modelling*, 222(5), 1069-1079. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.10.030>
- Chaput, G. (2012). Overview of the status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the North Atlantic and trends in marine mortality. *ICES Journal of Marine Science*, 69(9), 1538-1548. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsso13>
- Dadswell, M., Spares, A., Reader, J., McLean, M., McDermott, T., Samways, K., & Lilly, J. (2022). The Decline and Impending Collapse of the Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Population in the North Atlantic Ocean: A Review of Possible Causes. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 30(2), 215-258. <https://doi.org/10.1080/23308249.2021.1937044>
- Darwall, W. (2023). *IUCN Red List of Threatened Species: Salmo salar*. *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Dauphin, G., & Prévost, E. (2013). *Analyse de la viabilité d'une population naturelle de saumon atlantique (Salmo salar L.) dans le bassin de l'Allier*. Plan Loire Grandeur Nature. <https://www.migrateurs-loire.fr/download/analyse-de-la-viabilite-dune-population-naturelle-de-saumon-atlantique-salmo-salar-l-dans-le-bassin-de-lallier/>
- Forseth, T., Barlaup, B. T., Finstad, B., Fiske, P., Gjøsaeter, H., Falkegård, M., Hindar, A., Mo, T. A., Rikardsen, A. H., Thorstad, E. B., Vøllestad, L. A., & Wennevik, V. (2017). The major threats to Atlantic salmon in Norway. *ICES J Mar Sci*, 74(6): 1496-1513. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx020>
- Grilli, G., & Curtis, J. (2020). Choice experiment assessment of anglers' salmonid conservation preferences. *Journal of Environmental Planning and Management*, 63(5), 862-882. <https://doi.org/10.1080/09640568.2019.1614816>
- Hindar, K., Hutchings, J. A., Diserud, O. H., & Fiske, P. (2010). Stock, recruitment and exploitation. In Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, & J. Skurdal (Eds.), *Atlantic salmon ecology* (pp. 299-331). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781444327755.ch12>
- ICES. (2021). *Stock Annex: Salmon (Salmo salar) in Northeast Atlantic* (ICES Stock Annexes, Report). <https://doi.org/10.17895/ices.pub.18622037.v1>
- ICES. (2023). *The Second ICES/NASCO Workshop on Salmon Mortality at Sea (WKSalmont; outputs from 2022 meeting)* (ICES Scientific Reports No. 5:36, 69 p.p.). <https://doi.org/10.17895/ices.pub.22560790.v1>
- ICES. (2024). *Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS)* (ICES Scientific Reports, 6:36, 415 pp.). <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25730247>
- Lebot, C., Arago, M. A., Beaulaton, L., Germis, G., Nevoux, M., Rivot, E., & Prévost, E. (2022). Taking full advantage of the diverse assemblage of data at hand to produce time series of abundance: a case study on Atlantic salmon populations of Brittany. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(4), 533-547. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0368>
- Legrand, M., & Prévost, E. (2017). Développement et mise à jour du modèle de dynamique de population du saumon de l'Allier, Année 2015. Legrand, M., Briand, C., Buisson, L., Artur, G., Azam, D., Baisez, A., Barracou, D., Bourré, N., Carry, L., Caudal, A. L., Charrier, F., Corre, J., Croguennec, E., Mikaelian, S. D., Josset, Q., Gurun, L. L., Schaeffer, F., & Laffaille, P. (2020). Contrasting trends between species and catchments in diadromous fish counts over the last 30 years in France. *Knowledge And Management Of Aquatic Ecosystems*, 421, 7. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019046>
- Olmos, M., Massiot-Granier, F., Prévost, E., Chaput, G., Bradbury, I. R., Nevoux, M., & Rivot, E. (2018). Evidence for spatial coherence in time trends of marine life history traits of Atlantic salmon in the North Atlantic. *Fish And Fisheries*, 20(2), 322-342. <https://doi.org/10.1111/gcb.14913>
- Olmos, M., Payne, M. R., Nevoux, M., Prévost, E., Chaput, G., Pontavice, H. D., Guitton, J., Sheehan, T., Mills, K., & Rivot, E. (2020). Spatial synchrony in the response of a long range migratory species (*Salmo salar*) to climate change in the North Atlantic Ocean. *Global Change Biology* 26(3), 1319-1337. <https://doi.org/10.1111/gcb.14913>
- Parent, E., & Rivot, E. (2012). Introduction to Hierarchical Bayesian Modeling for Ecological Data. In *Chapman and Hall/CRC eBooks*. <https://doi.org/10.1201/b12501>
- Parrish, D. L., Behnke, R. J., Gephard, S. R., McCormick, S. D., & Reeves, G. H. (1998). Why aren't there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(S1), 281-287. <https://doi.org/10.1139/d98-012>
- Prévost, E., Parent, E., Crozier, W., Davidson, I., Dumas, J., Gudbergsson, G., Hindar, K., McGinnity, P., MacLean, J., and Sættem, L.M. (2003). Setting biological reference points for Atlantic salmon stocks: transfer of information from data-rich to sparse-data situations by Bayesian hierarchical modelling. *ICES Journal of Marine Science*, 60(6), 1177-1193. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2003.08.001>
- Prévost, E., Lebot, C., Beaulaton, L., Arago, M. A., Leprévost, G., Nevoux, M., & Rivot, É. (2025). Rénovation de la gestion du saumon en Bretagne : le projet RENOSAUM. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 7982, <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.7982>
- Rivot, E., & Prévost, E. (2002). Hierarchical Bayesian analysis of capture-mark-recapture data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(11). <https://doi.org/10.1139/f02-145>
- Rivot, E., Olmos, M., Lemaire-Patin, R., Hervann, P. Y., Nevoux, M., Prévost, É., Buoro, M., & Beaulaton, L. (2025). SalmoGlob : un nouveau modèle pour l'évaluation des stocks de saumon atlantique à l'échelle de l'Atlantique Nord. *Sciences Eaux & Territoires*, (47), article 9154. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.9154>
- Royle, J. A., & Dorazio, R. M. (2008). *Hierarchical modeling and inference in ecology: The analysis of data from populations, metapopulations and communities*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374097-7.50001-5>
- Tréhin, C., Rivot, E., Lamireau, L., Meslier, L., Besnard, A. L., Gregory, S. D., & Nevoux, M. (2021). Growth during the first summer at sea modulates sex-specific maturation schedule in Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 78(6), 659-669. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0236>
- Vollset, K. W., Urdal, K., Utne, K., Thorstad, E. B., Sægrov, H., Raunsgard, A., Skagseth, Ø., Lennox, R. J., Østborg, G. M., Ugedal, O., Jensen, A. J., Bolstad, G. H., & Fiske, P. (2022). Ecological regime shift in the Northeast Atlantic Ocean revealed from the unprecedented reduction in marine growth of Atlantic salmon. *Science Advances*, 8(9). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abk2542>





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

La photogrammétrie subaquatique pour l'étude des habitats en cours d'eau

Guillaume FORGET^{1,5}, Alan BAZIN², Karl KREUTZENBERGER^{3,5}, Émilien LASNE^{1,5}, Jean-Marc ROUSSEL^{1,5}, Alain CRAVE⁴, Olivier DÉZERARD^{1,5}

¹ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

² U3E (Unité Expérimentale d'Écologie et d'Écotoxicologie aquatique), INRAE, OFB, Rennes, France.

³ Service de l'eau et des milieux aquatiques, Direction Surveillance, Evaluation, Données, OFB, U3E, Rennes, France.

⁴ Geosciences Rennes, CNRS UMR 6118, Université de Rennes 1, Rennes, France.

⁵ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leurs Environnements, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Guillaume FORGET, guillaume.forget@inrae.fr

La dégradation des habitats aquatiques représente une menace majeure pour de nombreuses espèces, et leur étude reste complexe. Cet article présente une méthode innovante basée sur la photogrammétrie subaquatique, une approche non invasive et non destructive, pour caractériser précisément les substrats des cours d'eau. Appliquée à l'écologie des larves de lamproies, cette technique offre de nouvelles perspectives pour comprendre la spécificité de leur habitat et contribuer à leur préservation dans un contexte de forte anthropisation des cours d'eau.

Contexte et objectifs

Les écosystèmes d'eau douce font partie des plus importants réservoirs de biodiversité de la planète. Cependant, ils font face au plus rapide et fort déclin de biodiversité comparés aux autres écosystèmes (Dudgeon *et al.*, 2005). Ce constat alarmant est majoritairement lié à une dégradation massive des habitats (IPBES, 2019)¹ qui constitue une menace majeure, pesant sur l'ensemble des organismes vivants, et pouvant mener à des extinctions d'espèces sensibles (Heinrichs *et al.*, 2016). Étudier les habitats avec une résolution spatiale fine et des techniques non invasives et non destructives représente alors un véritable enjeu technique et technologique. Des procédés d'imagerie de type scanners laser terrestres (TLS) ou LiDAR (*Light Detection And Ranging*) sont de plus en plus utilisés pour l'étude de la morphologie des cours d'eau (Marcus et Fonstad, 2010). Les TLS offrent une résolution spatiale très fine et permettent de définir la granulométrie des bancs de graviers, mais uniquement lorsqu'ils sont exondés, car le laser de la plupart des TLS ne traverse pas l'eau. Les LiDAR aéroportés équipés d'un laser dit « vert », à longueur d'onde pénétrante, traversent quant à eux la colonne d'eau, ayant

une précision verticale centimétrique. Ils permettent de générer des modèles numériques de terrain avec une résolution horizontale toutefois trop élevée (1 m à 10 m) pour étudier les habitats colonisés par les organismes aquatiques. Au cours de cette étude, nous avons donc choisi d'utiliser comme procédé la photogrammétrie, avec une approche « *Structure from Motion* » (structure acquise à partir du mouvement; SfM). Cette technique d'imagerie permet de générer des nuages de points 3D d'un objet ou d'une scène à partir d'une multitude de photos 2D partiellement chevauchantes (Westoby *et al.*, 2012). C'est une méthode principalement utilisée en milieu terrestre pour l'architecture, l'archéologie ou les études géomorphologiques. Les applications en environnement subaquatiques sont principalement limitées au milieu marin (Drap *et al.*, 2015; Figueira *et al.*, 2015). Du fait des nombreuses contraintes liées aux cours d'eau (turbidité, courant, faible profondeur, luminosité variable), cette technique n'a jamais été déployée dans ces milieux. Notre objectif principal consiste alors à

1. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

Figure 1 – a) Schéma des mesures prises de la profondeur de chaque cible ou GCP (*Ground Control Point*; points de contrôles au sol) et des distances entre chaque cible (lignes discontinues) pour calibrer le nuage de points 3D. b) Nuages de points obtenus en bassin avec augmentation constante de la turbidité. Plus celle-ci est forte, moins le nuage de point est précis.

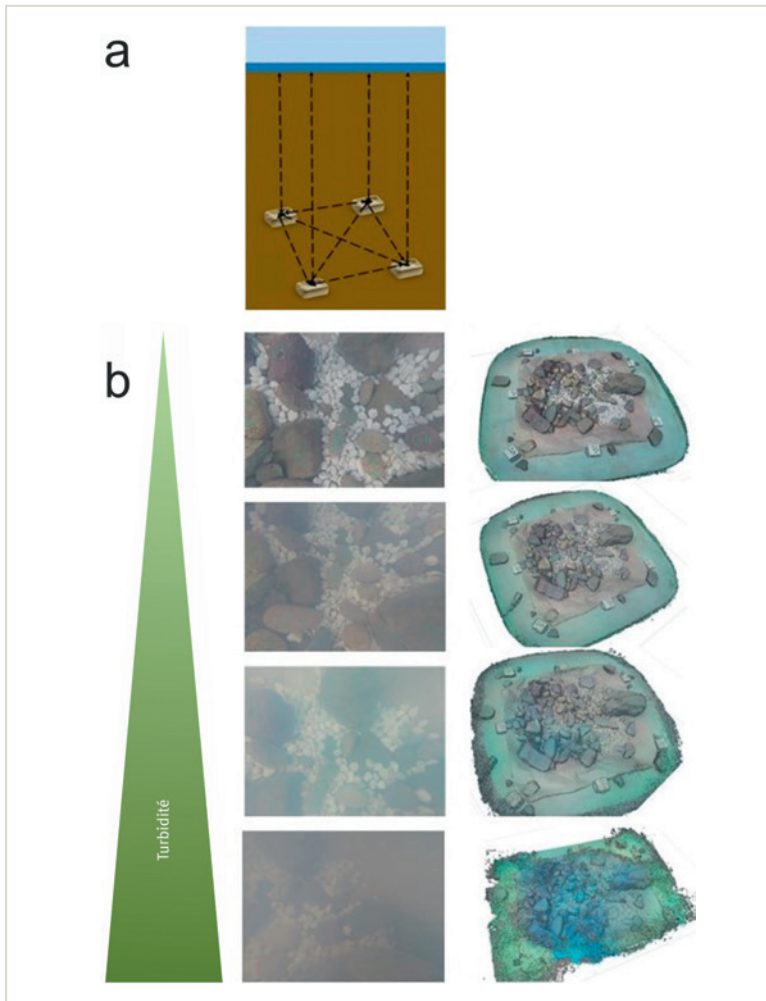


Figure 2 – a) Dispositif amélioré de prises de vues subaquatiques avec cinq caméras et un cadre flottant ; b) Dispositif expérimental en bassin au-dessus d'un habitat artificiel ; c) Analyse de la microtopographie d'un habitat artificiel. Les variations de couleurs traduisent des variations de la hauteur d'eau (Z) au-dessus des éléments (e.g., galets, pierres) du substrat ; d) Positionnement des cibles ou GCP *in situ* ; e) Déploiement du dispositif *in situ*.



adapter cette technique à l'étude des habitats subaquatiques en cours d'eau. Dans un premier temps, il s'agit de mettre au point le protocole en conditions contrôlées, avant de l'appliquer à l'étude des habitats en cours d'eau puis de déterminer des descripteurs des habitats issus des nuages 3D. Dans un second temps, nous illustrons une application possible de cette technique à l'étude de l'écologie des juvéniles de lamproies car celles-ci sont potentiellement menacées par la modification de leurs habitats à cause des activités humaines (Lucas *et al.*, 2009). Enfin, nous terminerons par les perspectives et les pistes d'amélioration que nous avons identifiées au cours de cette étude.

Mise au point du protocole en conditions contrôlées

La photogrammétrie consiste à prendre des photos d'un objet ou d'une scène (« patch » dans la suite du texte) sous plusieurs angles de vue avec une caméra, utilisant la parallaxe obtenue entre les images acquises pour reconstituer une vue 3D du patch. Le patch est délimité par des cibles appelées points de contrôle au sol (*Ground Control Point*; GCP) permettant un géoréférencement et une meilleure reconstruction des nuages de points (figure 1a). Toutes les photos sont triées afin de retirer celles de mauvaise qualité (e.g., floues, surexposées) ou présentant des objets flottants dans la colonne d'eau (e.g., débris, branches). Elles sont ensuite assemblées deux à deux à l'aide du logiciel Agisoft Metashape v1.6.1 (Agisoft LLC, Russia) pour reconstituer le patch sous la forme d'un nuage de points en 3D. Tous les GCP sont identifiés sur les photos dans le logiciel Agisoft et nous y renseignons aussi les distances entre chaque GCP ainsi que les hauteurs d'eau au-dessus de chaque GCP (figure 1a). Cela permet un géoréférencement relatif de notre patch afin d'obtenir une précision de l'ordre du millimètre.

Une première phase de test en bassin contrôlé nous a permis de tester la méthode dans différentes conditions de profondeurs et de turbidité (simulée à l'aide de concentration de lait +/- importante; figure 1b). Les premiers essais effectués à l'aide d'une seule caméra dirigée au bout d'une perche flottante ont rapidement montré leur limite. Ces essais nous ont aussi montré que plus la turbidité de l'eau augmente, plus le nuage de point est difficile à obtenir (figure 1b). Il en va de même avec la hauteur d'eau: moins il y a d'eau au-dessus du patch, plus il sera difficile d'obtenir un nuage de point correct. Cela s'explique par le très faible champ de vision de la caméra induit par la faible hauteur d'eau.

Pour pallier à ces deux contraintes principales (forte turbidité et faible hauteur d'eau), que l'on rencontre très fréquemment dans les cours d'eau, nous avons optimisé le protocole: toutes les photos subaquatiques sont prises à l'aide de cinq caméras GoPro fixées à un cadre carré flottant (figure 2a). Les quatre caméras en périphérie ont toutes un angle de 30° par rapport à la surface de l'eau, et sont tournées vers le centre du patch tandis que la cinquième caméra est située au centre du dispositif avec un angle de 90° (figure 2b). Pour reconstituer un nuage de points, il est nécessaire d'avoir un recouvrement entre deux photos consécutives d'au moins 60%. Nous déplaçons le dispositif photographique en spirale

autour du patch et ce à vitesse très lente, de l'extérieur du patch vers son centre, en prenant des photos toutes les deux secondes. L'analyse des variations des valeurs de hauteur d'eau (Z) au-dessus du substrat permet alors d'avoir une idée très précise de la microtopographie d'un habitat (figure 2c).

Premiers essais en rivière

Nous avons mis en place ce protocole dans différents cours d'eau et différents types d'habitats (figure 2d). L'objectif était principalement de vérifier la possibilité d'obtenir des nuages de points de patches d'habitats *in situ*. Nous avons également fait varier la taille des patches allant des plus petits (50 cm²) aux plus grands (15 m²). Les résultats obtenus (figure 3) montrent que la photogrammétrie est une technique tout à fait transposable aux milieux dulçaquicoles sous certaines conditions. Certains facteurs environnementaux sont en effet rédhibitoires pour la mise en œuvre de ce protocole : turbidité trop élevée, profondeurs trop faibles (< 10 cm), courants trop forts (beaucoup de bulles devant les objectifs), trop grande quantité de macrophytes en mouvement, luminosité insuffisante ou trop importante. Pour ce dernier cas, nous avons opté pour l'utilisation d'un dispositif d'ombrage afin d'homogénéiser les variations extérieures de luminosité (e.g., différentes couvertures végétales et nuageuses). Lorsque les conditions sont réunies, les nuages de points sont d'une précision qu'aucune autre technique ne peut égaler (figure 3).

Analyse des nuages 3D et descripteurs des habitats

Sachant que la taille des patches peut varier de manière significative selon la zone étudiée, la première étape des analyses des nuages de points consiste à standardiser la taille des nuages de points pour ensuite déterminer des descripteurs d'habitats qui puissent être comparables. Sur le nuage de points de l'ensemble du patch, nous sélectionnons donc uniquement une zone donnée dont la taille peut être adaptée selon les objectifs de l'étude. Ici, nous avons choisi de découper un cercle de 0,05 m² (figure 4). L'inclinaison naturelle du patch dans le cours d'eau peut amener à des variations de la hauteur (Z) du nuage qui ne sont en aucun cas liées à des variations de microtopographie de surface du substrat. C'est pourquoi nous avons projeté l'ensemble de nos nuages de points dans un plan horizontal et avons travaillé sur les valeurs projetées (Zp) des valeurs de hauteur d'eau (Z) au-dessus des éléments du substrat (figure 4). Enfin, les nuages générés peuvent présenter des variations importantes de densité des points : nous avons donc également standardisé la densité de tous les nuages de points à hauteur de 50 000 points (i.e., moyennes des Zp tous les approximativement 1 mm²).

À partir des nuages de points standardisés, nous proposons de caractériser les variations de la microtopographie du substrat à l'aide de descripteurs statistiques et empiriques. Les descripteurs statistiques que nous avons choisis incluent la déviation standard (sd), la skewness (sk) et la kurtosis (k) de la distribution des Zp. La déviation standard nous donne des informations générales sur l'hétérogénéité de la surface du substrat de l'habitat,

avec une faible sd représentant une faible hétérogénéité de la microtopographie. La skewness nous indique la présence de rares trous dans le substrat ou la présence de rares éléments grossier (e.g., un patch lisse avec seulement un caillou ou une branche). La kurtosis, de son côté, traduit la planarité de la surface : plus les Zp sont homogènes, plus k sera de forte valeur.

Les descripteurs empiriques incluent l'épaisseur et l'éten due surfacique moyenne des éléments grossiers identifiés (e.g., cailloux, branches) sur les patches. Pour identifier ces éléments, nous avons réalisé des coupes transversales sur les nuages de points par tranches successives de 1 cm d'épaisseur en séparant par des couleurs différentes les points situés en dessous et au-dessus d'une coupe donnée (figure 5). Dès qu'une coupe donnée permet d'identifier des éléments saillants du substrat, les deux descripteurs empiriques peuvent être calculés (étape 3 ; figure 5). L'épaisseur moyenne du substrat de surface, un proxy du volume de chaque élément, correspond alors à la hauteur moyenne des Zp appartenant aux éléments

Figure 3 – Essais *in situ* sur différents types d'habitats. Le premier patch est le plus grand (15 m²). Les autres patches mesurent entre 0,5 et 1 m².

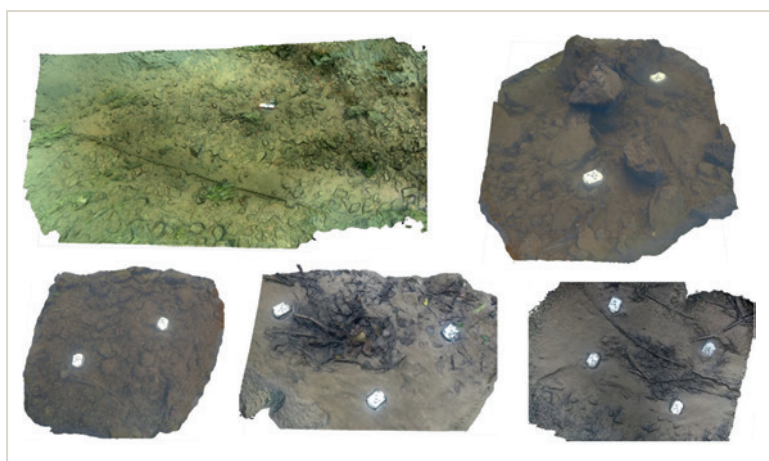
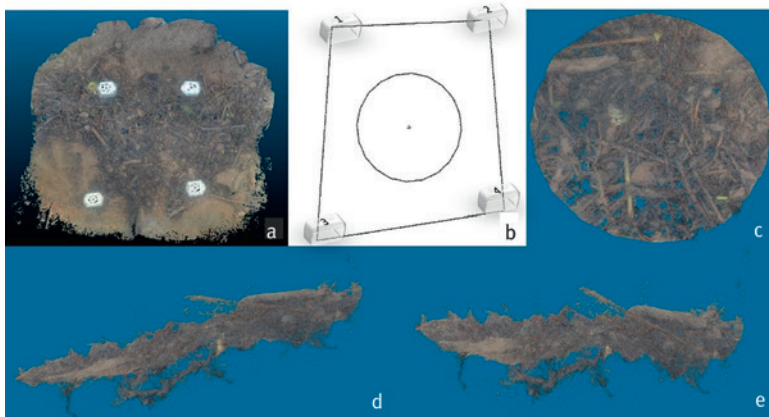


Figure 4 – Étapes de modification d'un nuage de points avant le calcul des descripteurs de microtopographie. a) Nuage de points entier généré par photogrammétrie et texturé ; b) Schéma de découpage circulaire du nuage de points au centre des quatre cibles ; c) Représentation du nuage en vue du dessus ; d) Vue latérale du nuage incliné ; e) Correction de l'inclinaison du nuage dans le nouveau système de coordonnées (Zp). Les images sont réalisées avec les logiciels CloudCompare (V2.12) (a, c, d, e) et Agisoft Photoscan (b).



grossiers déterminés ainsi (e.g., branches, cailloux; points verts; figure 5). A partir de ces découpes, nous avons également mesuré l'étendue surfacique de ces éléments identifiés — i.e., un proxy de l'espace occupé par ces éléments dans le patch — via la proportion des éléments identifiés (points verts) par rapport aux éléments non identifiés (points jaunes; e.g., sable, petits cailloux, brindilles; figure 5).

Cas d'étude : les banquettes à ammocètes

Parmi les trois espèces de lamproies vivants dans les cours d'eau français, la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) est considérée comme étant en danger, tandis que la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*) et la lamproie de planer (*Lampetra planeri*) sont classées en préoccupation mineure par l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN, 2024). Ces espèces requièrent différents habitats spécifiques à chaque étape de leur cycle de vie mais peu de connaissances sont acquises sur le rôle de ces habitats, appelés « banquette(s) à ammocètes », qu'elles privilégient durant leur cycle larvaire. Alors que les lamproies adultes vont aller chercher des habitats lotiques à granulométrie grossière pour se reproduire, les larves utilisent, elles, des habitats à substrat mou composés essentiellement de sédiments fins (sableux ou limoneux) dans lesquels elles s'enfouissent pendant une longue période (jusqu'à sept ans) afin de poursuivre leur croissance (Dawson *et al.*, 2015). Cependant, la description de ces habitats ne concerne généralement que le type de substrat (i.e. la granulométrie du substrat, avec une préférence pour les limons et sables), elle est le plus souvent qualitative, évaluée « à dire d'experts » et ne s'intéresse pas ou peu au substrat superficiel ni à la microtopographie de ces banquettes. Ce constat résulte en partie du fait que nous manquons de techniques standardisées pour caractériser ces types d'habitats. De plus, l'échantillonnage de ces habitats pour dénombrer les larves implique souvent des

prélèvements de substrat et donc une forte perturbation de l'habitat (Lasne *et al.*, 2010; Liedtke *et al.*, 2021). Il est donc nécessaire de développer des techniques non invasives pour étudier ces habitats propices à ces espèces potentiellement menacées par les activités humaines.

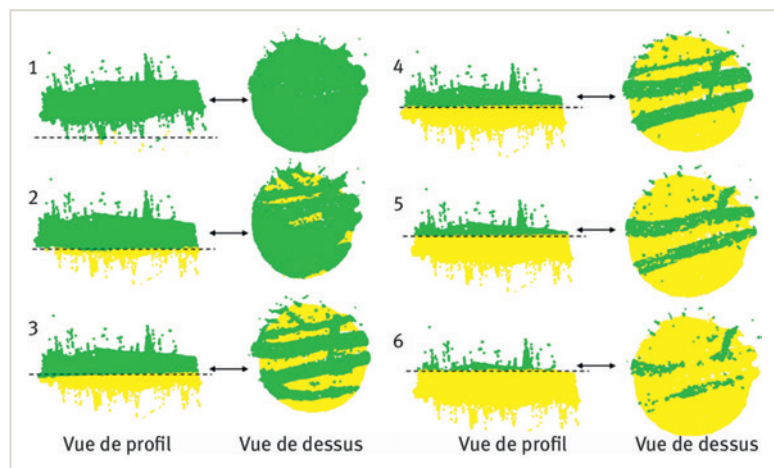
Nous avons ainsi utilisé la technique de photogrammétrie comme une méthode innovante, non invasive et non destructive pour déterminer l'habitabilité des banquettes à ammocètes, et prédire leur présence dans ces habitats. Nous émettons l'hypothèse que le nuage de points permettra de mettre en évidence des variations de surface, représentatives de certains éléments du substrat (e.g. éléments organiques type feuilles ou branches, cailloux), qui peuvent être corrélées avec la présence des ammocètes dans les banquettes.

Notre étude s'est déroulée sur trois affluents de la Sélune, un fleuve côtier qui se jette dans la baie du Mont-Saint-Michel : l'Oir, le Beuvron et la Cance. Trois sites sont identifiés sur chaque cours d'eau, puis dix patchs par site sont sélectionnés et échantillonnés. Les banquettes sont sélectionnées visuellement depuis la rive sur la base de la vitesse de courant (zones de faibles courants propices au dépôt de sédiments fins recherchés par les ammocètes). En 2020, 30 patchs sur l'Oir et 10 patchs sur la Cance ont été échantillonnés. En 2021, l'ensemble des cours d'eau a été échantillonné (90 patchs), soit un total de 130 patchs pour toute l'étude. Suite à la prise d'images avec notre dispositif flottant (figure 2), nous avons prélevé les lamproies au centre de chaque patch à l'aide d'un filet troubleau de maille 500 µm couvrant une surface de prélèvement de 25 cm x 20 cm (0,05 m²). Pour ce faire, nous avons placé le filet au centre du patch et avons creusé à la main sur 5 à 10 cm de profondeur pour récupérer l'ensemble des larves de lamproies présentes dans le substrat. À l'aide d'un tamis, nous avons séparé les lamproies afin de les compter, les mesurer et les relâcher.

Sur la totalité des 130 patchs échantillonnés, 82 ont permis d'obtenir un nuage de points, soit 63 % de taux de succès (figure 6). Ce taux varie de 20 % à 100 % selon le site étudié. Les différentes banquettes étudiées présentaient des valeurs d'épaisseur de substrat superficiel très variées, allant de banquettes très lisses sans dépôt de matière organique avec principalement des dépôts sableux (épaisseur minimale = 0,57 cm) à des banquettes recouvertes de débris assez épais (épaisseur maximale = 16,6 cm). Sur l'ensemble de ces 82 patchs exploitables, 166 ammocètes ont été répertoriées avec une moyenne de $2,0 \pm 3,7$ (moyenne \pm SD) et une abondance variant de 0 à 22 individus par patch. Parmi ces patchs, 37 ne présentaient aucune lamproie.

Notre modèle prédictif révèle un effet positif et significatif de l'épaisseur moyenne du substrat superficiel sur la présence des lamproies dans la banquette. La photogrammétrie nous a donc permis, sans destruction de l'habitat, de mesurer précisément les éléments de surface du substrat, composée principalement de débris de branches, brindilles, feuilles mortes et petits cailloux, et de révéler une corrélation avec la présence des ammocètes. Même si les études précédentes mettaient principalement en avant la composition du substrat et des types limon/sable comme favorisant l'enfouissement des ammocètes (Jazdzewski *et al.*, 2015; Quin-

Figure 6 – Exemple des six étapes de découpage d'un patch pour générer les descripteurs empiriques des variations du substrat. Les traits pointillés représentent les découpages verticaux successifs des nuages de points tous les centimètres. La troisième étape de cet exemple permet d'identifier des branches (i.e., points verts). À partir de cette étape, l'étendue et l'épaisseur moyenne des points verts (i.e., branches) sont calculées.



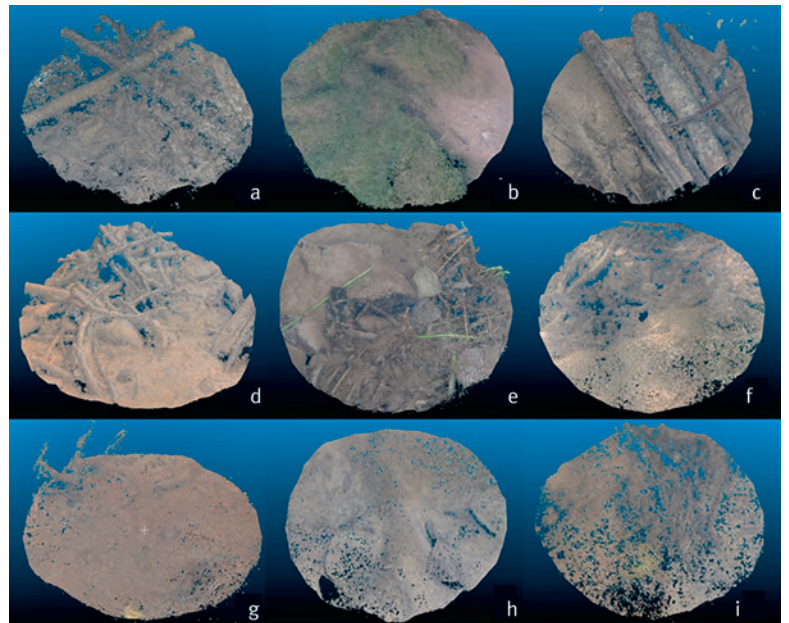
tella *et al.*, 2007), notre étude apporte un nouvel élément important à prendre en compte, à savoir que les ammocètes semblent préférer les banquettes présentant une couche superficielle épaisse composée majoritairement de débris organiques. Ces éléments offrent des conditions d'habitabilité adéquates (e.g. protection, ressources nutritives) pour le développement des juvéniles de lamproies (Goodwin *et al.*, 2008). Des prospections supplémentaires dans d'autres rivières avec des conditions hydromorphologiques différentes sont cependant à prévoir pour généraliser ces résultats.

Perspectives sur la photogrammétrie subaquatique appliquée aux cours d'eau : un challenge prometteur

La photogrammétrie est de plus en plus utilisée pour l'étude des fonds marins ou d'objets immergés (e.g., épaves ; Abadie *et al.*, 2018 ; Ventura *et al.*, 2021). Cette technique est également employée pour étudier des habitats terrestres ou des portions de cours d'eau exondées (Bertin et Friedrich, 2016 ; Marteau *et al.*, 2016). Toutefois, à notre connaissance, aucune étude n'a encore employé la photogrammétrie subaquatique pour étudier les habitats immergés des cours d'eau. Il y a en effet plusieurs contraintes imposées par ces milieux et auxquelles il faut faire face : la forte turbidité, la faible profondeur d'eau et la luminosité variable. Ces contraintes prises en compte (e.g., cinq caméras, ajout d'un dispositif d'ombrage), les premiers travaux réalisés dans cette étude mettent en évidence le potentiel de la photogrammétrie subaquatique pour l'étude des habitats d'espèces aquatiques. C'est une méthode rapide, facile à mettre en œuvre sur le terrain, et peu coûteuse comparée à d'autres méthodes à haute définition (TLS, LIDAR). De plus, comparée à des méthodes plus classiques d'analyse des habitats sans imagerie, la photogrammétrie présente un gain de temps considérable et permet de s'affranchir de l'effet observateur. Elle permet d'évaluer, avec une précision millimétrique, le type de substrat dans un patch d'habitats sans avoir à le détruire par des prélèvements. De plus, les descripteurs des habitats que nous avons mesurés à partir des nuages de points semblent importants à prendre en compte pour comprendre l'occupation des habitats par les espèces, et notamment par les juvéniles de lamproies.

Bien que ces résultats soient prometteurs, d'autres développements permettront d'affiner le potentiel et les limites de la méthode. Une première piste que nous avons identifiée concerne l'utilisation de l'intelligence artificielle pour aider au développement de descripteurs d'habitats issus des nuages de points 3D (Letard *et al.*, 2024). Les descripteurs empiriques que nous avons développés reflètent un compromis entre le temps de traitement et la qualité des éléments quantifiés dans le substrat (e.g., branches, cailloux). À l'inverse, des réseaux de neurones pourraient être entraînés à la reconnaissance automatique de ces éléments à partir des nuages 3D, ou au développement de nouveaux descripteurs pour améliorer le potentiel de la photogrammétrie. Une seconde piste consisterait à déployer la méthode dans d'autres environnements. En effet, les conditions environnementales entre les cours d'eau eux-mêmes peuvent être très différentes : présence plus ou moins importante de

Figure 6 – Exemples de neuf nuages de points obtenus sous CloudCompare représentant les patches échantillonnés. Patches échantillonnés sur les sites de l'Oir (a,b,c), la Cance (d,e,f) et le Beuvron (g,h,i).



macrophytes, turbidité de l'eau (bassins agricoles), eau très claire mais à fort courant (torrents et rivières torrentiels). Une troisième piste viserait à appliquer la méthode à des patches de plus grandes tailles. Car si la technique de photogrammétrie subaquatique est bien adaptée pour des études à l'échelle des micro-habitats, à des échelles plus larges (> 15 m²), les limites d'application de la technique sont inconnues. Cette piste permettrait d'appréhender d'autres processus plus larges influençant les organismes aquatiques (e.g., déplacements de banquettes à ammocètes suite aux activités agricoles ou aux grandes crues). ■

EN SAVOIR PLUS...

Bazin, A., Forget, G., Kreutzenberger, K., Dézerald, O. (2022). DUSTT : Déterminer l'utilisation du substrat par les migrateurs et les macroinvertébrés – Approches photogrammétrique subaquatique et multicritère. Rapport scientifique et technique final. OFB-Inrae- Institut Agro-UPPA. 32 p. <https://hal.science/hal-04058317/>

RÉFÉRENCES

- Abadie, A., Boissery, P., & Viala, C. (2018). Georeferenced underwater photogrammetry to map marine habitats and submerged artificial structures. *The Photogrammetric Record*, 33(164), 448-469. <https://doi.org/10.1111/phor.12263>
- Bertin, S., & Friedrich, H. (2016). Field application of close-range digital photogrammetry (CRDP) for grain-scale fluvial morphology studies. *Earth Surface Processes And Landforms*, 41(10), 1358-1369. <https://doi.org/10.1002/esp.3906>
- Dawson, H. A., Quintella, B. R., Almeida, P. R., Treble, A. J., & Jolley, J. C. (2014). The Ecology of Larval and Metamorphosing Lampreys. In: M. Docker (Eds.), *Fish & Fisheries Series : Vol. 37, Lampreys: Biology, Conservation and Control*. (pp. 75-137). https://doi.org/10.1007/978-94-017-9306-3_3
- Drap, P., Merad, D., Hijazi, B., Gaoua, L., Nawaf, M. M., Saccone, M., Chemisky, B., Seinturier, J., Sourisseau, J., Gambin, T., & Castro, F. (2015). Underwater Photogrammetry and Object Modeling : A Case Study of Xlendi Wreck in Malta. *Sensors*, 15(12), 30351-30384. <https://doi.org/10.3390/s151229802>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2005). Freshwater biodiversity : importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews Of The Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163-182. <https://doi.org/10.1017/s1464793105006950>
- Figueira, W., Ferrari, R., Weatherby, E., Porter, A., Hawes, S., & Byrne, M. (2015). Accuracy and Precision of Habitat Structural Complexity Metrics Derived from Underwater Photogrammetry. *Remote Sensing*, 7(12), 16883-16900. <https://doi.org/10.3390/rs71215859>
- Goodwin, C. E., Dick, J. T. A., Rogowski, D. L., & Elwood, R. W. (2008). Lamprey (*Lampetra fluviatilis* and *Lampetra planeri*) ammocoete habitat associations at regional, catchment and microhabitat scales in Northern Ireland. *Ecology Of Freshwater Fish*, 17(4), 542-553. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00305.x>
- Heinrichs, J. A., Bender, D. J., & Schumaker, N. H. (2016). Habitat degradation and loss as key drivers of regional population extinction. *Ecological Modelling*, 335, 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.05.009>
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn: IPBS. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>
- IUCN Comité français, MNHN, SFI & AFB (2024). *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Poissons d'eau douce de France métropolitaine*. Paris: IUCN.
- Jazdzewski, M., Marszał, L., & Przybylski, M. (2015). Habitat preferences of Ukrainian brook lamprey *Eudontomyzon mariae* ammocoetes in the lowland rivers of Central Europe. *Journal Of Fish Biology*, 88(2), 477-491. <https://doi.org/10.1111/jfb.12806>
- Lasne, E., Sabatié, M., Tremblay, J., Beaulaton, L., & Roussel, J. (2010). A new sampling technique for larval lamprey population assessment in small river catchments. *Fisheries Research*, 106(1), 22-26. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.06.011>
- Liedtke, T. L., Skalicky, J. J., & Weiland, L. K. (2021). *Collection of larval lampreys (Entosphenus tridentatus and Lampetra spp.) using a portable suction dredge—A pilot test*. USA: U.S. Geological Survey Open-File Report 2021-1116. <https://doi.org/10.3133/ofr20211116>
- Letard, M., Lague, D., & Corpetti, T. (2024). Extracting Optical and Physical Properties of Various Waters Using Lidar Waveforms and Deep Neural Networks. In IEE (Eds.), *IGARSS 2024-2024 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 6234-6237). Athens: IEE. <https://doi.org/10.1109/IGARSS53475.2024.10642389>
- Lucas, M., Bubbs, D., Jang, M., Ha, K., & Masters, J. (2009). Availability of and access to critical habitats in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. *Freshwater Biology*, 54, 621-634. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02136.x>
- Marcus, W.A., Fonstad, M.A., 2010. Remote sensing of rivers: the emergence of a subdiscipline in the river sciences. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35, 1867-1872. <https://doi.org/10.1002/esp.2094>
- Marteau, B., Vericat, D., Gibbins, C., Batalla, R. J., & Green, D. R. (2016). Application of Structure-from-Motion photogrammetry to river restoration. *Earth Surface Processes And Landforms*, 42(3), 503-515. <https://doi.org/10.1002/esp.4086>
- Quintella, B. R., Andrade, N. O., Dias, N. M., & Almeida, P. R. (2007). Laboratory assessment of sea lamprey larvae burrowing performance. *Ecology Of Freshwater Fish*, 16(2), 177-182. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00209.x>
- Ventura, D., Mancini, G., Casoli, E., Pace, D. S., Lasinio, G. J., Belluscio, A., & Ardizzone, G. (2021). Seagrass restoration monitoring and shallow-water benthic habitat mapping through a photogrammetry-based protocol. *Journal Of Environmental Management*, 304, 114262. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114262>
- Westoby, M., Brasington, J., Glasser, N., Hambrey, M., & Reynolds, J. (2012). 'Structure-from-Motion' photogrammetry : A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179, 300-314. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Combiner la télémétrie et le biologging pour étudier la réponse écophysiological des poissons migrateurs aux pressions d'origine anthropique

Émilien LASNE^{1,4}, Guillaume FORGET^{1,4}, Mathieu ANFRAY², Théo CHAUBET^{1,4}, Kevin DERoyer^{1,4}, Armand MICHELOT^{1,4}, Julien TREMBLAY^{3,4}, François MARTIGNAC^{1,4}

¹DECOD (Dynamique et Durabilité des Écosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France

²OFB, USM Normandie, Direction régionale Normandie, France.

³U3E (Unité Expérimentale d'Écologie et d'Écotoxicologie aquatique), INRAE, OFB, Rennes, France.

⁴Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Émilien LASNE, emilien.lasne@inrae.fr

Le couplage de la télémétrie et du biologging, utilisant des capteurs de température, de pression, d'accélération et d'activité cardiaque, a permis d'étudier l'écophysiological des géniteurs de saumon dans le bassin de la Sélune. Cette approche a révélé une forte mortalité estivale, des comportements migratoires complexes, une recolonisation rapide des zones libérées après l'arasement des barrages, et une exposition à des conditions thermiques stressantes.

Contexte et objectifs

Les populations d'un grand nombre d'espèces de poissons migrateurs amphihalins de France métropolitaine sont en déclin. Grande alose, lamproie marine, saumon atlantique, anguille européenne ont notamment vu leur statut de conservation IUCN¹ rétrogradé récemment au niveau national et parfois au-delà. Si les principales pressions qui affectent les migrateurs sont globalement connues – modification de la connectivité, perte d'habitats, pollution, développement d'espèces exotiques, surexploitation, et maintenant changement climatique – leurs modalités d'action restent souvent mal connues (voir par exemple Dhamelincoeur *et al.*, 2025). Une des difficultés rencontrées provient de l'existence d'interactions synergiques entre ces pressions, notamment entre des pressions relativement nouvelles et des pressions plus anciennes. Par exemple, les modifications des régimes thermiques et hydrologiques, principales manifestations du changement climatique, modulent la connectivité entre habitats essentiels. En effet, la capacité de nage des saumons est altérée par des températures élevées, ce qui rend plus difficile la migration et le franchissement des obstacles (Lennox *et al.*, 2018). Ce dernier peut également être perturbé par des débits

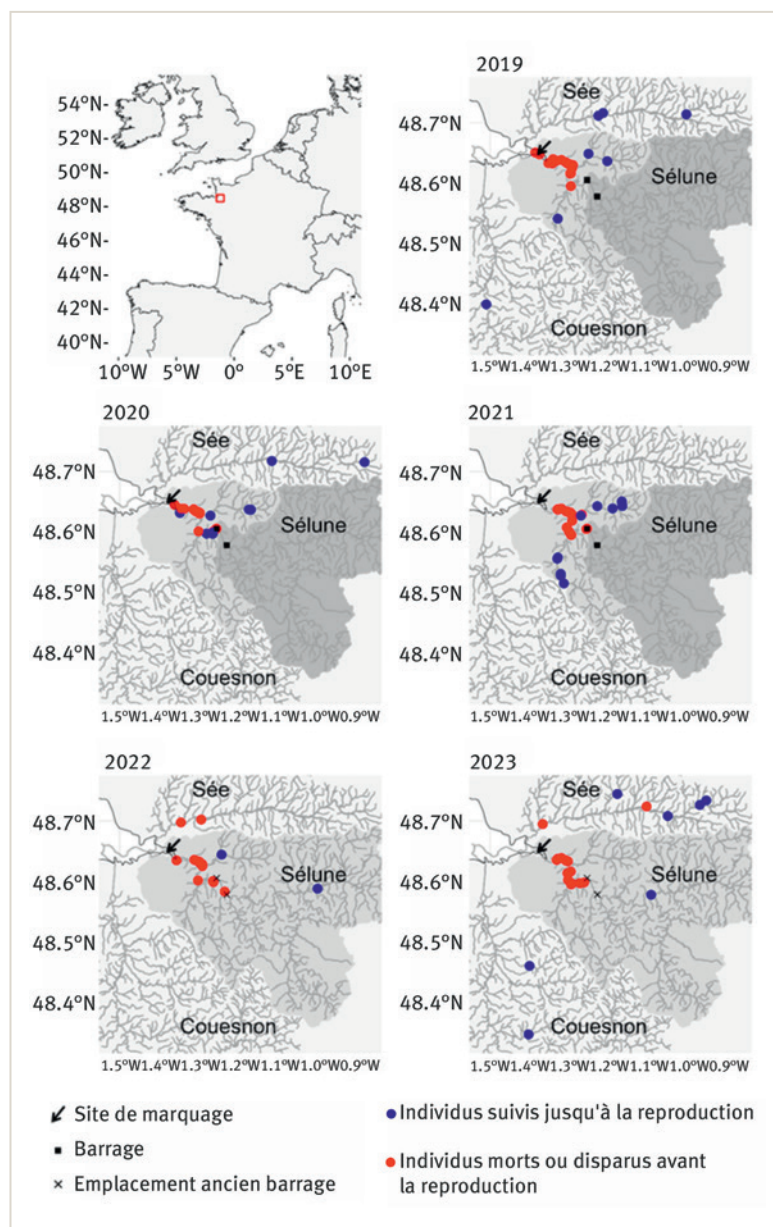
trop élevés ou trop faibles (Milner *et al.*, 2012). Dans une perspective de gestion, évaluer la contribution des pressions et comprendre comment elles agissent et interagissent est un défi majeur. Pour le relever, scientifiques et gestionnaires ont besoin d'outils pour étudier finement les relations entre les individus et leur environnement. Dans le contexte de changement climatique, l'intégration de données écophysiological revêt une importance particulière (McKenzie *et al.*, 2016).

Les développements récents du biologging, notamment la mise au point de nouveaux capteurs, leur miniaturisation, ainsi que le couplage biologging-télémétrie, permettent d'envisager une approche écophysiological plus intégrative de la réponse des poissons migrateurs aux pressions basées sur des observations *in situ*. La télémétrie est traditionnellement un des principaux outils mis en œuvre pour étudier les déplacements des poissons dans les écosystèmes aquatiques. Le principe est le suivant : des individus sont capturés, équipés d'un émetteur produisant un signal radio ou acoustique. Une fois relâchés dans le milieu naturel, ces signaux sont cap-

1. Union internationale pour la conservation de la nature.

tés par des récepteurs, permettant de les identifier, de les localiser et d'analyser leurs déplacements (Thorstad *et al.*, 2014). Le biologging quant à lui consiste à équiper des individus avec des appareils électroniques composés de capteurs et d'enregistreur, afin d'obtenir, après récupération du matériel, des données sur leur environnement, leur comportement ou leur état physiologique. Il existe différents capteurs que l'on peut combiner : température, pression, accélérométrie, activité cardiaque ou musculaire, salinité, luminosité (Cooke *et al.*, 2016 ; Chmura *et al.*, 2018). Au-delà de faciliter la récupération de ces capteurs, le couplage de biologgers avec des émetteurs permet de spatialiser les données enregistrées.

Figure 1 – Localisation du bassin de la Sélune (en haut à gauche) et des dernières positions connues des saumons suivis lors des cinq années d'étude. Zones grisées : parties du bassin de la Sélune accessibles (clair) et inaccessibles (foncé) pour les poissons migrateurs.



L'objectif de cet article est d'illustrer les apports de ces outils pour l'étude de la réponse écophysiologique des poissons migrateurs aux pressions anthropiques. Nous nous basons pour cela sur un exemple concret, celui de l'étude de la migration des géniteurs de saumon atlantique dans le bassin versant de la Sélune, en Normandie. Dans ce bassin, les saumons font actuellement face à des changements environnementaux opérant à une échelle locale et globale. Localement, deux grands barrages bloquaient depuis plus de cent ans l'accès aux secteurs amont présentant un important potentiel d'habitat de croissance ou de reproduction (Forget *et al.*, 2018). L'arasement du dernier de ces barrages en 2022 permet à nouveau la libre circulation dans la totalité du bassin versant. À plus grande échelle, le changement climatique impose quant à lui des contraintes thermiques et hydrologiques qui sont d'autant plus préoccupantes que les températures relevées dans la Sélune sont déjà proches des limites connues tolérées par l'espèce. La capacité du saumon à faire face aux températures en hausse pose donc particulièrement question. Pour évaluer les pressions et leurs effets sur les saumons, un protocole couplant télémétrie et biologging a été mis en place entre 2019 et 2023. Notre ambition est ici de fournir un aperçu des possibilités offertes par ce couplage et du potentiel d'application dans une perspective d'amélioration des connaissances écologiques et d'appui à la gestion des populations de poissons migrateurs amphihalins.

Matériel et méthode

Site d'étude

La Sélune est un fleuve côtier de 87 km qui se jette dans la Baie du Mont Saint Michel (figure 1). Son bassin versant à une surface de 1 083 km². Entre 1919 et 1932, deux grands barrages hydro-électriques infranchissables par les poissons ont été construits sur le cours principal : le barrage de La-Roche-Qui-Boit (16 m de haut) et le barrage de Vezins (36 m de haut) à respectivement 18 et 22 km de l'estuaire. En 2019, le barrage de Vezins a été arasé, puis en 2022, celui de La-Roche-Qui-Boit, désenclavant plus de 700 km² de bassin versant. Le processus menant à l'arasement et le programme scientifique mis en place pour suivre les conséquences écologiques est détaillé dans Soissons *et al.* (2025). Un des grands enjeux de la restauration de la continuité écologique dans le bassin de la Sélune était la recolonisation, par les poissons migrateurs, des secteurs situés en amont des barrages.

Protocole

Le suivi par télémétrie et biologging de poissons migrateurs en cours d'eau implique différentes étapes présentées dessous : la capture des poissons, leur marquage, le suivi télémétrique et enfin la récupération des biologgers. Pour plus de détails, se référer à Lasne *et al.* (2023).

Capture

La capture des individus est un point clé du protocole. L'enjeu est d'accéder aux individus dans des conditions qui n'affectent ni leur comportement ni leur physiologie. Les stations de piégeage comme celles installées sur des obstacles à la migration (moulins, barrages) sont en ce sens très pratiques. Dans notre cas, l'objectif étant de

suivre les individus lors de leur retour de séjour marin, dès leur entrée en rivière, nous avons développé notre propre méthode de capture en estuaire (figure 1) en couplant des techniques de piégeage traditionnelles et une caméra acoustique (encadré 1). L'objectif était ici de capturer au moins une trentaine d'individus par an pour avoir une image représentative de la diversité des comportements.

Marquage

Caractéristiques des émetteurs et des biologgers

Le matériel de télémétrie et de biologging varie en forme et en dimensions selon les applications et l'autonomie requise, mais la forme est généralement cylindrique, et différents modes de fixation existent (interne ou externe) selon les capteurs et les applications. Contrairement aux émetteurs acoustiques, les émetteurs radio nécessitent des antennes pour transmettre le signal. Ces antennes peuvent être externes ou intégrées, c'est-à-dire enroulée et coulée dans la résine constituant l'émetteur, et dans ce cas, sa portée est moindre. Il existe différentes tailles d'émetteurs, selon la taille des batteries déterminant l'autonomie et la puissance du signal. Certains fournisseurs de matériel de télémétrie proposent des émetteurs incluant des biologgers. C'est le cas de la plupart de ceux utilisés dans notre étude.

Équipement des poissons

Les géniteurs de saumon de retour en eau douce ne s'alimentent plus jusqu'à la reproduction, et la grande majorité des individus dans la Sélune mourant après la reproduction, la plupart des saumons ont été marqués

par insertion de l'émetteur dans l'estomac par la bouche à l'aide d'un tube poussoir. Afin de limiter le taux de régurgitation, phénomène estimé à 10-15% dans certains cas chez les salmonidés, un anneau de silicone est placé autour de l'émetteur avant insertion dans l'œsophage (Keefer et Caudill, 2014). L'antenne est passée à travers l'ouïe (Baglinière *et al.*, 1991) ou par la bouche (Keefer et Caudill, 2014). C'est cette dernière option, moins invasive, qui a été privilégiée dans le cadre de cette étude.

Les capteurs de fréquence cardiaque ont été insérés sur un petit échantillon d'individus par chirurgie (impliquant une incision et une suture) puisque qu'ils doivent être placés au plus près du cœur dans la partie antérieure de la cavité intrapéritonéale, selon le protocole décrit par Twardek *et al.* (2021).

Cadre réglementaire et éthique

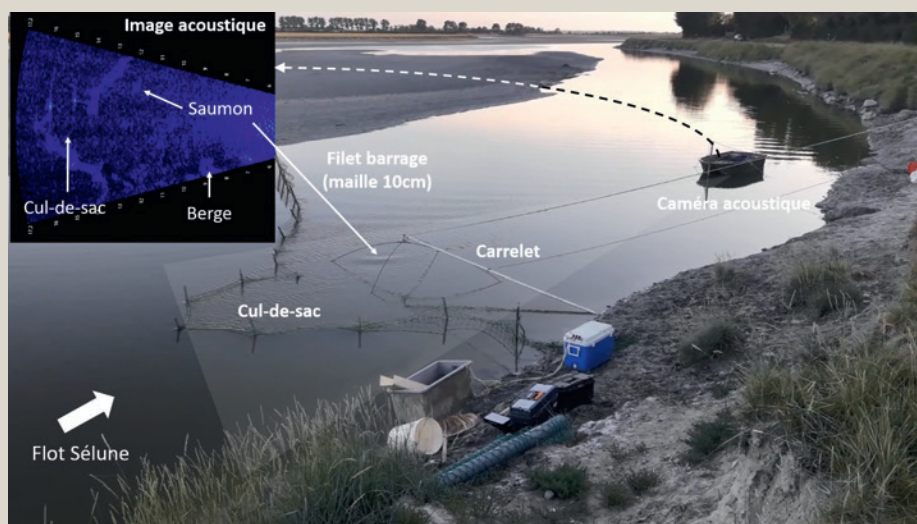
L'ensemble des procédures expérimentales a été réalisé dans le cadre d'autorisations de projet utilisant des animaux à des fins scientifiques établies par le ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche. La démarche globale consiste à appliquer la règle des 3R: Remplacer par des modèles non-animaux (ce qui est impossible dans notre cas), Réduire le nombre d'animaux utilisés, Raffiner les protocoles de façon à réduire le stress et la souffrance des animaux.

Pistage

L'objectif de notre étude étant de décrire l'utilisation de l'habitat à l'échelle du bassin versant, le pistage des individus est réalisé de deux façons complémentaires:

Encadré 1 – Méthode de capture ad hoc combinant engins de pêche classiques et caméra acoustique.

En l'absence de stations de capture, la capture des géniteurs de saumon très tôt lors de leur séjour en rivière (i.e. en estuaire) est complexe. Cela explique en partie pourquoi ce stade de vie n'est que partiellement connu. Nous avons ici utilisé la combinaison de deux engins de pêche, un filet barrage non maillant et un carrelet, et d'une caméra acoustique pour capturer les individus dans l'estuaire de la Sélune dès la fin du printemps lorsque les débits diminuent. Large de 5 à 20 mètres et d'une profondeur souvent inférieure au mètre par endroit et selon le débit, la Sélune est barrée à l'aide d'un filet barrage à mailles de 100 mm de côté déployé à chaque session de capture (soit une marée) et destiné à diriger les individus remontant le cours d'eau vers un carrelet installé en berge. Une caméra acoustique (ARIS 3000, Sound Metrics Corp., de 2019 à 2021 puis Oculus, Blueprint Subsea, en 2022 et 2023) installée sous la surface de l'eau permet de détecter les saumons s'engageant sur le carrelet afin d'actionner ce dernier et d'optimiser l'efficacité de la capture des individus. Le fait d'utiliser une caméra acoustique nous affranchit d'utiliser une source lumineuse susceptible de perturber l'approcher des poissons, la majorité des captures ayant eu lieu en pleine nuit.



un suivi passif qui met en œuvre des récepteurs fixes déployés le long du cours d'eau, et un suivi actif où les individus sont recherchés par un opérateur muni d'un récepteur. La distance de détection dans notre cas est de l'ordre de quelques centaines de mètres. La procédure de pistage peut être adaptée aux objectifs de l'étude et aux moyens disponibles. Un suivi à une résolution temporelle fine, par exemple à l'échelle nyctémérale si l'on s'intéresse aux mouvements journaliers des individus, impliquera un pistage actif continu.

Un jeu de récepteurs fixes a été déployé à des endroits stratégiques du bassin de la Sélune de façon à délimiter des tronçons de cours d'eau et identifier d'éventuels mouvements sur les principaux affluents, mais également à l'aval des bassins versants adjacents (Sée et Couesnon). Un pistage actif hebdomadaire a été effectué à l'aide d'un récepteur mobile à pied ou en voiture. Dans un premier temps, une antenne omnidirectionnelle est utilisée pour détecter la présence dans les alentours des individus. Il s'agit ensuite de localiser plus précisément les individus le long du cours d'eau en se déplaçant sur la berge par bi-angulation à l'aide d'une antenne directionnelle (« râteau »). La précision de la localisation le long des cours d'eau dépend de nombreux facteurs difficiles à contrôler : position du poisson dans la colonne d'eau, topographie des berges, couvert végétal, conductivité de la rivière, puissance de l'émetteur, etc. Dans notre cas, la position dans la dimension longitudinale est globalement estimée à environ 10-20 m près et relevée à l'aide d'un GPS.

Récupération des biologgers

Après la capture des individus, la récupération des capteurs est le deuxième grand défi des approches de biologging. Lorsque les biologgers ne sont pas couplés à des émetteurs permettant de le localiser à distance et d'aller les chercher, ils peuvent être associés à des flotteurs qui permettent leur échouage sur les berges ou sur la côte, où ils peuvent être retrouvés et signalés par des promeneurs ou des pêcheurs.

Dans notre cas, les biologgers sont récupérés selon plusieurs scénarii :

- les saumons sont localisés, recapturés à proximité des sites de reproductions après la fraie lorsqu'ils sont moribonds, et euthanasiés ;
- les émetteurs sont restitués par des pêcheurs à la ligne après la capture d'individus marqués ;
- ils sont récupérés au fond de l'eau au cours de la saison ou le printemps suivant selon un protocole ad hoc (encadré 2).

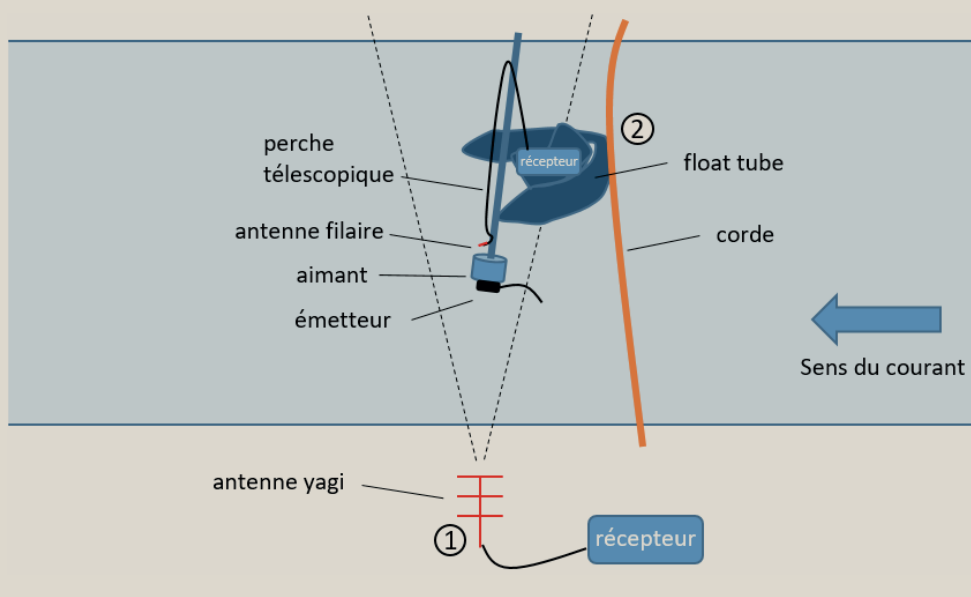
Résultats et discussion

Bilan des captures et du marquage

Un total de 143 saumons a été ainsi équipé entre 2019 et 2023, dont 89% de castillons² (tableau 1). Près de 60 sessions de capture ont été nécessaires. Les effectifs capturés sont variables selon les années et les sessions en fonction de divers facteurs (conditions de

Encadré 2 – Méthode de récupération des émetteurs au fond de la rivière.

Lorsqu'il est associé à un biologger, il est nécessaire de récupérer l'émetteur qui, après la mort et la décomposition des individus, ou après régurgitation, repose au fond de la rivière, parfois (souvent) à des profondeurs et dans des conditions de turbidité qui rendent difficile la prospection à pied et à vue. Nous avons développé une approche qui permet de récupérer le matériel jusqu'à des profondeurs supérieures à 2m. Dans une première étape (1), la position longitudinale de l'émetteur est circonscrite à l'aide de l'antenne directionnelle. Dans une deuxième étape (2), un opérateur localise plus précisément l'émetteur à l'aide d'une antenne à faible gain (câble RG58 dénudé sur quelques millimètres seulement) fixée à l'extrémité d'une perche télescopique et couplée à un aimant puissant. L'installation d'une corde en travers de la rivière peut faciliter le positionnement et la stabilisation du float tube. L'opérateur rapproche l'antenne de l'émetteur en maximisant la puissance du signal et en jouant sur le niveau de gain du récepteur. Lorsque l'aimant est au contact de l'émetteur, le signal est coupé, indiquant à l'opérateur qu'il l'a fixé.



2. Saumons n'ayant passé qu'un seul hiver en mer.

Tableau 1 – Bilan de capture et marquages réalisés de 2019 à 2023 (le nombre entre parenthèses indique l'effectif de biologgers récupérés), et devenir des individus.

	2019	2020	2021	2022	2023	Total
Matériel déployé						
Émetteurs	30	34	34	18	27	143
Biologgers T	20 (8)	-	-	-	-	-
Biologgers T, P, A	-	34 (22)	34 (23)	13 (11)	13 (6)	94 (62)
T, P, A + AC	-	-	-	5 (2)	14 (10)	19 (12)
Devenir des individus						
Mort (cause inconnue)	17	15	17	16	17	82
Capture (pêche amateur)	3	4	0	0	0	7
Disparition/dévalaison	3	2	5	0	3	13
Reproduction	7	13	13	2	7	42
<i>dans le bassin de la Sélune</i>	3	11	12	2	1	29
<i>dans le bassin de la Sée</i>	3	2	1	0	4	10
<i>dans le bassin du Couesnon</i>	1	0	0	0	2	3

T = température, P = pression, A = accélération, AC = activité cardiaque.

marée, débit de rivière, flux de saumons). La méthode de capture s'est avérée efficace, dans la mesure où lorsque des saumons étaient détectés à la caméra acoustique, ils étaient la plupart du temps capturés.

Déplacements des saumons

Seules les dernières positions connues des individus sont présentées ici, le détail des déplacements faisant l'objet d'analyses détaillées ailleurs (Lasne *et al.*, 2023, Lasne *et al.*, en prép.). Sur l'ensemble des 143 individus suivis, 5 % ont été capturés et déclarés par des pêcheurs de loisir et 57 % sont morts avant la période de reproduction. L'essentiel de la mortalité des individus advient dans la partie basse de la Sélune avant l'arasement des barrages, comme après (figure 1). Qu'ils parviennent ou non jusqu'à la reproduction, les saumons marquent une pause estivale dans ces secteurs aval (voir Lasne *et al.*, 2023 pour plus de détails), ce qui est un phénomène bien décrit (Milner *et al.*, 2012). Ils y entament le processus de maturation et y attendent l'automne et les premières crues pour entamer la migration vers les frayères. Même si l'on ne peut déterminer actuellement les causes de mortalité, on peut supposer que la demande énergétique liée à la maturation les rend vulnérables à des conditions physicochimiques particulières telles que des températures élevées et des faibles débits.

Sur l'ensemble de la période, 29 % des individus suivis atteignent la période de fraie, sans preuve d'une reproduction effective dans la majorité des cas. À noter que les chiffres varient selon les années (de 10 % en 2022 à 38 % en 2020). Parmi les saumons marqués au printemps-été dans l'estuaire de la Sélune et ayant vécu au-delà du mois de décembre, 69 % sont restés dans le bassin de la Sélune (14 % dans la Sélune elle-même, 19 % dans le Beuvron, et 36 % dans l'Oir, les deux principaux affluents de la Sélune aval), 31 % ont migré sur la Sée, et 7 % sur le Couesnon, les deux autres principaux fleuves alimentant la Baie du Mont Saint Michel (figure 1). La plupart des changements de bassin versant s'effectue à l'automne (61 %), bien qu'une fraction dévale dès l'été

en aval des récepteurs fixes après le marquage pour recoloniser un autre bassin plus tard à l'automne sans que l'on sache exactement où ils étaient entre-temps (mer ou estuaire). De tels mouvements tardifs (à l'automne) n'avaient pas encore été décrits, ni localement ni dans d'autres contextes, à notre connaissance. En revanche, les changements de sous-bassins versants au sein d'un même grand bassin sont connus et peuvent correspondre à la recherche d'habitats favorables ou de partenaires, ou à l'évitement de mauvaises conditions (Keefer et Caudill, 2014). À marée basse, les bassins de la Sée, de la Sélune et du Couesnon ne forment qu'un seul et même grand bassin versant, ce qui favorise probablement les mouvements entre ces cours d'eau.

Lors des deux premières années post-arasement, trois individus sont remontés au-delà de la Roche-qui-Boit : un premier dès juillet 2022, quelques semaines seulement après le début des travaux, retrouvé mort quelques kilomètres en amont, et deux autres sont remontés jusqu'à Saint-Hilaire-du-Harcouët (20 km en amont du barrage de La Roche qui Boit) et au-delà. Si en 2022, le faible effectif marqué ainsi que les conditions estivales très stressantes (températures élevées et débits très faibles associés à une forte mortalité) peuvent expliquer la faible recolonisation, l'année 2023 était plus clémente, mais une large majorité des quelques individus ayant survécu jusqu'à décembre (6 sur 7) a colonisé les autres bassins versants. Ce taux de migration particulièrement élevé comparé aux autres années est difficile à expliquer mais il peut être le résultat de conditions hydrologiques particulières sur la Sélune, à savoir des débits relativement élevés qui, combinés avec le remaniement sédimentaire suite aux arasements, ont entraîné une forte turbidité.

Informations apportées par les biologgers

Dans le cadre de cette étude, 133 saumons atlantiques ont été équipés de biologgers, enregistrant un ou plusieurs paramètres en continu tels que la température, la pression, l'accélération ou l'activité cardiaque (tableau 1). Les données enregistrées par plus de 60 %

des capteurs ont pu être exploitées, les autres n'ayant pu être récupérés pour différentes raisons (disparition ou panne, migration en mer de l'individu, inaccessibilité). Les chroniques de données collectées permettent de fournir une illustration de leur utilisation pour obtenir des informations sur l'écophysiologie des saumons atlantiques à une résolution temporelle fine. À titre d'exemple, les données issues des biologgers de deux individus sont présentées (saumon 23-102, figure 2 et saumon 23-093, figure 3), ainsi que les données de température issues des biologgers de plusieurs individus (figure 4).

Changements d'habitats et activité

Les changements d'habitat ou d'activité se traduisent par des variations des paramètres de pression, de température ou d'accélération. Conformément aux observations directes faites par télémétrie, les données d'accélération montrent une activité estivale réduite. En revanche, elles révèlent l'existence d'une activité intense que ces données télémétriques seules ne permettent pas toujours

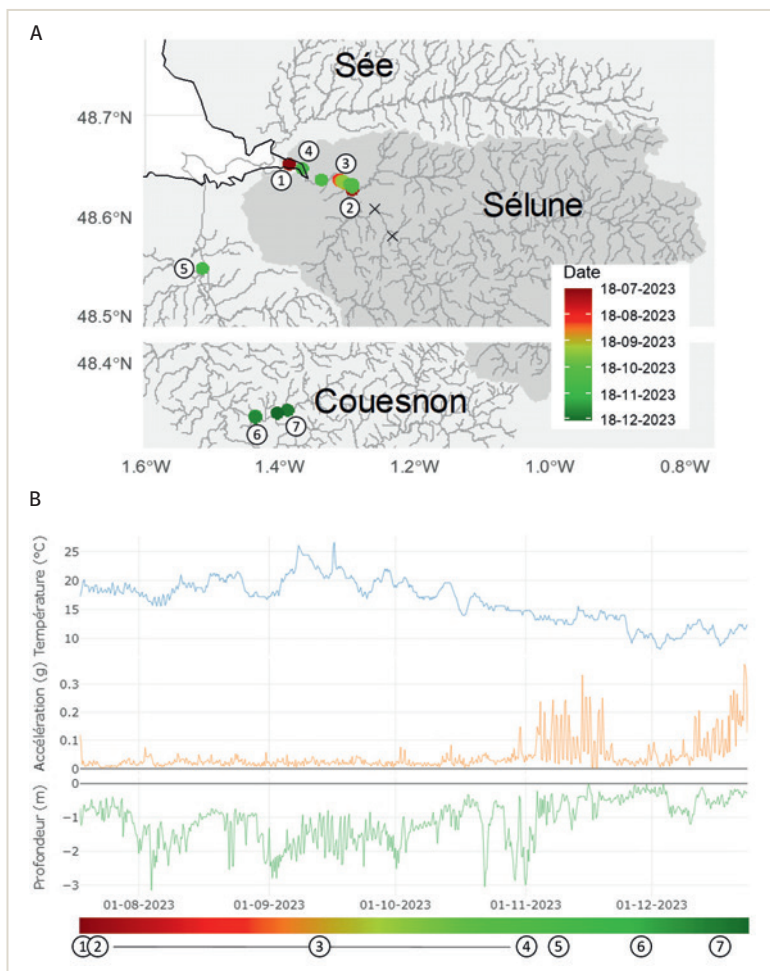
d'évaluer. Par exemple, l'individu 23-102 montre une très forte activité fin novembre juste après son entrée dans le Couesnon, ce qui suggère un comportement de recherche de partenaire ou d'habitat. Cette période active est suivie d'une autre plus calme qui précède un nouveau pic d'activité courant décembre. Ce pic correspond probablement à des comportements reproducteurs (construction des nids, accouplement). Les pressions enregistrées à ce moment sont faibles et cohérentes avec l'hypothèse d'une localisation sur les zones de radier ou têtes de radiers qui constituent des habitats de reproduction. Certains utilisateurs ont montré que l'analyse fine des patrons d'accélération permettait d'inférer la nature des activités liées à la reproduction, mais cela implique une acquisition très haute fréquence des données accélérométriques (Fuchs et Caudill, 2019; Tentelier *et al.*, 2021). La dynamique de franchissement des obstacles peut aussi être renseignée par l'analyse des patrons d'accélération, de pression et d'activité cardiaque, en complément des données de télémétrie, et permettent d'évaluer indirectement le coût énergétique imposé par les obstacles et les implications pour les individus.

La date de mort des individus constitue une information clé dans les suivis individuels de poissons, notamment quand on souhaite analyser les causes de mortalité. Les données de pistage seules ne permettent pas toujours de déterminer la date de mort (par exemple lorsque les individus sont peu mobiles comme c'est le cas pendant l'arrêt estival). À la mort de l'individu, les valeurs d'accélération deviennent nulles, et la variance de la pression également. Des mouvements du cadavre dans un premier temps puis de l'émetteur soumis aux flots peuvent être constatés, mais la date de mort peut néanmoins être déterminée très précisément (date et heure). Les données issues des capteurs d'activité cardiaque sont évidemment également informatives, et elles permettent également de mettre en évidence des dysfonctionnements comme des arythmies ou des fréquences cardiaques anormales indicatrices d'un stress comme c'est le cas chez l'individu 23-093 (figure 3, voir paragraphe suivant).

Écologie thermique

Les températures corporelles des poissons restent légèrement mais quasiment systématiquement inférieures aux températures relevées dans la Sélune (figure 4). On ne peut exclure un biais méthodologique lié à la façon dont la température est mesurée dans le fleuve, mais cela est cohérent avec l'hypothèse que les saumons cherchent à minimiser l'exposition aux fortes températures. Néanmoins, les températures corporelles approchent ou dépassent les seuils connus dans certains cas (en particulier en 2022 ; figure 4). Au-delà de 20 °C, la demande énergétique pour maintenir le métabolisme de base augmente et celle disponible pour d'autres activités (déplacements, gamétogénèse, défense immunitaire...) diminue. Passé 24 °C, c'est toute l'énergie qu'il est possible de produire qui est mobilisée pour maintenir ces fonctions. Dans ces conditions, l'individu s'épuise et, à court ou moyen terme, est voué à mourir (Breau, 2013). D'autres individus en revanche ont colonisé des tronçons plus frais dans des affluents de la Sélune ou dans la Sée. Ces habitats constituent de véritables refuges et jouent un rôle clé pour la survie des saumons. Les identifier et garantir leur accessibilité

Figure 2 – Données issues du suivi télémétrique (A) et du biologger implanté dans le saumon femelle 23-102 (valeurs moyennes sur 6 h ; (B) L'individu a été marqué le 18 juillet 2023 peu après minuit dans l'estuaire de la Sélune (1). Le jour même à 10 h, il est détecté en aval de Ducey 12 km en amont (2). Il passe ensuite l'été et le début de l'automne dans ce secteur (3) jusqu'au 3 novembre où il dévale et quitte la Sélune (4). Le 7 novembre, il est détecté dans le Couesnon (5). Le 23 novembre, il est localisé sur un petit affluent où il reste quelques jours avant de monter plus à l'amont (7). Le biologger est récupéré courant janvier.



est une priorité de gestion (Frechette *et al.*, 2018). Dans l'exemple présenté figure 3a, la fréquence cardiaque mesurée dans la première partie de la chronique se situe aux alentours de 40 battements par minute (bpm) alors que la température ne dépasse pas les 20°C. Elle augmente au-delà de 100 bpm jusqu'à l'arrêt cardiaque en fin de chronique alors que la température dépasse 21°C, sans que l'on puisse être certain que la température seule est responsable de la mort de l'individu. Les données issues d'autres saumons (non présentées ici) révèlent une forte variabilité inter-individuelle des activités cardiaques et de la réponse à la température qui reste à explorer. Les données d'activité cardiaque récoltées dans le milieu naturel dans cette étude sont les premières sur une période aussi longue. Leur résolution temporelle fine permet d'explorer les variations d'activité cardiaque (fréquence de battement et arythmies ; figure 3b) et ainsi d'évaluer les limites thermiques ou l'effet de stress environnementaux (Clark *et al.*, 2010 ; Gilbert *et al.*, 2024). L'analyse conjointe des variations de température, d'activité (accélérométrie, déplacements) permettra de mieux définir les seuils de tolérance de la population de la Sélune, les seuils connus ayant été établis pour d'autres populations, souvent plus septentrionales.

Conclusions et perspectives

Les données enregistrées par les différents capteurs utilisés (température, pression, accélération, activité cardiaque), combinées aux données de géopositionnement issues du pistage, permettent d'enrichir les connaissances sur l'écophysiologie des géniteurs de saumons. Les bassins versants de taille moyenne à modérée se prêtent à ce type d'études car il est relativement facile de mettre en place des protocoles de capture, de suivi et de récupération des biologgers ou des individus. Grâce à un taux de récupération important des capteurs, les données présentées ici sont rares et hautement informatives. Nous avons mis en évidence la grande mobilité des saumons entre et au sein des bassins versants, mais également la forte mortalité estivale et l'exposition à des températures parfois proches des seuils de tolérance connus, ce qui amène à questionner l'avenir du saumon atlantique à ces latitudes dans le contexte de changement climatique. Cela invite à explorer plus finement la réponse des saumons à la température. Une autre étape de l'analyse des données obtenues sera d'intégrer des paramètres environnementaux (débit, turbidité...) ou biologiques (caractéristiques individuelles) pour mieux expliquer les observations réalisées et leur temporalité.

Parmi les enjeux actuels concernant les poissons migrateurs, nous en identifions deux particulièrement pressants auxquels la télémétrie et le biologging peuvent contribuer. Le premier, déjà évoqué en introduction, concerne l'interaction entre les conséquences du changement climatique en termes de modification des régimes de température et de débits et les obstacles à la migration. Comment le franchissement des obstacles est-il modulé par ces paramètres environnementaux et quelles sont les conséquences (retard, déperdition énergétique, mortalité) ? Lors de la conception des passes à poissons, comment intégrer les contraintes biologiques et environnementales ? Nous pensons que les outils présentés ici peuvent apporter des éléments de réponses pertinents.

Figure 3 – Données issues des deux biologgers (dont un capteur de fréquence cardiaque) implantés dans le saumon 23-093 le 11/07/2023 dans l'estuaire de la Sélune et mort le 19 août 2023. A) Valeurs moyennes horaires de fréquence cardiaque (DST HRT, Star-Oddi), de température, d'accélération, de profondeur (MCFT3-TPA, Lotek). B) Électrocardiogrammes enregistrés à quatre dates différentes (indiquées par des numéros dans A).

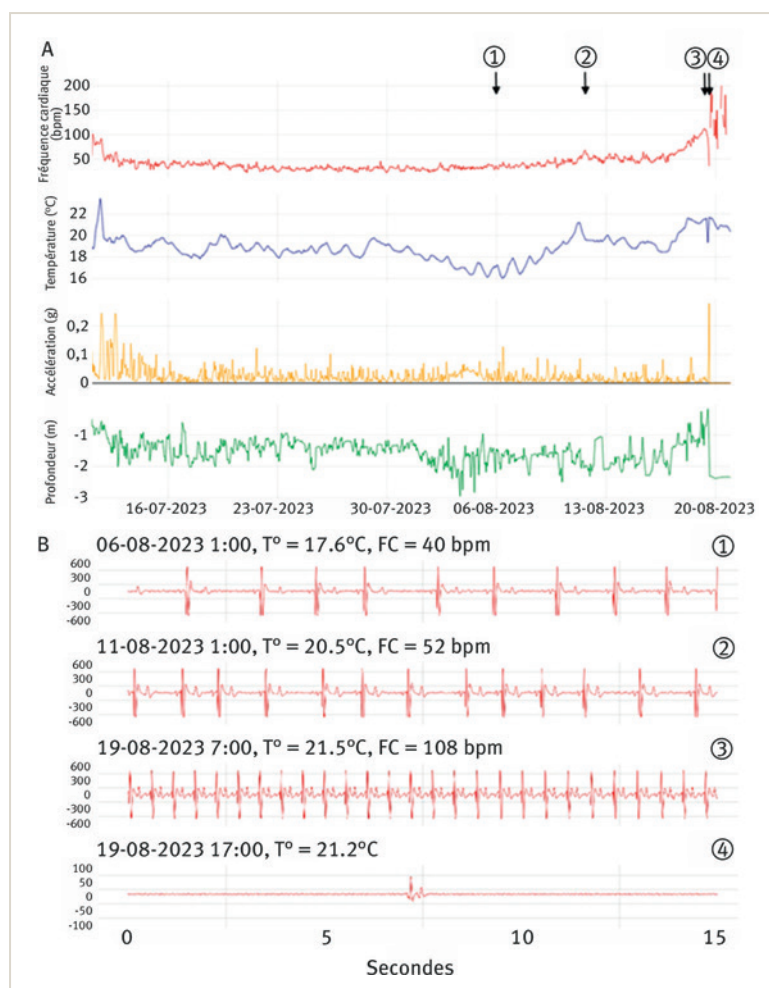
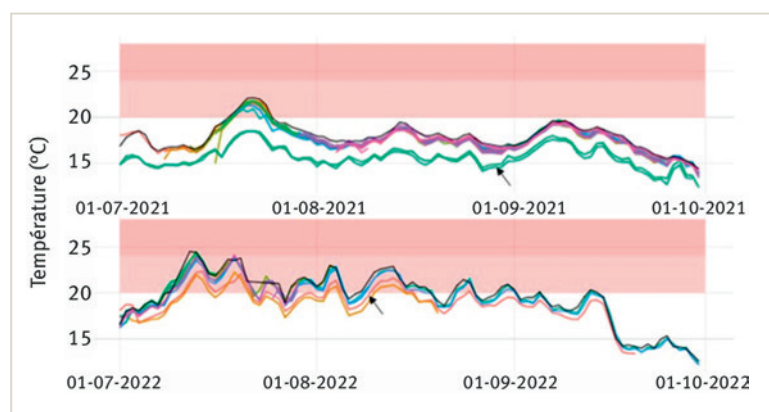


Figure 4 – Températures corporelles journalières moyennes de saumons équipés de biologgers (lignes colorées) et température dans le cours principal de la Sélune aval (ligne noire). Les zones colorées en rouge indiquent les températures au-delà de l'optimum (20°C ; clair) et de la température critique (24°C ; foncé). Les flèches noires indiquent des groupes d'individus qui se distinguent par des températures inférieures de 2 à 3 degrés à celles des autres individus. Le suivi télémétrique a montré que ces individus étaient sur un affluent plus frais (cas de 2 individus en 2021) ou dans un autre bassin versant (cas de 2 individus ayant émigré sur la Sée).



Le deuxième exemple concerne l'évaluation de la pression de prédation. En France, la question de la quantification de l'impact du silure glane (*Silurus glanis*) sur les populations de migrateurs (aloses, lamproies, saumons) est particulièrement prégnante (Dhamelincoourt *et al.*, 2025). L'utilisation d'émetteurs dont le signal change après le passage dans le tube digestif d'un prédateur (Weinz *et al.*, 2020) est possible et elle fournit un certain lot d'informations. Elle se heurte cependant à certaines limites (validation, localisation et datation de la prédation) et la combinaison avec d'autres outils serait utile. Lennox *et al.* (2023) détaillent comment le biologging peut être mobilisé, et expliquent comment les capteurs accélérométriques, de profondeur et de température fournissent des indices permettant d'identifier l'espèce du prédateur, par exemple en mettant en évidence un changement des patrons d'accélérométrie reflétant des comportements différents du prédateur et de sa proie.

La grande mobilité des poissons migrateurs rend leur observation directe complexe. La télémétrie et le biologging sont des outils permettant la collecte d'informations dans l'espace et dans le temps. Si la télémétrie est un outil efficace pour suivre les déplacements d'individus, les données recueillies sont souvent discrètes, car le coût et les contraintes logistiques qu'impose un suivi fin dans l'espace et dans le temps sont limitants. À l'inverse, le biologging produit des données à haute fréquence de façon continue, mais l'approche est souvent limitée par la capacité à récupérer le matériel et les données enregistrées. L'association des deux approches est donc très bénéfique comme le montrent les données présentées ici. Le coût humain et financier de tels suivis est variable selon le protocole mis en place (nombre d'individus suivis, durée, résolution spatio-temporelle du pistage, type de capteurs utilisés) et selon les dimensions des systèmes étudiés et la mobilité des individus suivis. Mais de façon générale, les budgets mobilisés sont significatifs. Ils peuvent néanmoins être réduits en mutualisant les parcs

de récepteurs. Par ailleurs, l'augmentation du taux de récupération du matériel grâce à la télémétrie et au protocole que nous avons développé permet de manipuler moins d'individus pour obtenir une quantité semblable de données, ce qui est un point important au regard de considérations éthiques. La diversification et la miniaturisation croissantes du matériel permettent également de répondre aux enjeux de bien-être animal et de préservation des populations. La miniaturisation est un moyen de réduire l'impact sur les individus (en limitant le volume ou le poids de matériel embarqué). La diversification des capteurs ainsi que l'augmentation de leur capacité de stockage et de leur autonomie augmentent considérablement le niveau d'information produit par individu. Ces développements devraient donc permettre dans le futur d'améliorer la qualité et la quantité de données sur les poissons migrateurs. ■

REMERCIEMENTS

Ce projet a été financé par le pôle OFB-INRAE-Institut Agro-UPPA pour la gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement (Pôle MIAME) ainsi que par le département ECODIV d'INRAE. Nous remercions l'ensemble du personnel DECOD, U3E et OFB ayant contribué au projet notamment Robinson Nédelec, Baptiste Bonnet pour DECOD, Jean-Pierre Destouches et Morgan Druet pour U3E, Richard Delanoé, Franck Cloitre, Stéphane Plessis pour l'OFB.

EN SAVOIR PLUS...

Lasne, E., Tremblay, J., Forget, G., Anfray, M., Michelot, A., Deroyer, K., Chaubet, T., & Martignac, F. (2023). Comportement des géniteurs de saumons et utilisation de l'habitat lors de leur retour en rivière.

🔗 <https://hal.science/hal-04663988v1>

Office Français de la Biodiversité (2020).

🔗 <https://youtu.be/f7WfNjsK6as>

RÉFÉRENCES

Baglinière, J. L., Maise, G., & Nihouarn, A. (1991). Radiopistage du mâle adulte de saumon Atlantique, *Salmo salar* L., durant la dernière phase de la migration de reproduction sur un affluent frayère (Bretagne, France). *Aquatic Living Resources*, 4, 161-167.

Breau, C. (2013). *Knowledge of fish physiology used to set water temperature thresholds for in-season closures of Atlantic salmon (Salmo salar) recreational fisheries*. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Science Advisory Report. 163:ii + 24 p. https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/ResDocs-DocRech/2012/2012_163-eng.html

Chmura, H. E., Glass, T. W., & Williams, C. T. (2018). Biologging Physiological and Ecological Responses to Climatic Variation: New Tools for the Climate Change Era. *Frontiers In Ecology And Evolution*, 6. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00092>

Clark, T. D., Sandblom, E., Hinch, S. G., Patterson, D. A., Frappell, P. B., & Farrell, A. P. (2010). Simultaneous biologging of heart rate and acceleration, and their relationships with energy expenditure in free-swimming sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Journal Of Comparative Physiology B*, 180(5), 673-684. <https://doi.org/10.1007/s00360-009-0442-5>

Cooke, S. J., Brownscombe, J. W., Raby, G. D., Broell, F., Hinch, S. G., Clark, T. D., & Semmens, J. M. (2016). Remote bioenergetics measurements in wild fish: Opportunities and challenges. *Comparative Biochemistry And Physiology Part A. Molecular & Integrative Physiology*, 202, 23-37. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2016.03.022>

Dhamelincoourt, M., Charles, M., Boisneau, C., Daverat, F., Evanno, G., Lambert, P., Lasne, E., Launey, S., Le Pichon, C., Tentelier, C., Beaulaton, L. (2025). Expertise sur les populations d'aloses et de lamproies. *Sciences Eaux & Territoires* (47), 8477. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8477>

Forget, G., Baglinière, J. L., Marchand, F., Richard, A., Nevoux, M. (2018). A new method to estimate habitat potential for Atlantic salmon (*Salmo salar*): predicting the influence of dam removal on the Sélune River (France) as a case study. *ICES Journal of Marine Science*, 75, 2172-2181. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy089>

Frechette, D. M., Dugdale, S. J., Dodson, J. J., & Bergeron, N. E. (2018). Understanding summertime thermal refuge use by adult Atlantic salmon using remote sensing, river temperature monitoring, and acoustic telemetry. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 75(11), 1999-2010. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0422>

RÉFÉRENCES (SUITE)

- Fuchs, N. T., & Caudill, C. C. (2019). Classifying and inferring behaviors using real-time acceleration biotelemetry in reproductive steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Ecology And Evolution*, 9(19), 11329-11343. <https://doi.org/10.1002/ece3.5634>
- Gilbert, M. J. H., Hardison, E. A., Farrell, A. P., Eliason, E. J., & Anttila, K. (2024). Measuring maximum heart rate to study cardiac thermal performance and heat tolerance in fishes. *Journal Of Experimental Biology*, 227(20). <https://doi.org/10.1242/jeb.247928>
- Keefer, M. L., & Caudill, C. C. (2013). Homing and straying by anadromous salmonids : a review of mechanisms and rates. *Reviews In Fish Biology And Fisheries*, 24(1), 333-368. <https://doi.org/10.1007/s11160-013-9334-6>
- Lasne, E., Tremblay, J., Forget, G., Anfray, M., Michelot, A., Deroyer, K., Chaubet, T., & Martignac, F. (2023). Comportement des géniteurs de saumons et utilisation de l'habitat lors de leur retour en rivière. <https://hal.science/hal-04663988v1>
- Lennox, R. J., Eliason, E. J., Havn, T. B., Johansen, M. R., Thorstad, E. B., Cooke, S. J., Diserud, O. H., Whoriskey, F. G., Farrell, A. P., & Uglem, I. (2018). Bioenergetic consequences of warming rivers to adult Atlantic salmon *Salmo salar* during their spawning migration. *Freshwater Biology*, 63(11), 1381-1393. <https://doi.org/10.1111/fwb.13166>
- Lennox, R. J., Dahlmo, L. S., Ford, A. T., Sortland, L. K., Vogel, E. F., Vollset, K. W. (2023). Predation research with electronic tagging. *Wildlife Biology*, 2023:1-16.
- McKenzie, D. J., Axelsson, M., Chabot, D., Claireaux, G., Cooke, S. J., Corner, R. A., De Boeck, G., Domenici, P., Guerreiro, P. M., Hamer, B., Jørgensen, C., Killen, S. S., Lefevre, S., Marras, S., Michaelidis, B., Nilsson, G. E., Peck, M. A., Perez-Ruzafa, A., Rijnsdorp, A. D., & Metcalfe, J. D. (2016). Conservation physiology of marine fishes : state of the art and prospects for policy. *Conservation Physiology*, 4(1), cowo46. <https://doi.org/10.1093/conphys/cowo46>
- Milner, N. J., Solomon, D. J., & Smith, G. W. (2012). The role of river flow in the migration of adult Atlantic salmon, *Salmo salar*, through estuaries and rivers. *Fisheries Management And Ecology*, 19(6), 537-547. <https://doi.org/10.1111/fme.12011>
- Soissons, L., Germaine, M. A., Chev e, M., Kreutzenberger, K., Beaulaton, L., & Roussel, J. M. (2025). Gen ese d'un suivi scientifique   long terme pour documenter les transitions écologiques et territoriales accompagnant l'effacement de grands barrages en France. *Sciences Eaux & Territoires* (47), 8330. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.8330>
- Tentelier, C., Bouchard, C., Bernardin, A., Tauzin, A., Aymes, J., Lange, F., Recapet, C., & Rives, J. (2021). The dynamics of spawning acts by a semelparous fish and its associated energetic costs. *Peer Community Journal*, 1. <https://doi.org/10.24072/pcjournal.56>
- Thorstad, E., Rikardsen, A., Alp, A., & Okland, F. (2014). The Use of Electronic Tags in Fish Research – An Overview of Fish Telemetry Methods. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 13, 881-896. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v13_5_13
- Twardek, W. M., Ekström, A., Eliason, E. J., Lennox, R. J., Tuononen, E., Abrams, A. E. I., Jeanson, A. L., & Cooke, S. J. (2021). Field assessments of heart rate dynamics during spawning migration of wild and hatchery-reared Chinook salmon. *Philosophical Transactions Of The Royal Society B Biological Sciences*, 376(1830), 20200214. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0214>
- Weinz, A. A., Matley, J. K., Klinard, N. V., Fisk, A. T., & Colborne, S. F. (2020b). Identification of predation events in wild fish using novel acoustic transmitters. *Animal Biotelemetry*, 8(1). <https://doi.org/10.1186/s40317-020-00215-x>



EXPERTISE ET AIDE À LA DÉCISION POUR LA CONSERVATION, LA RESTAURATION ET L'ADAPTATION AUX CHANGEMENTS GLOBAUX

Cette dernière partie valorise les contributions du pôle MIAME à l'interface entre science et gestion. Les articles présentés montrent comment les connaissances acquises sur les populations et les pressions sont mobilisées pour soutenir les décisions de conservation, ajuster les mesures de régulation, et accompagner les politiques publiques, à différentes échelles. L'élaboration de scénarios de gestion, la révision de modèles d'évaluation, ou encore le développement d'outils d'aide à la décision pour les gestionnaires illustrent un engagement fort en faveur de la préservation des espèces amphihalines face aux enjeux du changement global. Cette partie témoigne également de la richesse des démarches collaboratives mises en œuvre entre scientifiques, institutions et acteurs de terrain.

- 89 **SalmoGlob – Un nouveau modèle pour l'évaluation des stocks de saumon atlantique à l'échelle de l'Atlantique Nord**
Étienne RIVOT, Maxime OLMOS, Rémi LEMAIRE-PATIN, Pierre-Yves HERNVANN, Marie NEVOUX, Étienne PRÉVOST, Mathieu BUORO, Laurent BEAULATON
- 97 **Rénovation de la gestion du saumon en Bretagne : le projet RENOSAUM**
Étienne PRÉVOST, Clément LEBOT, Laurent BEAULATON, Marie-Andrée ARAGO, Gaëlle LEPRÉVOST, Marie NEVOUX, Étienne RIVOT
- 103 **Expertise sur les populations d'aloses et de lamproies**
Marius DHAMELINCOURT, Maud CHARLES, Catherine BOISNEAU, Françoise DAVERAT, Guillaume EVANNO, Patrick LAMBERT, Émilien LASNE, Sophie LAUNEY, Céline LE PICHON, Cédric TENNELIER, Laurent BEAULATON
- 113 **Programme MigrenMer : synthèse et valorisation des connaissances disponibles sur les migrants amphihalins en mer**
Gaspard DUBOST, Sophie ELIOTT, Anthony ACOU, Laurent BEAULATON, Vincent TOISON, Étienne RIVOT
- 119 **Genèse d'un suivi scientifique à long terme pour documenter les transitions écologiques et territoriales accompagnant l'effacement de grands barrages en France**
Laura SOISSONS, Marie-Anne GERMAINE, Manuel CHEVÉ, Karl KREUTZENBERGER, Laurent BEAULATON, Jean-Marc ROUSSEL





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

SalmoGlob

Un nouveau modèle pour l'évaluation des stocks de saumon atlantique à l'échelle de l'Atlantique Nord

Étienne RIVOT^{1,5}, Maxime OLMOS¹, Rémi LEMAIRE-PATIN^{1,2}, Pierre-Yves HERNVANN¹, Marie NEVOUX^{1,5}, Etienne PRÉVOST^{3,5}, Mathieu BUORO^{3,5}, Laurent BEAULATON^{4,5}

¹ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

² ISPA, INRAE, Bordeaux Villenave d'Ornon, France.

³ Université de Pau et des Pays de l'Adour, INRAE, ECOBIOP, Saint-Pée-sur-Nivelle, France.

⁴ Service Conservation et gestion durable des espèces exploitées, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

⁵ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Étienne RIVOT, etienne.rivot@institut-agro.fr

Évaluer l'état des populations de poissons sauvages est essentiel pour guider une gestion efficace dans un contexte de fortes pressions sur la ressource. Dans le cadre du projet SalmoGlob, les chercheurs ont développé un modèle innovant pour évaluer les stocks de saumon atlantique dans l'Atlantique Nord. Ce modèle intègre des données depuis 1971, permettant d'analyser la dynamique des populations à différentes échelles et stades de vie. Adopté par le Conseil international pour l'exploration de la Mer en 2024, il améliore significativement la qualité des évaluations scientifiques et des scénarios de gestion face aux changements globaux.

Introduction

Évaluer le statut des populations de poissons sauvages est un prérequis pour pouvoir éclairer une gestion efficace dans un contexte de fortes pressions anthropiques. Cela consiste à estimer l'abondance des populations ainsi que son évolution dans le temps et dans l'espace et à la comparer à des points de référence. Il s'agit aussi d'appréhender les changements potentiels dans la structure démographique des populations, par exemple dans la structure d'âge, une moindre diversité de la structure d'âge étant généralement un signe de mauvaise santé des populations.

La démarche d'évaluation des stocks halieutiques s'est historiquement développée avec comme objectif de quantifier l'impact de l'exploitation par la pêche sur l'abondance et sur la structure démographique des populations, la pêche étant perçue comme la source de pression principale exercée sur les populations. Dans le cadre de la transition vers une approche écosystémique de la gestion des pêches (Garcia, 2003), les recommandations internationales encouragent à faire évoluer l'évaluation des stocks vers une approche plus holistique du fonctionnement des populations en interaction avec les

composantes de l'écosystème. Cela consiste notamment à développer une nouvelle génération de modèles permettant de quantifier l'influence de multiples facteurs de pression sur les populations, au-delà de la seule exploitation par la pêche, comme la dégradation des habitats ou les impacts directs et indirects du changement climatique.

Cela soulève de nombreux défis, en particulier pour les poissons migrateurs amphihalins comme le saumon atlantique (*Salmo salar*). Répartie dans l'océan Atlantique Nord et la mer Baltique, cette espèce partage son cycle de vie entre un habitat de reproduction et de croissance des juvéniles en eau douce et un habitat de croissance et de maturation en mer. Les saumons qui se reproduisent dans les cours d'eau des côtes Atlantique de l'Amérique du Nord et de l'Europe entreprennent de longues migrations marines vers des zones de nourrissage communes à plusieurs populations, où ils sont exposés à des conditions environnementales océaniques communes ainsi qu'à des pêcheries communes. Après ce séjour marin, ils rejoignent leur cours d'eau natal pour se reproduire. Une telle dépendance à plusieurs écosystèmes rend cette espèce sensible à de multiples facteurs de pression à dif-

nique de l'Atlantique Nord (Crozier *et al.*, 2004 ; Potter *et al.*, 2004). Ces unités de gestion (vingt-cinq à l'heure actuelle ; figure 1) sont regroupées en trois complexes de populations continentaux : le complexe sud-européen, nord-européen et nord-américain (Chaput *et al.*, 2012). Ces modèles permettent d'estimer des séries à long terme (du début des années 1970 à aujourd'hui) d'abondance en mer avant toute exploitation par la pêche et de prévoir les abondances des saumons adultes au retour dans les cours d'eau trois années en avance. Ces projections tiennent compte des variations de la productivité des populations et des diverses pêcheries séquentielles avant la reproduction. Ces modèles sont incorporés dans un cadre d'analyse de risques pour évaluer l'abondance des retours de reproducteurs vis-à-vis des limites de conservation (points de référence en dessous desquels l'abondance ne doit pas passer pour garantir la conservation des populations) pour chaque UG et au niveau plus agrégé des complexes continentaux. Ils permettent de quantifier les conséquences des variations de la productivité marine et des pêcheries opérant sur des mélanges de populations au Groenland et sur l'abondance des retours aux îles Féroé, et ainsi de porter un avis sur l'opportunité de rouvrir les pêcheries commerciales en mer.

Représenter la dynamique de toutes les unités de gestion de l'Atlantique Nord dans un cadre harmonisé

Au cœur du nouveau cadre de modélisation, nous avons développé un modèle de cycle de vie structuré en âges et en stades de vie qui représente explicitement la dynamique des abondances entre le stade œuf et le stade adulte reproducteur de retour dans sa rivière natale pour la reproduction après le séjour en mer (figure 2). La dynamique des populations des vingt-cinq UG de l'Atlantique Nord est représentée simultanément dans le même modèle (Olmos *et al.*, 2019 ; Rivot *et al.*, 2024). Le modèle est construit dans un cadre hiérarchique bayésien (Parent et Rivot, 2012 ; Gimenez et Peyrard, 2022), qui permet d'ajuster la dynamique aux observations disponibles dans toutes les unités de gestion entre 1971 et aujourd'hui, en intégrant plusieurs sources de données de nature hétérogène (encadré 1).

Le nouveau modèle permet d'analyser la dynamique des populations, de réaliser l'évaluation des stocks et d'évaluer des scénarios de gestion simultanément pour l'ensemble des vingt-cinq UG de l'Atlantique Nord, dans un cadre cohérent et unifié. Cela représente un progrès majeur en termes de réalisme biologique et de comparabilité des estimations par rapport aux modèles historiquement utilisés par le WGNAS, qui s'appuyaient sur trois modèles indépendants et différents pour les complexes nord-américain, sud-européen et nord-européen. Cette unification rationalise et simplifie la chaîne de traitement des données et harmonise la structure démographique et la représentation des stades de vie entre toutes les UG d'Amérique du Nord et d'Europe (figure 2). En particulier, dans le modèle utilisé historiquement pour l'Amérique du Nord, seule l'abondance des poissons passant deux hivers en mer avant la reproduction (2HM) était considérée. Cela revient à ignorer les poissons passant un hiver en mer avant leur retour (1HM) dans la

démographie et la dynamique de population, alors que cette composante peut représenter une part non négligeable de l'abondance dans certaines UG (ICES, 2024). Dorénavant, le nouveau modèle de cycle de vie intègre la dynamique des deux classes d'âge de mer 1HM et 2HM pour toutes les UG.

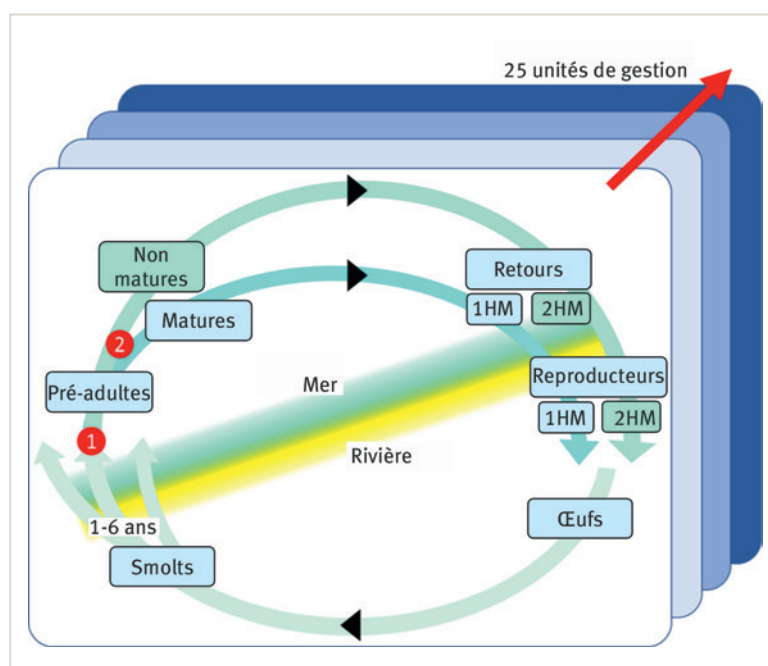
Mieux comprendre la réponse des populations aux changements globaux

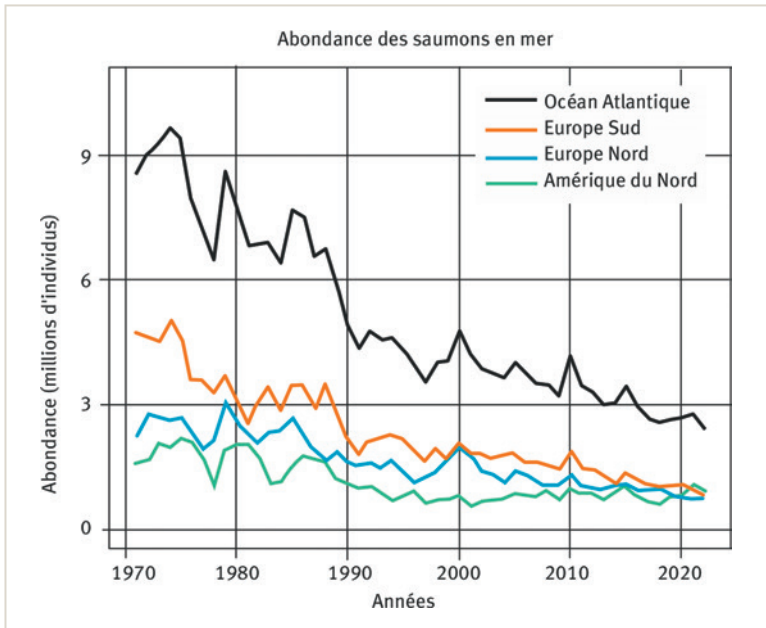
La formulation de la dynamique de population de l'ensemble des UG de l'Atlantique Nord dans un cadre harmonisé permet de mieux comprendre les mécanismes de la réponse des populations de saumon à de multiples facteurs de forçage agissant sur les populations à des échelles spatiales différentes (exploitation et modification de l'environnement, notamment marin).

Les estimations issues du modèle confirment un fort déclin de l'abondance des saumons en mer, d'un facteur 3 à 4 depuis le début des années 1970 (figure 3).

Le modèle permet d'estimer un ensemble de paramètres de la démographie et de la dynamique de population simultanément pour l'ensemble des UG de l'Atlantique Nord, et notamment : i) l'abondance des saumons en mer avant toute mortalité par pêche ; ii) le taux de survie des saumons pendant la première année en mer ; iii) le taux de maturation à la fin de la première année en mer

Figure 2 – Modèle de cycle de vie pour les vingt-cinq unités de gestion (UG) du bassin de l'Atlantique Nord. Pour chaque UG, le modèle représente l'évolution des abondances de saumons dans les différents stades de vie de l'œuf à l'adulte de retour pour la reproduction après un (1HM) ou deux ans passés en mer (2HM). Le modèle considère la variabilité de l'âge (de un à six ans) auquel les juvéniles migrent en mer (aussi appelés smolts) et la variabilité du temps passé en mer (un ou deux ans) avant le retour pour la reproduction. Les vingt-cinq UG sont traitées conjointement dans le même modèle hiérarchique. Les points rouges indiquent les principaux taux de transition estimés dans le modèle (pour chaque année et chaque UG) : (1) le taux de survie pendant la première année en mer ; (2) le taux de maturation à la fin de la première année en mer.





(figure 4). Les résultats mettent en évidence la forte cohérence spatiale dans les variations temporelles de la survie des post-smolts et dans la proportion de poissons qui deviennent matures dès la fin de la première année en mer entre différentes UG qui partagent des routes de migration marines communes. À l'échelle du bassin de l'Atlantique Nord, le taux de survie pendant la première année en mer a chuté de près de 70% depuis le début des années 1970. La probabilité de déclencher la maturation sexuelle dès la fin de la première année passée en mer a augmenté jusque dans les années 1990 (synonyme d'une baisse de la proportion de poissons âgés de plusieurs hivers de mer dans les retours) avant d'atteindre un

Figure 3 – Estimation (médianes des distributions bayésiennes *a posteriori*) de l'abondance des saumons à la fin de la première année en mer, avant toute exploitation par la pêche (années 1971-2022) pour les trois complexes nord-américain, nord et sud-européen et à l'échelle de tout l'Atlantique Nord. Source : ICES (2024).

Encadré 1 – Synthèse de la méthode.

Étape 1. Les hypothèses de modélisation sont posées sur la structure du modèle de dynamique de population (définition des stades de développement, paramétrisation des transitions démographiques entre les stades, liens potentiels entre les différentes unités de gestion). Des hypothèses supplémentaires sont faites sur la distribution de probabilité a priori des paramètres du modèle. Dans le cas présent, des distributions a priori peu informatives ont été choisies.

Étape 2. Les données sont intégrées dans le modèle, au travers d'équations de vraisemblance qui permettent de considérer les erreurs d'observation. Étape 3. L'inférence bayésienne (étape 3.1) consiste à combiner les hypothèses a priori avec les données pour obtenir (étape 3.2) les distributions a posteriori de tous les paramètres du modèle ainsi que des abondances dans tous les stades de développement au cours du temps (« hindcasting »). Dans la pratique, cette étape fait appel à des simulations numériques de type Monte Carlo par Chaîne de Markov (MCMC) réalisées sous le logiciel R grâce à la librairie nimble (<https://r-nimble.org>).

Étape 4. Le modèle est utilisé pour réaliser des prédictions à court terme (un à quatre ans dans le cas présent) sous différents scénarios. Le cadre bayésien permet de propager les incertitudes dans les prédictions. Les risques associés à chaque scénario sont calculés comme les probabilités que les abondances d'œufs soient inférieures aux limites de conservation définies pour chaque unité de gestion.

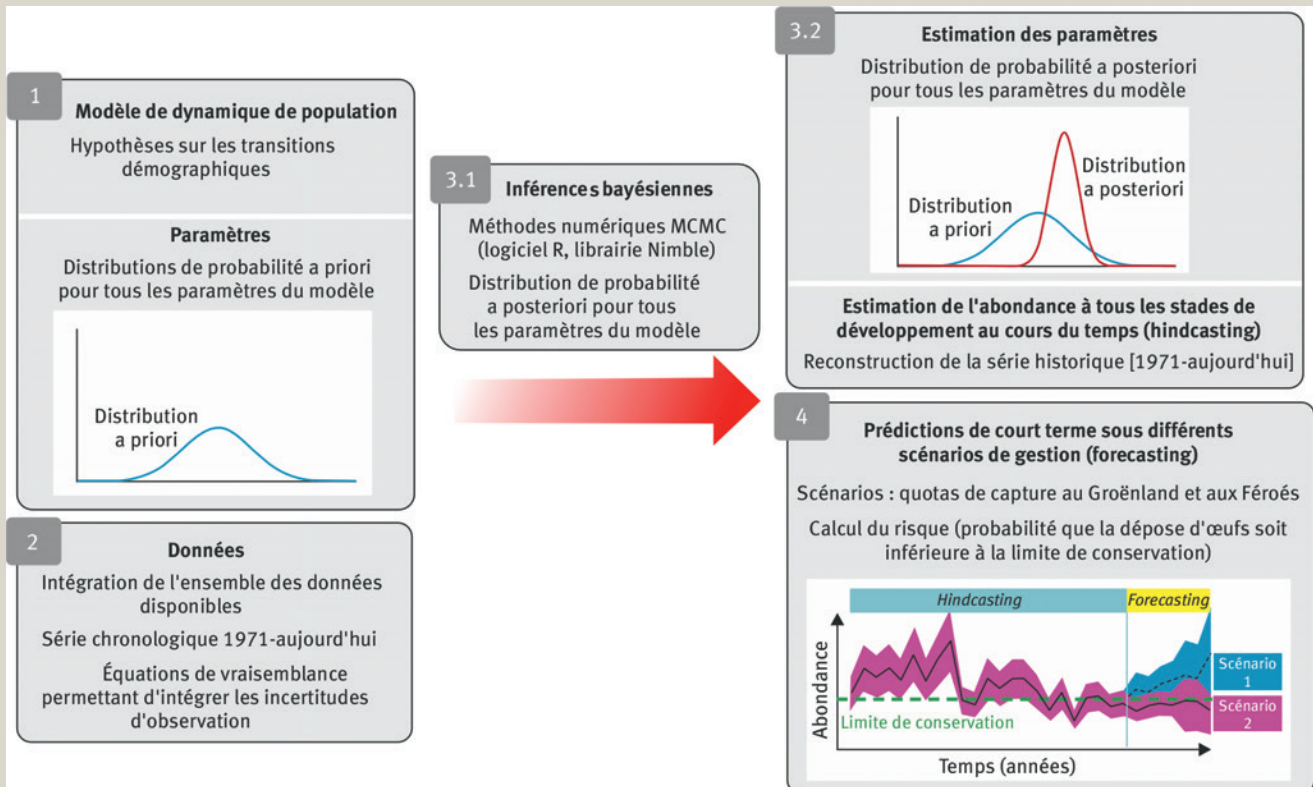
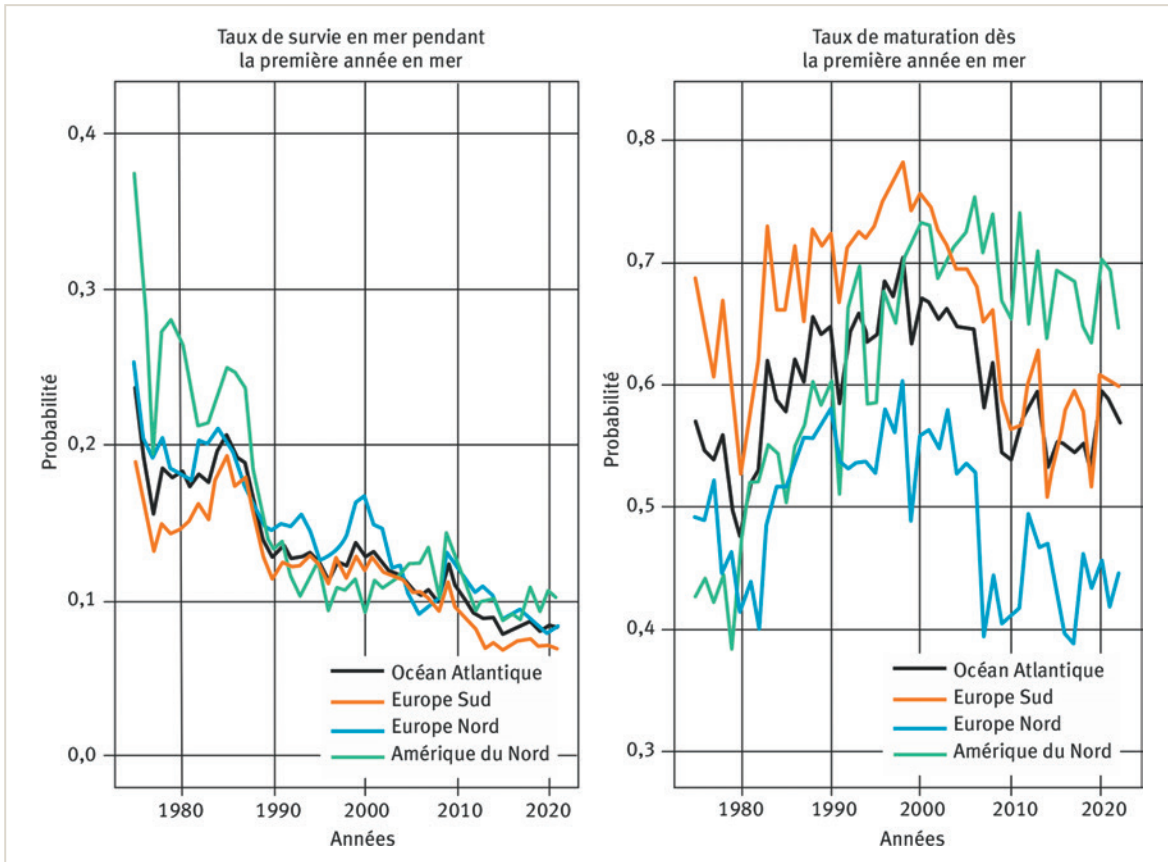


Figure 4 – Estimation (médianes des distributions bayésiennes *a posteriori*) de la probabilité de survie des saumons pendant la première année en mer et de la probabilité de maturation dès la fin de la première année en mer (années 1975-2022) moyennées pour les trois complexes nord-américain, nord et sud-européen et à l'échelle de tout l'Atlantique Nord. Source ICES (2024).



plateau voire de décroître sur la période récente (surtout pour les poissons européens). Le signal commun entre les différents UG explique plus de 40 % de la variabilité temporelle totale, et la covariation spatiale entre les UG augmente avec la proximité géographique (Olmos *et al.*, 2019 ; Rivot *et al.*, 2024).

Cette synchronie dans les variations temporelles suggère une réponse des populations à un signal environnemental agissant à large échelle. En s'appuyant sur ce modèle, Olmos *et al.* (2020) ont démontré que les variations de la survie étaient corrélées avec des proxys des conditions environnementales et des ressources trophiques disponibles pour le saumon dans des fenêtres spatio-temporelles correspondant aux habitats marins occupés par de multiples populations pendant la fin de l'été et le début de l'automne, en Mer de Norvège pour les populations européennes, et dans la mer du Labrador au sud et à l'ouest du Groenland pour les populations nord-américaines. Les auteurs ont démontré que les variations dans la survie en mer étaient négativement corrélées aux variations de la température de surface de la mer et positivement corrélées avec les variations de la productivité primaire estimées à partir de données satellite pour ces fenêtres spatio-temporelles. Ces résultats renforcent l'hypothèse d'une réponse globale des populations aux changements dans l'écosystème marin. Ils soulignent le potentiel de ce nouveau modèle pour l'intégration de variables environnementales afin de tes-

ter des hypothèses écologiques sur l'influence des changements globaux et d'augmenter sa capacité explicative et prédictive.

Évaluer des scénarios dans un cadre probabiliste et une approche de précaution

Le modèle de cycle de vie offre un cadre naturel pour réaliser des projections de la dynamique de population sous divers scénarios pouvant faire intervenir des pressions (environnement et exploitation par la pêche) qui affectent les populations à plusieurs échelles spatiales, allant de certaines UG spécifiques jusqu'à des groupes de plusieurs UG à une échelle continentale. Le même modèle de cycle de vie est utilisé à la fois pour la phase d'ajustement aux séries de données historiques (*hindcasting*) et de projection de quelques années dans le futur après la dernière année de données disponibles (*forecasting*). L'intégration des vingt-cinq UG au sein d'un même modèle permet de réaliser des projections de la dynamique de population et des retours pour toutes les UG simultanément.

Toutes les propriétés statistiques du modèle sont automatiquement transférées dans la phase de projection et dans les analyses de risque. La covariation spatiale des séries temporelles du taux de survie en mer et du taux de maturation dès la fin de la première année en mer est prise en compte dans les projections. Toutes les sources d'incertitude liées à la stochasticité temporelle des principaux

taux de transition démographiques et à l'estimation des paramètres sont propagées dans les prédictions pour réaliser des analyses de risque dans un cadre probabiliste. Par exemple, il est possible d'évaluer la probabilité que l'abondance des retours dans chaque UG atteigne les limites de conservation selon différents scénarios de quotas de pêche au large du Groenland (pêche qui impacte les UG nord-américaines et européennes), ainsi que la probabilité que toutes les UG d'un même complexe de populations atteignent simultanément leur limite de conservation (figure 5). Actuellement, ces probabilités sont très faibles (proche de 0) surtout pour les complexes de populations de l'Europe du Sud et de l'Amérique du Nord, ce qui conduit le WGNAS à préconiser de ne pas rouvrir la pêche commerciale au Groenland (ICES, 2024). Le modèle pourrait aussi être utilisé pour évaluer l'impact d'autres pêcheries, ou pour évaluer des mesures de conservation spécifiques pour les différentes classes d'âge.

Un outil opérationnel conçu dans une logique de science ouverte

Afin de faciliter son appropriation par la communauté, une suite de programmes a aussi été conçue dans une logique de science ouverte et intégrée dans le portail GitHub du CIEM (à ce jour encore en accès restreint au WGNAS). Cette suite de programmes est développée dans le langage R et mobilise le package nimble pour l'inférence bayésienne. Elle facilite l'utilisation du

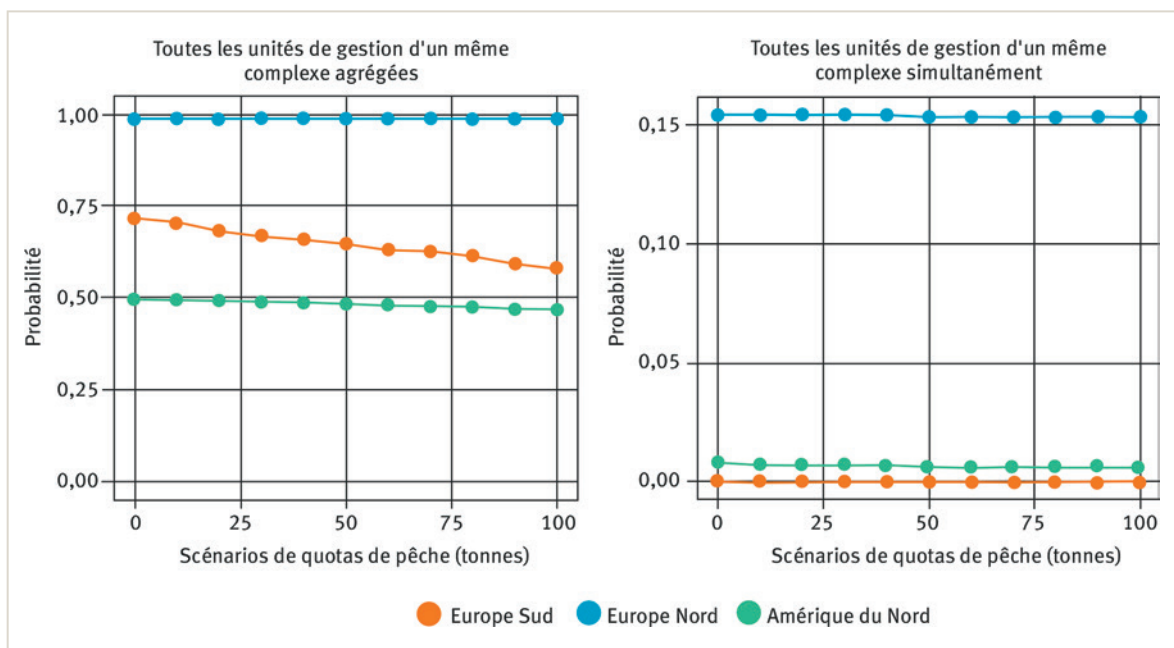
modèle dans le contexte de temps très contraint de la réunion annuelle du WGNAS. En outre, une base de données et une application disponible sur le web⁵ (Hervann *et al.* 2024) permettent de renforcer la robustesse et la transparence de la chaîne de traitement, des données jusqu'aux résultats issus du modèle.

Conclusion

Ce nouveau cadre de modélisation a fait l'objet d'une procédure d'évaluation et de validation par les instances du CIEM (procédure de benchmarking ; ICES, 2023b) qui s'est concrétisée par son adoption pour l'évaluation des stocks et les avis rendus à l'OCSAN depuis 2024 (ICES, 2023b ; ICES, 2024). Les produits du projet SalmoGlob ont d'ores-et-déjà profondément modifié les travaux du groupe de travail WGNAS et le potentiel évolutif du modèle permet d'envisager une démarche d'amélioration progressive dans la durée.

En plus des avantages proposés dans la version actuelle du modèle et utilisé pour l'avis émis en 2024, ce nouveau cadre de modélisation se révèle flexible et évolutif. Le fait d'utiliser un modèle de cycle de vie structuré en âges et en stades a enclenché une réappropriation du cadre de modélisation utilisé pour l'évaluation et l'avis par la communauté des biologistes et des personnes impliquées dans la récolte des données. Cette dynamique vertueuse a déjà permis d'intégrer dans le modèle de nouvelles données et connaissances jusqu'à présent sous-utilisées. Par exemple, les informations disponibles

Figure 5 – Probabilité que l'abondance des retours de saumons adultes prédite pour l'année 2026 (projection à trois ans après dernière année évaluée) atteigne les limites de conservation (LC), en fonction de différents scénarios de quotas de captures au Groenland (en tonnes de poissons). Les probabilités sont calculées de deux façons différentes. Gauche : probabilité que les retours agrégés pour toutes les UG d'un même complexe dépassent la somme des LC de toutes les UG. Droite : probabilité que toutes les UG d'un même complexe atteignent simultanément leur LC. Ces probabilités sont naturellement beaucoup plus faibles et sont utilisées dans le cadre d'une approche de précaution afin qu'aucune UG ne soit lésée. Les scénarios ont peu d'effet sur les UG d'Europe du Nord car les poissons issus de ces populations sont très peu représentés dans les captures au Groenland. Source ICES (2024).



5. http://sirs.agrocampus-ouest.fr/discardless_app/WGNAS-ToolBox/

sur le changement de la fécondité moyenne des saumons observé dans la dernière décennie (en lien avec la baisse de la taille moyenne à maturité) ont pu être prises en compte. La flexibilité du cadre de modélisation a aussi encouragé l'intégration de nouvelles données génétiques pour informer la répartition des captures au Groenland entre les différentes UG. Cela apporte un degré de réalisme supplémentaire en permettant de mieux représenter la façon dont les pêcheries opérant sur des mélanges de populations influencent les différentes UG. Ainsi, ce modèle flexible et évolutif offre une agilité accrue pour intégrer de nouvelles connaissances et adapter les mesures de gestion dans un contexte de changement environnemental rapide. ■

REMERCIEMENTS

Ce travail a été rendu possible grâce à l'investissement de nombreuses personnes qui collectent et compilent les données utilisées par le groupe de travail WGNAS en Amérique du Nord et en Europe (et notamment pour la France). Le projet a été financé par la convention de coopération du Pôle OFB, INRAE, l'Institut Agro, UPPA Gestion des Poissons Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement.

Le projet a aussi reçu le soutien de l'Université de Rennes 1 et du fonds de développement régional de l'Europe au travers du programme Interreg France-Manche-Angleterre, projet SAMARCH *Salmonid Management Round the Channel*.

EN SAVOIR PLUS...

Rivot, E., Olmos, M., Nevoux, M., Prévost, E., Buoro, M., & Beaulaton, L. (2020). *SalmoGlob - ToolBoxWGNAS. Développement d'un nouveau modèle pour l'évaluation des stocks de saumon atlantique à l'échelle de l'Atlantique Nord*. Rapport de recherche. OFB-Inrae-Institut Agro-Agrocampus Ouest-UPPA. 75 p.

<https://hal.science/hal-03138237>

RÉFÉRENCES

- Bull, C. D., Gregory, S. D., Rivot, E., Sheehan, T. F., Ensing, D., Woodward, G., & Crozier, W. (2022). The likely suspects framework: The need for a life cycle approach for managing Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks across multiple scales. *ICES Journal of Marine Science*, 79, 1445-1456. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac099>
- Crozier, W. W., Schön, P. J., Chaput, G., Potter, E. C. E., Maoiléidigh, N. Ó., & MacLean, J. C. (2004). Managing Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the mixed stock environment: Challenges and considerations. *ICES Journal of Marine Science*, 61(8), 1344-1358. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.08.013>
- Chaput, G. (2012). Overview of the status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the North Atlantic and trends in marine mortality. *ICES Journal of Marine Science*, 69(9), 1538-1548. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss013>
- Darwall, W. R. T. (2023). *Salmo salar*. The IUCN Red List of Threatened Species 2023: e.T19855A67373433. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T19855A67373433.en>
- García, S. (2003). *The ecosystem approach to fisheries: Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO).
- Gimenez, O., & Peyrard, N. (2022). *Statistical Approaches for Hidden Variables in Ecology*. John Wiley & Sons, ISTE.
- Hervann, P. Y., Lemaire-Patin, R., Guitton, J., Olmos, M., Etienne, M. P., Labouyrie, M., Bezier, L., Rivot, E. (2024). WGNAS-SalmoGlob ToolBox: a web application for supporting Atlantic salmon stock assessment at the North Atlantic basin scale, ICES WGNAS 2024, 11th-21th March 2024, Galway, Ireland. (Working Paper 28).
- ICES. (2017). Report of the Workshop on Potential Impacts of Climate Change on Atlantic Salmon Stock Dynamics (WKCCISAL), 27-28 March 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:39. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.19290416>
- ICES. (2023a). The Second ICES/NASCO Workshop on Salmon Mortality at Sea (WKSALMON2; outputs from 2022 meeting). ICES Scientific Reports. 5(36). <https://doi.org/10.17895/ices.pub.22560790>
- ICES. (2023b). Benchmark Workshop on Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the North Atlantic (WKBSALMON). ICES Scientific Reports 5(112). <https://doi.org/10.17895/ices.pub.24752079.v1>
- ICES. (2024). Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES Scientific Reports, 6(36). <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25730247.v1>
- Limburg, K. E., & Waldman, J. R. (2009). Dramatic declines in North Atlantic diadromous fishes. *BioScience*, 59(11), 955-965. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.7>
- Olmos, M., Massiot-Granier, F., Prévost, E., Chaput, G., Bradbury, I. R., Nevoux, M., & Rivot, E. (2019). Evidence for spatial coherence in time trends of marine life history traits of Atlantic salmon in the North Atlantic. *Fish and Fisheries*, 20(2), 322-342. <https://doi.org/10.1111/faf.12345>
- Olmos, M., Payne, M. R., Nevoux, M., Prévost, E., Chaput, G., Du Pontavice, H., Guitton, J., Sheehan, T., Mills, K., & Rivot, E. (2020). Spatial synchrony in the response of a long range migratory species (*Salmo salar*) to climate change in the North Atlantic Ocean. *Global Change Biology*, 26, 1319-1337. <https://doi.org/10.1111/gcb.14913>
- Parent, E., & Rivot, E. (2012). *Introduction to hierarchical bayesian modeling for ecological data*. Chapman & Hall/CRC.
- Potter, E., Crozier, W., Schön, P., Nicholson, M., Maxwell, D., Prévost, E., Erkinaro, J., Gudbergsson, G., Karlsson, L., Hansen, L., MacLean, J., Maoiléidigh, N. Ó., & Prusov, S. (2004). Estimating and forecasting pre-fishery abundance of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Northeast Atlantic for the management of mixed-stock fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 61(8), 1359-1369. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.08.012>
- Rivot, E., Lemaire-Patin, R., Olmos, M., Chaput, G., Hervann, P. Y., & Dubost, G. (2024). A hierarchical Bayesian life cycle model for Atlantic salmon stock assessment and provision of catch advice at the North Atlantic basin scale (Working Paper No. 26). ICES WGNAS 2024, 11-21 March 2024, Galway, Ireland.





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Rénovation de la gestion du saumon en Bretagne : le projet RENOSAUM

Étienne PREVOST^{1,6}, Clément LEBOT^{1,6}, Laurent BEAULATON^{2,6}, Marie-Andrée ARAGO³, Gaëlle LEPREVOST⁴, Marie NEVOUX^{5,6}, Étienne RIVOT^{5,6}

¹ ECOBIOP, Université de Pau et des Pays de l'Adour, INRAE, Saint-Pée-sur-Nivelle, France.

² Service Conservation et gestion durable des espèces exploitées, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

³ DIR Bretagne, OFB, Rennes, France.

⁴ Bretagne Grands Migrateurs, Rennes, France.

⁵ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

⁶ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leurs Environnements, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Étienne PREVOST, etienne.prevost@inrae.fr

L'Office français de la biodiversité, INRAE et l'Université de Pau et Pays de l'Adour, en collaboration avec Bretagne Grands Migrateurs, ont œuvré conjointement à la réalisation d'un vaste exercice d'aide à la décision pour la révision de la gestion des populations de saumon en Bretagne (projet RENOSAUM, 2017-2022). Mené en dialogue continu entre scientifiques et acteurs de la gestion, il a conduit in fine à la mise en place en 2023 de nouvelles mesures de régulation de l'exploitation du saumon par pêche à la ligne.

Introduction

La conservation du saumon atlantique (encadré 1) est menacée dans beaucoup de zones de son aire de répartition, et en particulier en France où le nombre de cours d'eau qu'il colonise a très fortement diminué depuis le dix-huitième siècle. La Bretagne est la région française qui héberge le plus de populations de saumon (environ une vingtaine). La régulation de leur exploitation par pêche repose sur la détermination conjointe, pour chaque rivière, d'une limite de conservation (LC) et d'un total admissible de captures (TAC), correspondant au nombre d'adultes potentiellement capturables après avoir préservé la LC. Mis en place en 1996, ce système de régulation a constitué une avancée très significative et pionnière. Il présente cependant un certain nombre de points faibles car (i) il focalise le débat entre acteurs de la gestion sur l'exploitation (le dimensionnement des TACs) alors que les prescriptions de l'OCSAN¹ (NASCO, 1998) mettent clairement la priorité sur la conservation, et (ii) il repose sur une définition de LC qui, quoique recommandée par l'OCSAN, est source de confusion entre conservation et optimisation de l'exploitation. D'autres

recommandations émises par l'OCSAN pourraient être mieux prises en compte, comme la nécessité d'intégrer les incertitudes et l'utilisation de données propres à chaque rivière. Dans le contexte du renouvellement de son plan de gestion des poissons migrateurs (PLAGE-POMI), le comité de gestion des poissons migrateurs (COGEPOMI²) des cours d'eau bretons a identifié dès 2015 la nécessité d'une révision de son système de régulation de la pêche du saumon. Pour éclairer les choix à faire à cette fin, un vaste exercice d'aide à la décision a été entrepris dans le cadre du projet RENOSAUM³. Il a pour objectifs de :

- revenir sur la notion de LC en proposant une nouvelle définition opérationnelle plus claire et lisible ;
- valoriser pleinement l'ensemble des données disponibles ;
- revisiter le système de régulation de l'exploitation en privilégiant (i) sa simplification de mise en œuvre, (ii) sa robustesse vis-à-vis des aléas naturels et de mise en œuvre du système de gestion, et (iii) sa lisibilité pour l'ensemble des acteurs afin d'accroître son acceptabilité.

1. OSCAN : Organisation pour la conservation du saumon de l'Atlantique Nord ; en anglais NASCO : *North Atlantic Salmon Conservation Organization*.

2. Le COGEPOMI est une instance régionale regroupant toutes les parties prenantes (services de l'État, collectivités territoriales, pêcheurs, organisations non gouvernementales, scientifiques...) impliquées dans la gestion des poissons migrateurs diadromes (vivant alternativement en eau douce et en mer).

3. Rénovation de la stratégie de gestion du saumon en Bretagne.

Le projet RENOSAUM a été mené en dialogue continu entre scientifiques et acteurs de la gestion (encadré ②). Il permet de disposer aujourd'hui, pour les dix-huit principales rivières à saumon de Bretagne et sur plus de trois décennies (1987-2020), de connaissances inédites concernant (i) l'abondance des juvéniles et des adultes, (ii) le régime d'exploitation du saumon en Bretagne par la pêche à la ligne, et (iii) les mécanismes de renouvellement des générations au sein des populations. Sur cette base, de nouvelles LCs ont tout d'abord été établies. L'aboutissement ultime du projet est une analyse comparative d'un large ensemble de scénarios de régulation de l'exploitation pour chacune des dix-huit populations de saumon étudiées, venant informer les décisions de renouvellement de la réglementation applicable dès 2023.

De nouvelles limites de conservation

En cohérence avec les recommandations de l'OCSAN, une définition simple de la conservation a été adoptée par le COGEPOMI en 2018, à savoir « éviter les faibles recrutements » (en juvéniles de l'année). S'appuyant sur cette définition renouvelée levant l'ambiguïté passée entre conservation et optimisation de l'exploitation, les

LC sont alors définies comme le nombre de géniteurs permettant de maîtriser le risque de faible recrutement. En effet, le recrutement varie fortement et aléatoirement et un événement de faible recrutement peut toujours survenir même en contrôlant le nombre de géniteurs. À la différence des anciennes LC, les nouvelles sont des points de référence qui n'ont pas pour objectif, et ne permettent pas directement, de définir des TACs. Ce sont des balises permettant de situer des estimations de stock reproducteur pour évaluer de façon rétrospective le statut de conservation des populations.

Tel que recommandé par l'OCSAN, les nouvelles LC sont déterminées à partir de l'analyse de relations stock-recrutement. Cette analyse considère que le recrutement varie de façon aléatoire autour d'une moyenne qui est une fonction du nombre de géniteurs. Quand ce dernier augmente, le recrutement moyen s'accroît et tend vers une valeur maximale. Aussi appelée capacité d'accueil, elle représente le nombre moyen de juvéniles que pourrait au maximum produire un cours d'eau si le nombre de reproducteurs n'était jamais limitant (toujours très grand). Le faible recrutement est défini en proportion de cette capacité d'accueil. En 2019, le COGEPOMI a acté que les nouvelles LC devaient correspondre (sauf exception) à un risque de 25% pour un faible recrutement correspondant à 50 % de la capacité d'accueil. Elles sont donc égales au stock reproducteur assurant qu'un recrutement inférieur à la moitié de la capacité d'accueil se produit seulement une année sur quatre en moyenne.

Encadré ① – Le saumon atlantique : une espèce emblématique, exploitée et menacée, à la biologie bien particulière.

Le saumon atlantique (*Salmo salar*) est un poisson grand migrateur vivant dans l'océan Atlantique Nord et dans les rivières qui s'y déversent. Son cycle biologique se déroule à la fois en eau douce (reproduction et vie juvénile) et en mer (où il entreprend une migration de grande amplitude, jusqu'au Groënland). En France, il se reproduit au mois de décembre, les juvéniles restent un ou deux ans en rivière, avant de migrer vers la mer aux mois d'avril/mai. Les adultes reviennent après leur phase de vie marine pour se reproduire dans leur rivière natale un, deux, voire trois ans, après l'avoir quittée. Ils subissent une très forte mortalité (> 90 %) après la première reproduction. L'espèce est reconnue patrimoine naturel remarquable fragilisé par l'action de l'homme par l'Union européenne (inscription aux annexes II et V de la directive « Habitats », réseau Natura 2000).



Photo ① – Saumon atlantique adulte capturé par un pêcheur à la ligne (source : Étienne Prévost, 2024).

Dans les populations bretonnes de saumon, les retours d'adultes soumis à l'exploitation sont constitués de deux composantes. Les saumons de printemps, qui ont passé deux ans en mer, entrent en rivière principalement au cours du printemps et sont très majoritairement des femelles. Les castillons, qui n'ont passé qu'un peu plus d'un an en mer, reviennent en eau douce préférentiellement en début d'été, sont de plus petite taille et ont un rapport des sexes plutôt en faveur des mâles. Les saumons de printemps sont généralement plus recherchés par les pêcheurs et subissent ainsi une mortalité par pêche plus élevée.

Encadré ② – Un projet mené au rythme du dialogue avec les acteurs du COGEPOMI des cours d'eau bretons.

Le projet RENOSAUM a été conduit et financé dans le cadre de la convention de coopération OFB-INRAE-Institut Agro-UPPA. La majeure partie du travail a été réalisé via une thèse de doctorat (2017-2020 ; Lebot, 2021), elle-même précédée d'une action préliminaire ayant donné lieu à un stage de deuxième année de Master. Sur la base des acquis de la thèse, une actualisation avec les données les plus récentes (jusqu'en 2020) et une recontextualisation appliquée aux spécificités de la gestion des populations de saumon bretonnes ont été conduites en 2021. En parallèle, un dialogue continu a été entretenu entre les scientifiques du pôle MIAME⁴ et les acteurs de la gestion des populations de saumon en Bretagne. Ce dialogue a été piloté par la DREAL⁵ Bretagne, essentiellement au sein du groupe technique saumon du COGEPOMI des cours d'eau bretons² qui s'est réuni spécialement à cinq reprises pour le projet RENOSAUM afin d'examiner ses avancées et orienter ses actions. L'ensemble des représentants des acteurs et parties prenantes impliqués dans la gestion des populations de saumon de Bretagne représentés dans ce groupe (structures représentatives des pêcheurs à la ligne et organisations non gouvernementales en particulier) ont ainsi contribué à la réussite du projet.

4. Issu d'une convention de coopération entre l'Office français de la biodiversité (OFB), l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), l'Institut Agro et l'Université de Pau et des Pays de l'Adour (UPPA), le pôle MIAME pour la gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement regroupe une part significative des équipes françaises travaillant actuellement sur les espèces amphihalines.

5. Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement.

Les nouvelles LC sont dans la gamme des anciennes, mais elles varient peu entre les rivières relativement à la capacité de renouvellement de leurs populations (figure 1). Les anciennes LC présentaient le défaut majeur d'abaisser les exigences en matière de conservation pour les populations les plus fragiles, c'est-à-dire aux capacités de renouvellement les plus faibles. Les nouvelles LC remédient à ce problème.

Une analyse comparative de scénarios de régulation de la pêche à la ligne

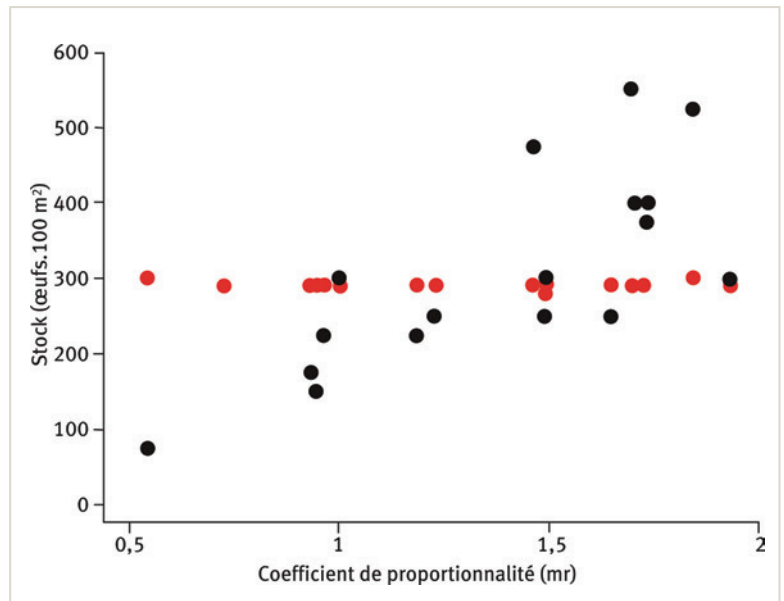
Dans l'optique d'une gestion des populations de saumon donnant la priorité à la conservation, telle que recommandée par l'OCSAN, il convient de réguler l'exploitation pour contrôler la mortalité qu'elle engendre. Pour chacune des dix-huit principales populations de saumon de Bretagne, de nombreux (197) scénarios de régulation ont été comparés selon des critères de performance préalablement agréés et hiérarchisés par les parties prenantes de la gestion des populations de saumons de Bretagne (Prévost et Lebot, 2022). Ces critères sont considérés séquentiellement et à chaque étape de la comparaison, un tri est opéré pour ne conserver que les scénarios les plus performants. Ainsi ceux qui ne permettent pas de respecter la conservation sont éliminés en premier. Ceux restants sont ensuite évalués au regard de leurs performances en matière d'exploitation, à savoir le niveau moyen puis la variabilité interannuelle des captures qu'ils permettent de générer. Les captures de saumons de printemps et de castillons (encadré 1) sont considérées séparément et successivement pour tenir compte de la préférence des pêcheurs pour les premiers, en raison de leur plus grande taille principalement.

Le respect de la conservation est abordé selon deux critères qui ont fait consensus au sein du COGEPOMI des cours d'eau bretons. La maîtrise du risque de faible recrutement est tout d'abord vérifiée. Un second critère de non-sélectivité de l'exploitation est ensuite utilisé. La survie après exploitation doit être équilibrée entre les saumons de printemps et les castillons. L'exploitation sélective, en favorisant certaines caractéristiques ayant une base génétique, peut être source d'altération des capacités d'adaptation des populations aux modifications de leur environnement (Piou *et al.*, 2015). Compte tenu du contexte actuel, en particulier de changement climatique, l'absence de sélectivité de l'exploitation est apparue importante pour maximiser les chances de préserver les populations de saumon sur le moyen/long terme.

Pour comparer de nombreux scénarios de régulation, une expérimentation dans le monde réel est impossible. Il a donc été procédé par simulation dans un monde virtuel, représentant aussi fidèlement que possible la dynamique des populations de saumon bretonnes, leur exploitation et le contrôle opéré sur cette dernière par les mesures de régulation testées. Cette approche, reposant sur une modélisation à la fois mécaniste et statistique, valorise l'ensemble des données disponibles – en grande partie produites par les acteurs locaux – ainsi que les connaissances acquises grâce au projet RENOSAUM. Elle intègre également les sources d'incertitude inhérentes aux limites de l'information disponible (données

et connaissances), à la variabilité naturelle des populations et de leur exploitation, ainsi que les erreurs aléatoires de mise en œuvre des différentes options de régulation (voir Lebot (2021) et les références données dans l'encadré 3 « Pour en savoir plus »).

Figure 1 – Évolution des LC (anciennes en noir et nouvelles en rouge) en fonction de la capacité de renouvellement des populations (coefficient de proportionnalité mr). Les LC sont exprimées en densité de stock reproducteur (quantité d'œufs potentiellement pondus par les femelles adultes) par unité de surface d'habitat en rivière favorable aux juvéniles de saumon.



Encadré 3 – Pour en savoir plus

Le projet RENOSAUM a été conduit dans la cadre du pôle partenarial (OFB, INRAE, Institut Agro, UPPA) de recherche et développement MIAME (Migrateurs amphihalins dans leur environnement) par Clément Lebot (UPPA) et Étienne Prévost (INRAE) au sein de l'unité mixte de recherche INRAE-UPPA ECOBIOP (Saint-Pée-sur-Nivelle).

Il a été accompagné par un comité de suivi scientifique et technique constitué de Laurent Beaulaton et Marie-Andrée Arago (OFB), Gaëlle Leprévost (Bretagne Grands Migrateurs), Marie Nevoux (INRAE), Étienne Rivot (Institut Agro). Élise Carnet (DREAL Bretagne) a assuré la bonne articulation du projet RENOSAUM avec le COGEPOMI des cours d'eau bretons.

Ressources en ligne à consulter

Prévost, E., & Lebot, C. (2022). *RENOSAUM : Rénovation de la stratégie de gestion du saumon en Bretagne, Rapport final*. OFB-INRAE-UPPA-Association Bretagne Grands Migrateurs.

<https://hal.science/hal-04055849>

Prévost, E., Lebot, C., Arago, M. A., Beaulaton, L., Germis, G., Nevoux, M., & Rivot, E. (2022). Vers une nouvelle régulation de la pêche de loisir du saumon en Bretagne. Colloque SAMARCH (2022). Pléneuf Val André.

<https://youtu.be/lGm4zuG2sWs>

Lebot, C., Arago, M. A., Beaulaton, L., Germis, G., Nevoux, M., Rivot, E., & Prévost, E. (2022). Taking full advantage of the diverse assemblage of data at hand to produce time series of abundance. A case study on Atlantic salmon populations of Brittany. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(4), 533-547. <https://dx.doi.org/10.1139/cjfas-2020-0368>

Arrêté encadrant la pêche de loisir du saumon dans les cours d'eau bretons pour 2023 : <https://www.prefectures-regions.gouv.fr/bretagne/content/download/101517/645374/file/recueil-r53-2022-161-recueil-des-actes-administratifs.pdf>

Des résultats éclairant pour la gestion

Les principaux enseignements du projet RENOSAUM peuvent être résumés par les points suivants :

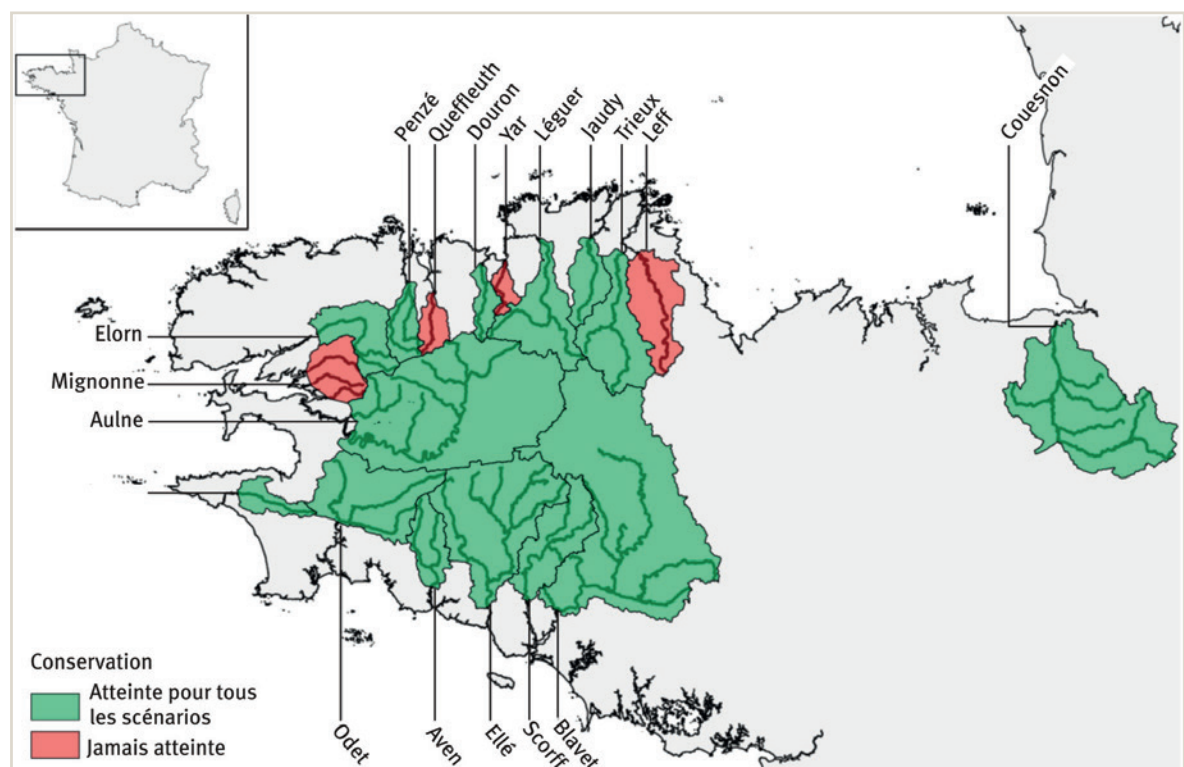
- pour quatre cours d'eau (Leff, Yar, Queffleuth et Mignonne), aucun scénario, incluant l'absence de tout prélèvement, ne permet de respecter la conservation, par défaut de conformité avec le premier critère utilisé. Le risque de faible recrutement, inférieur à 50 % de la capacité d'accueil, est toujours supérieur à 25 % (figure ②) ;
- pour les quatorze autres cours d'eau considérés, les conditions actuelles d'intensité de l'exploitation et de renouvellement des populations ne requièrent pas de contraindre l'exploitation des castillons au-delà des dates de pêches actuelles, avec une fermeture intervenant en automne ;
- selon les cours d'eau, il convient de contenir l'exploitation des saumons de printemps plus ou moins fortement, en premier lieu pour satisfaire au second critère de conservation de non-sélectivité de l'exploitation, et éventuellement pour réduire la variabilité des prélèvements ;
- selon que la stabilité des prélèvements est considérée ou non comme un critère pertinent du point de vue de l'exploitation, les scénarios les plus performants relèvent uniquement d'une régulation par TACs ou peuvent inclure un contrôle par des dates de pêches, plus restrictives que celles en vigueur actuellement pour les saumons de printemps.

Ce dernier point a été débattu par les acteurs de la gestion des populations de saumon de Bretagne. En effet, une régulation par TAC réduit la variabilité des captures (performance recherchée) en écartant les années où les prélèvements seraient les plus élevés (performance également recherchée). Une régulation alternative fondée uniquement sur des dates de pêche devrait se faire spécifiquement rivière par rivière, ce qui contrevient au souhait majoritaire d'une uniformisation des mesures réglementaires à l'échelle de la Bretagne. Une asynchronie des saisons de pêche entre bassins pose en outre des problèmes de report d'activité des rivières où la pêche est fermée vers celles où elle est ouverte. De tels reports, difficiles à anticiper, pourraient nuire à la régulation de l'exploitation.

Une traduction opérationnelle concrète

L'objectif premier du projet RENOSAUM était d'éclairer les décisions à prendre par les instances de gestion, le COGEPOMI des cours d'eau bretons en premier lieu. L'analyse comparative des scénarios de régulation de la pêche à la ligne du saumon en Bretagne en est ainsi le produit final le plus important. La comparaison est conduite selon des critères de performances en matière de conservation, dont la priorité est mise en avant, et d'exploitation. L'analyse s'appuie sur une définition renouvelée de la conservation, objet d'un consensus parmi les parties prenantes représentées au sein du COGEPOMI des cours d'eau bretons. Elle repose à la

Figure ② – Statut de conservation des populations de saumon des cours d'eau bretons relativement au critère d'un risque de faible recrutement (< 50 % capacité d'accueil) inférieur à 25 %.
En vert : le critère de conservation est respecté quel que soit le scénario de régulation de l'exploitation.
En rouge : aucun scénario ne permet de le respecter.



fois sur la maîtrise du risque de faible recrutement et sur l'équilibre du prélèvement entre castillons et saumons de printemps (non-sélectivité de l'exploitation). De nouveaux outils de modélisation ont aussi été élaborés; ils sont maintenant disponibles pour actualiser et étendre à l'avenir le travail déjà réalisé.

Pour quatre cours d'eau, aucun scénario (même en l'absence de prélèvement) ne permet de respecter la conservation, par défaut de conformité avec le premier critère utilisé (maîtrise du risque de faible recrutement). L'enjeu est maintenant d'identifier les voies et moyens leur permettant de retrouver aussi rapidement que possible un statut de conservation favorable. Pour les quatorze autres cours d'eau considérés, les conditions actuelles d'intensité de l'exploitation et de renouvellement des populations ne requièrent pas de contraindre l'exploitation des castillons au-delà des dates de pêches actuelles. Selon le cours d'eau, il convient cependant de contenir l'exploitation des saumons de printemps plus ou moins fortement, pour satisfaire au second critère de conservation (équilibre du prélèvement).

Le nouveau système de régulation de l'exploitation par pêche à la ligne du saumon en Bretagne qui a été finalement retenu à compter de 2023 s'appuie sur les résultats du projet RENOSAUM, tout en prenant en considération d'autres aspects, tels que le respect du cadre légal qui fixe les conditions d'exercice de la pêche de loisir du saumon en France, son applicabilité eu égard aux moyens de contrôle disponibles et son acceptabilité par

les acteurs et parties prenantes. Le COGEPOMI Bretagne a ainsi opté pour :

- une interdiction d'exploitation par pêche la ligne pour les quatre cours d'eau où la conservation n'est pas assurée;
- une régulation par TACs concernant les saumons de printemps globalement plus restrictive que par le passé;
- une « libéralisation » de l'exploitation des castillons, encadrée uniquement par des dates de pêche larges, incluant une période d'ouverture automnale.

Périodiquement, la situation des populations bretonnes de saumon en matière de conservation et de leur exploitation devra être réévaluée. Un point à l'issue de chaque PLAGEPOMI à la lumière des nouvelles données disponibles serait pertinent. Le projet RENOSAUM permet de disposer de nouveaux outils de modélisation très utiles à cette fin. Ce suivi au fil du temps pourrait être complété par un travail plus prospectif visant à apprécier la sensibilité des résultats d'évaluation comparative des scénarios de régulation à des hypothèses d'intensification de l'exploitation et/ou d'affaiblissement du renouvellement des populations. Un tel travail permettrait de mieux évaluer en amont les risques encourus par les populations de saumon bretonnes en cas d'intensification des contraintes qui pèsent sur elles. Une attention particulière devrait être portée à l'évolution possible du statut de conservation des populations face au changement climatique en cours. ■

RÉFÉRENCES

- Lebot, C. (2021). *Comment réguler les pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique ?* (Thèse de doctorat). Université de Pau et des Pays de l'Adour. <https://www.theses.fr/2021PAUU3059>
- NASCO (1998). *CNL(98)46, Agreement on Adoption of a Precautionary Approach*. https://nasco.int/wp-content/uploads/2020/04/pa_agreement.pdf
- Piou, C., Taylor, M. H., Papaix, J., & Prévost, E. (2015). Modelling the interactive effects of selective fishing and environmental change on Atlantic salmon demogenetics. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1629-1637. <https://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12512>
- Prévost, E., & Lebot, C. (2022). *RENOSAUM : Rénovation de la stratégie de gestion du saumon en Bretagne*, Rapport final. OFB-INRAE-UPPA-Association Bretagne Grands Migrateurs. https://hal.inrae.fr/POLE_MIGRATEURS_AMPHIHALINS/hal-04055849





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Expertise sur les populations d'aloses et de lamproies

Marius DHAMELINCOURT^{1,8}, Maud CHARLES^{1,8}, Catherine BOISNEAU², Françoise DAVERAT^{3,8}, Guillaume EVANNO^{4,8}, Patrick LAMBERT^{5,8}, Émilien LASNE^{4,8}, Sophie LAUNEY^{4,8}, Céline LE PICHON^{6,8}, Cédric TENTELIER^{3,8}, Laurent BEAULATON^{7,8}

¹ U3E (Unité Expérimentale d'Écologie et d'Écotoxicologie aquatique), INRAE, OFB, Rennes, France.

² UMR CITERES (Cités, TERritoires, Environnement et Sociétés), Université de Tours, France.

³ UMR ECOBIOP (Écologie Comportementale et Biologie des Populations de Poissons), INRAE, UPPA, Saint-Pée-sur-Nivelle, France.

⁴ DECOD (Dynamique et Durabilité des Écosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France. Service de l'eau et des milieux aquatiques, Direction Surveillance, Évaluation, Données, OFB, U3E, Rennes, France.

⁵ Unité EABX (Écosystèmes aquatiques et changements globaux), INRAE, Cestas, France.

⁶ UR HYCAR, INRAE, Université Paris-Saclay, Antony, France.

⁷ Service Conservation et gestion durable des espèces exploitée, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

⁸ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Marius DHAMELINCOURT, marius.dhamelincourt@inrae.fr

Les lamproies et aloses migratrices sont des espèces menacées, en particulier en France. Dans ce contexte, des données temporelles d'abondance d'individus ou d'indices de leur présence provenant de différentes sources ont été collectées et groupées selon les tendances d'évolution de leurs populations. En parallèle, une revue de la littérature et un panel d'experts ont été constitués afin de déterminer les pressions les plus à même d'expliquer ces tendances. Ce travail alerte sur la situation de ces espèces et incite à renforcer les mesures de conservation et de gestion.

Introduction

La grande alose (*Alosa alosa*) et la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) sont les migrateurs amphihalins¹ qui ont connu le plus grand déclin ces dernières années, notamment en France. Ces espèces sont désormais classées respectivement en danger critique (CR) et en danger (EN) d'extinction sur la dernière liste rouge des espèces menacées de poissons d'eau douce de France métropolitaine, datant de 2019 (Anonyme, 2019). Ces deux mêmes espèces étaient respectivement classées vulnérable (VU) et quasi menacée (NT) sur la précédente liste rouge de 2010 (Anonyme, 2010). Les trois autres espèces de lamproie et d'aloses anadromes²: la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*), l'alose feinte de l'Atlantique (*Alosa fallax*) et l'alose feinte méditerranéenne (*Alosa agone*) sont elles aussi dans un état potentiellement pré-occupant, puisqu'elles sont respectivement classées vulnérable (VU) pour la lamproie fluviatile et quasi menacées (NT) pour les deux espèces d'aloses.

Les déclinés de ces populations ont été assez brutaux, en une décennie environ, alors même que les populations françaises de grande alose et de lamproie marine étaient

les plus importantes d'Europe, au cœur de l'aire de répartition de ces espèces, et soutenaient des pêcheries importantes (Bagliniere *et al.*, 2004; Beaulaton, 2008; Beaulaton *et al.*, 2008). La population de grande alose du bassin Gironde-Garonne-Dordogne notamment a connu un important déclin au milieu des années 2000 alors qu'elle était considérée comme une population de référence (Rougier *et al.*, 2012). Cependant, les évolutions restent à ce jour encore mal documentées dans la plupart des bassins versants et ne font pas consensus auprès des acteurs concernés par les poissons migrateurs.

L'aire de répartition actuelle des aloses et des lamproies est largement réduite par rapport à ce qui a pu être documenté par le passé. Merg *et al.* (2020) ont ainsi estimé qu'à l'échelle de la France, l'aire de répartition des lamproies anadromes a diminué de 41 % et celle des aloses de 69 % par rapport à la distribution historique

1. Qualifie les espèces aquatiques passant une partie de leur cycle de vie en mer mais remontant les cours d'eau pour s'y reproduire.
2. Qualifie les espèces vivant alternativement en eau douce ou en milieu marin.

(1750-1900). Sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne, la grande alose fréquentait encore le Lot, le Tarn, et la Garonne jusqu'à Toulouse dans les années 1950. Sur le bassin de la Seine, l'espèce était répartie sur les grands axes du bassin jusqu'au milieu du dix-neuvième siècle, puis considérée éteinte dans les années 1960 (Le Pichon *et al.*, 2020). Sur le bassin du Rhin, plusieurs centaines de milliers de grandes aloses étaient autrefois capturées annuellement, faisant du Rhin l'un des principaux bassins abritant l'espèce à l'échelle de son aire de répartition, jusqu'à sa disparition vers 1940 (De Groot, 2002 ; Scharbert et Clavé, 2011).

Concernant la lamproie marine, il est fait état d'observations très en amont sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne par le passé : sur la Vézère, à Argentat sur la Dordogne, sur la Cère ou à Carbonne sur la Garonne (Anonyme, 2022). Sur la Charente, la station de Crouin, à cent kilomètres de l'océan, a longtemps constitué le front de colonisation de l'espèce (Postic-Puiviv *et al.*, 2023). Historiquement, ce front était situé à Voulême, à deux cent soixante-dix kilomètres de l'embouchure (source : [Cellule Migrateurs Charente Seudre](#)³). Sur la Seine, des données historiques signalent la présence de la lamproie marine bien en amont de Paris (Beslagic, 2013), tandis que sur la Loire l'espèce est considérée comme pouvant coloniser *a minima* l'ensemble des zones occupées par la grande alose, notamment le Haut-Allier (Steinbach, 2000).

Compte tenu des enjeux de conservation, la réalisation d'un diagnostic national sur l'état des populations d'aloses et de lamproies anadromes en France, ainsi qu'une identification des facteurs connus ou supposés de déclin sont apparues nécessaires. Cet article présente les principaux résultats de l'élicitation d'experts visant à

identifier les pressions, ainsi que les résultats des regroupements de séries temporelles d'évolution des populations en tendances synthétiques plus facilement visualisables que les données brutes. Ce travail s'est également appuyé sur une synthèse bibliographique qui n'est pas présentée ici.

Approche utilisée et description des méthodes

Élicitation d'experts

Le Pôle pour la gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement (MIAME) a constitué un groupe de neuf experts (co-auteurs de cet article, hormis Maud Charles et Marius Dhamelincourt qui ont été les chevilles ouvrières de ce groupe) regroupant des scientifiques aux profils complémentaires mais tous liés à l'étude des migrateurs amphihalins en général et aux aloses et aux lamproies en particulier. Ces experts ont participé à l'ensemble du travail et ont notamment contribué à l'élicitation. Cette méthode consiste en une représentation et une capitalisation des connaissances de chaque expert sous forme de distributions de probabilités (Mukherjee *et al.*, 2015). Ces distributions sont traitées afin de mettre en évidence les connaissances et incertitudes existantes. Différentes méthodes d'élicitation existent. Parmi celles-ci, on retrouve la méthode Delphi (Martin *et al.*, 2012 ; Mukherjee *et al.*, 2015), qui peut aboutir à un consensus (Delphi de décision), un dissensus (Delphi argumentaire) ou un cas intermédiaire (Delphi politique ou de scénario). Dans cette étude, il s'agit plutôt d'un Delphi argumentaire, visant à mettre en évidence des visions potentiellement différentes pour chaque question/proposition. Ici, les propositions correspondent à douze causes génériques de déclin identifiées via la revue bibliographique (encadré 1).

La première étape de l'élicitation correspond à la définition de l'objet sur lequel portera la méthode. Il s'agit ici des douze causes de déclin décrites précédemment. Ensuite vient le choix des experts. Ces derniers doivent être indépendants, avoir une bonne représentativité par rapport à l'objet visé (variété de thématiques de travail) et posséder des connaissances solides sur les populations d'aloses et de lamproies en France. Les différentes thématiques couvertes sont ainsi la dynamique des populations, l'écologie comportementale, la biologie de la conservation, la génétique au sens large ou encore les pêcheries. Par ailleurs, les experts sont largement répartis sur le territoire, permettant ainsi un ressenti différent, les problématiques pouvant varier entre les bassins versants considérés. La troisième étape correspond à l'élaboration du questionnaire. Un questionnaire accessible en ligne a été proposé, permettant aux experts de répondre à tout moment et anonymement. Les réponses des autres experts n'étaient pas visibles pour éviter un phénomène d'influence lié au groupe. Les experts ont dû fournir un intervalle entre 0 et 1 illustrant leur avis sur l'importance du critère énoncé dans la chute des populations d'aloses et de lamproies. Plus les valeurs de l'intervalle étaient proches de 1, plus l'impact du paramètre était jugé important. La largeur de l'intervalle proposé a permis d'évaluer l'incertitude de la réponse. L'approche et la méthodologie utilisées pour le traitement des résultats de l'élicitation sont semblables à celles utilisées par Drouineau *et al.* (2021) et Tableau *et al.* (2013).

Encadré 1 – Liste des pressions identifiées au cours du travail de synthèse.

La principale difficulté rencontrée pour l'évaluation d'experts était de proposer une liste de pressions synthétique mais suffisamment détaillée pour éviter des différences d'interprétations entre les experts. Les intitulés complets des pressions sont les suivants :

1. Réduction ou perte d'habitats liées à la présence d'obstacles physiques ou chimiques ou à la destruction des habitats (assèchement par exemple).
2. Altérations et modifications physiques des habitats (aménagement, envasement, perturbations hydrologiques, changement climatique, etc.).
3. Mortalités par pêche ciblée.
4. Mortalités par pêche non ciblée (prises accessoires) en mer et en eau douce.
5. Pêche illégale.
6. Mortalité directe par entrainement mécanique par les systèmes industriels (station de pompage des centrales nucléaires, hydro-électricité, agricultures et autres industries).
7. Impact négatif dû à la raréfaction de la ressource trophique.
8. Pollutions chimiques des masses d'eau (ponctuelles ou diffuses) dues aux activités agricoles, aux rejets domestiques et industriels entraînant l'écotoxicité du milieu.
9. Pollutions organiques des masses d'eau (ponctuelles ou diffuses) dues aux activités agricoles, aux rejets domestiques et industriels entraînant, entre autres, l'eutrophisation du milieu.
10. Augmentation de la pression de prédation, notamment par les espèces exotiques.
11. Maladies (virus, bactéries, parasites).
12. Perte de la structure génétique due à l'augmentation de l'hybridation entre espèces (uniquement pour les aloses).

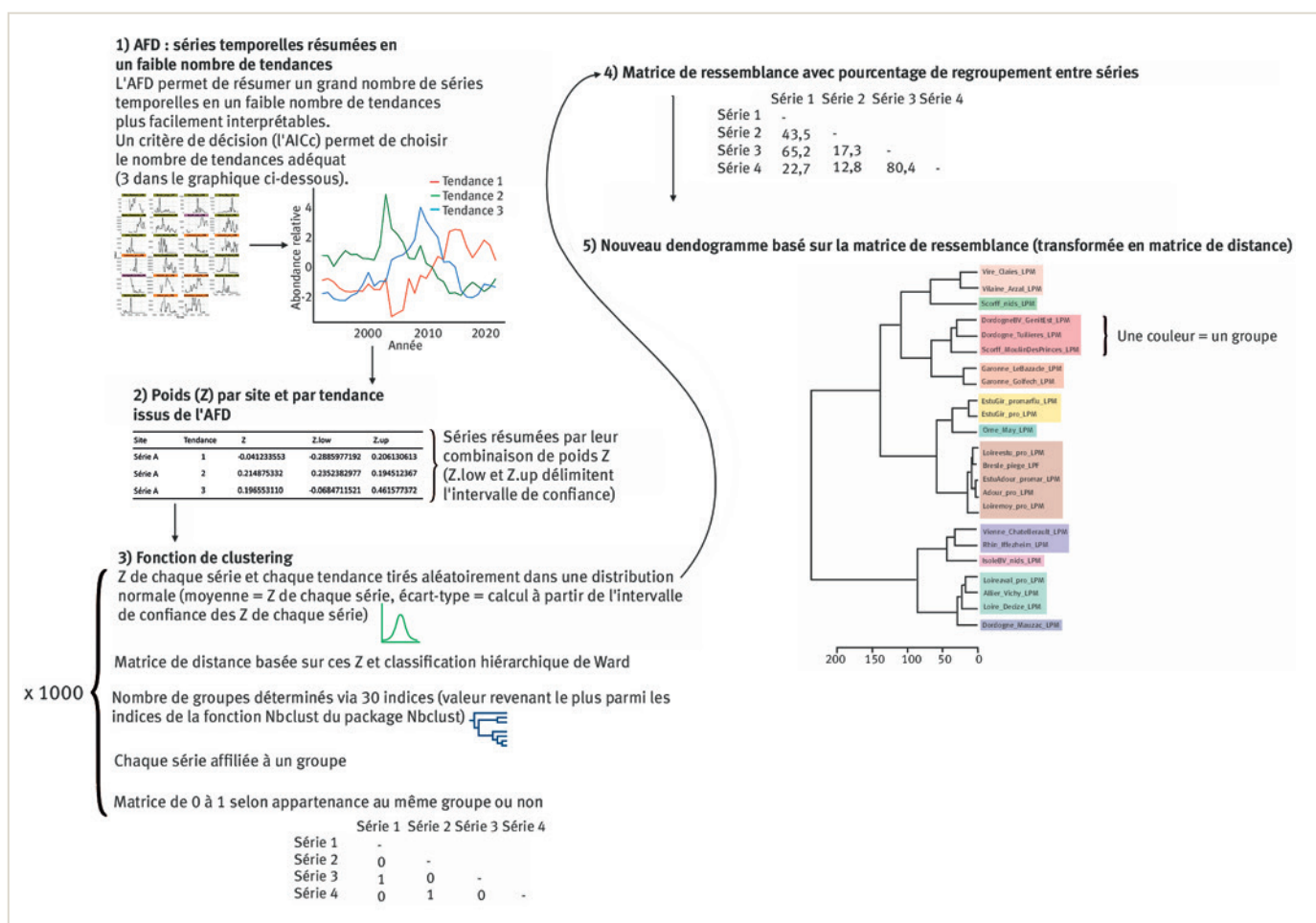
3. <https://www.migrateurs-charenteseudre.fr/tableau-de-bord/lamproie-marine/2014/front-de-migration-18/>

Regroupement de séries temporelles en groupes de tendances

Les données utilisées sont les séries temporelles remontant au moins à 2005 (sources des données : Associations migrateurs de France⁴, EPTB⁵ Bresle, EPTB Charente, Quimperlé Communauté, SMATAH⁶-Région Bretagne, Eaux et Vilaine, Fédérations départementales de pêche et de protection du milieu aquatique du Calvados, de l'Ille-et-Vilaine, du Morbihan, de l'Eure et de la Manche, Université de Tours, IFREMER, INRAE, OFB). Pour les aloses, ces données proviennent de stations de comptage⁷ (vingt-cinq séries pour les aloses, vingt-quatre pour les lamproies), de pêcheries (vingt séries pour les aloses, huit pour les lamproies), de comptages de bulls⁸ (cinq séries pour les aloses), de comptages de nids⁹ (neuf séries pour les lamproies) et de fronts de

migration (une série pour les aloses). Les séries temporelles des différentes espèces d'aloses ont été analysées ensemble, tout comme celles des différentes espèces de lamproies. Sur ces regroupements de séries temporelles, une analyse factorielle dynamique (AFD) a été appliquée (Zuur *et al.*, 2003b, 2003a). Cette méthode permet de résumer de nombreuses séries temporelles en un nombre de tendances réduit, donc plus facilement interprétables. Elle permet notamment d'analyser des séries courtes, ou avec des données manquantes. À chaque série on associe un poids pour chaque tendance calculée par la méthode. Cette combinaison de poids est utilisée pour regrouper ensuite les séries par groupes selon la proximité de leurs poids. La courbe moyenne de tendance de ces groupes peut ensuite être visualisée et interprétée. La méthode est détaillée dans la figure 1.

Figure 1 – Détail des quatre étapes de la méthode de regroupement des séries temporelles. Le regroupement des séries temporelles a été effectué à partir des résultats d'une analyse factorielle dynamique (AFD) réalisée sur le logiciel R, avec le package MARSS¹⁰ (Holmes *et al.*, 2021).



4. MIGADO (Migrateurs Garonne Dordogne), LOGRAMI (Loire grands migrateurs), MRM (Migrateurs Rhône-Méditerranée), Saumon-Rhin, Seinormigr (Seine-Normandie migrateurs), Migrateurs Charente-Seudre, MIGRADOUR, Réserve naturelle de la frayère d'alose.

5. EPTB : établissement public territorial de bassin.

6. SMATAH : syndicat mixte d'aménagement touristique de l'Aulne et de l'Hyères.

7. Dispositif de comptage généralement situé au niveau d'un dispositif de franchissement de barrage (passe à poissons).

8. Acte de ponte durant lequel le mâle et la femelle frappent violemment la surface de l'eau avec leur nageoire caudale, lors d'un mouvement circulaire (son facilement identifiable).

9. Comptage direct des nids de lamproies sur les sites de fraie, avec ou sans extrapolation du nombre d'individus.

10. R est un langage de programmation open-source largement utilisé pour l'analyse statistique et la manipulation de données. Les packages sont des ensembles de fonctions permettant d'améliorer ou d'étendre les fonctionnalités de base de R.

Pressions affectant les lamproies et les aloses selon l'éllicitation d'experts

La figure 2 illustre les distributions des réponses des experts sur l'importance de chacune des pressions considérées pour les aloses. Cette représentation permet une identification des pressions plus aisée que l'analyse des réponses brutes. Les distributions sont globalement assez étalées, ce qui reflète notamment l'importante variabilité de réponse entre les experts, potentiellement liée à leur spécialité scientifique ou à la localisation des populations qu'ils étudient. Cependant, certaines pressions se détachent plus que les autres (médiane d'importance supérieur à 0,5), avec dans l'ordre décroissant la perte d'habitats, la prédation, les altérations d'habitats et la pêche ciblée. Les pollutions chimiques ont une valeur médiane aux alentours de 0,5. Pour les pressions dont l'importance dont la valeur médiane est située en dessous de 0,5, il est nécessaire de distinguer deux catégories. Premièrement, certaines pressions peuvent ne pas être clairement évaluées par manque de connaissance sur leur impact. Cela semble notamment être le cas pour les maladies, avec une incertitude importante. Ensuite, certaines pressions peuvent être mieux documentées (faible incertitude) mais avec un impact jugé moyen ou faible. La pêche illégale et la perte de structure génétique font partie de cette catégorie.

La figure 3 traite des lamproies et fait ressortir les cinq mêmes pressions pour les aloses, à savoir la perte d'habitats, la prédation, l'altération des habitats, la pêche ciblée

et la pollution chimique (valeur médiane d'importance supérieure à 0,5). On observe que la perte d'habitats, la prédation et l'altération des habitats forment un groupe ayant une valeur médiane d'importance au-delà de 0,6. Un autre groupe distingue la pêche ciblée et les pollutions chimiques, aux alentours de 0,5 de valeur médiane. Compte-tenu de ces résultats, il apparaît pertinent de considérer en priorité cinq pressions pour expliquer les tendances à la baisse, à savoir la perte d'habitats, la prédation, les altérations d'habitats, la pêche ciblée ainsi que les pollutions chimiques. Ces pressions doivent être l'objet de mesures de gestion. Néanmoins, les autres pressions ne doivent pas être écartées définitivement au regard des incertitudes observées et doivent être surveillées.

Tendances des populations d'aloses et de lamproies

La figure 4 présente les résultats du groupement réalisé à partir des résultats de l'AFD, pour les aloses. Ces tendances lissées indiquent l'existence de douze groupes, classés selon la survenue d'un pic d'abondance plus ou moins marqué mais commun à toutes les séries de chacun des groupes. Sur ces douze groupes, neuf présentent une tendance à la diminution. Les groupes dix à douze ont une tendance à la stabilité ces dernières années et sont principalement constitués de séries provenant de Bretagne et Normandie ou de données de pêcheries en estuaire.

Figure 2 – Distributions de probabilités de l'importance des pressions sur les aloses, basées sur les réponses des experts. Plus la courbe est étendue avec une densité faible, plus les avis divergent ou sont incertains. La ligne rouge pointillée indique la valeur intermédiaire d'importance (0,5). La zone en bleu foncé indique la zone médiane de la distribution, avec 50% des valeurs de part et d'autre de cette zone. À l'inverse, la couleur jaune indique les queues de distribution, avec une majorité de valeurs au-dessus (valeurs extrêmes basses de la distribution, à gauche) ou en-dessous (valeurs extrêmes hautes de la distribution, à droite).

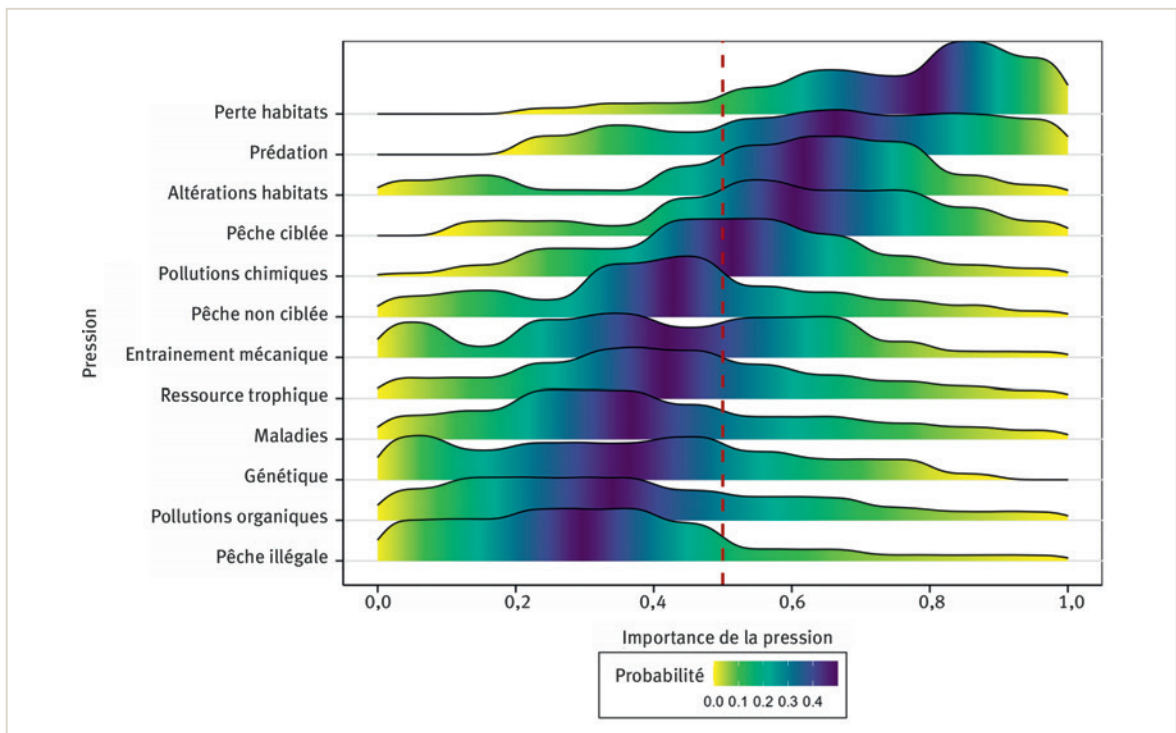
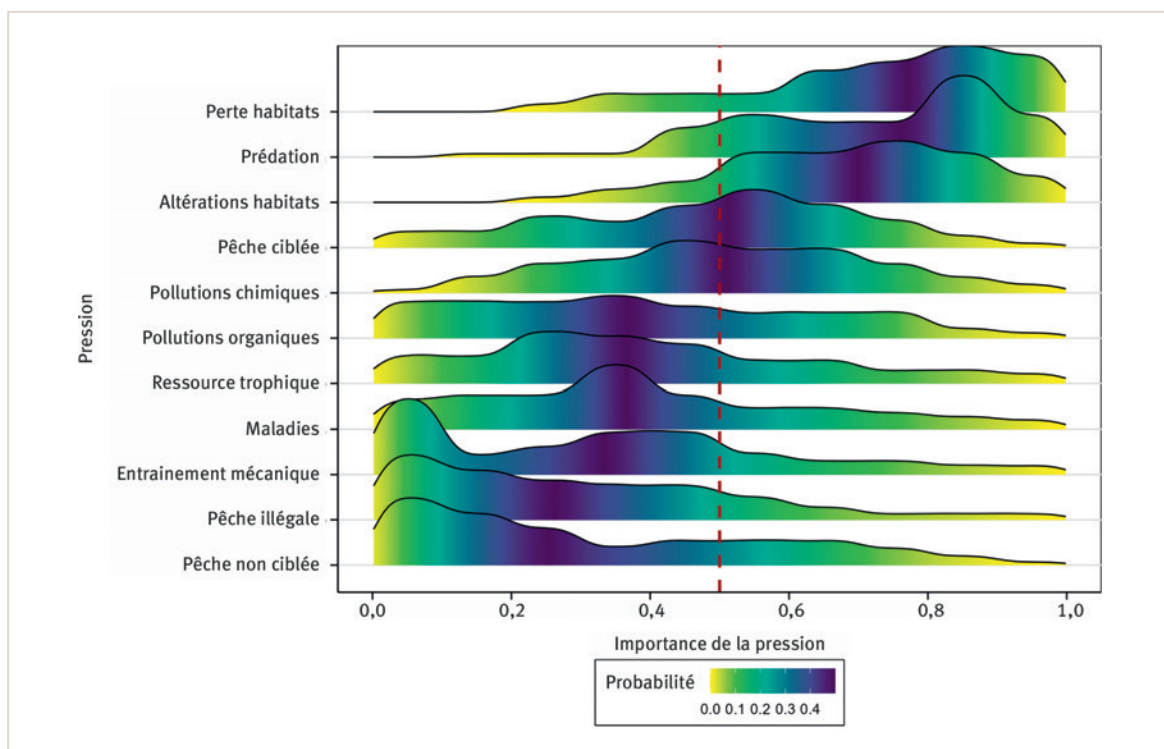


Figure 3 – Distributions de probabilités de l'importance des pressions sur les lamproies, basées sur les réponses des experts. Plus la courbe est étendue avec une densité faible, plus les avis divergent ou sont incertains. La ligne rouge pointillée indique la valeur intermédiaire d'importance (0,5). La zone en bleu foncé indique la zone médiane de la distribution, avec 50% des valeurs de part et d'autre de cette zone. À l'inverse, la couleur jaune indique les queues de distribution, avec une majorité de valeurs au-dessus (valeurs extrêmes basses de la distribution, à gauche) ou en-dessous (valeurs extrêmes hautes de la distribution, à droite).



L'analyse de la répartition des séries d'un point de vue géographique permet de relever certains points communs entre les séries. Ainsi, on remarque tout d'abord que les séries temporelles du bassin Gironde-Garonne-Dordogne présentent en général un pic vers le milieu des années 1990 (visible sur les groupes n° 1 et n° 2 notamment), plus ou moins prononcé. On peut grossièrement décaler ce pic au début des années 2000 pour la Loire (groupes n° 3, 4, 5, 7, 8 et 9). Plus récemment, les tendances de ces différents bassins sont proches, assez stables avec une légère tendance à l'augmentation. On observe en revanche certains bassins versants plus petits comme ceux du Scorff, de l'Orne, de la Vire et de la Vilaine (groupes n° 8, 10, 11 et 12) avec des valeurs augmentant légèrement depuis les années 1990. On remarque tout de même une période plus haute dans les années 2000 (sauf le groupe n° 12), comme pour la Loire, mais moins marquée. Les séries du Rhône, du Rhin et de l'Adour (clusters n° 6 et 12) sont relativement stables mais on retrouve ici aussi une période plus haute dans les années 2000, hormis pour le Rhin. Ces éléments indiquent que le déclin des populations d'aloses est quasi général mais s'est d'abord produit sur le bassin de la Garonne puis celui de la Loire, avec des diminutions moins marquées en Bretagne et Normandie.

La figure 3 présente les résultats du groupement pour les lamproies. Onze groupes ont été obtenus. On observe une tendance quasiment généralisée à la diminution, hormis pour les trois séries des groupes 9, 10 et 11

pour lesquels la tendance est plus stable depuis un pic survenu en 2015 ou 2016. Les séries concernées sont situées en Bretagne et en Normandie.

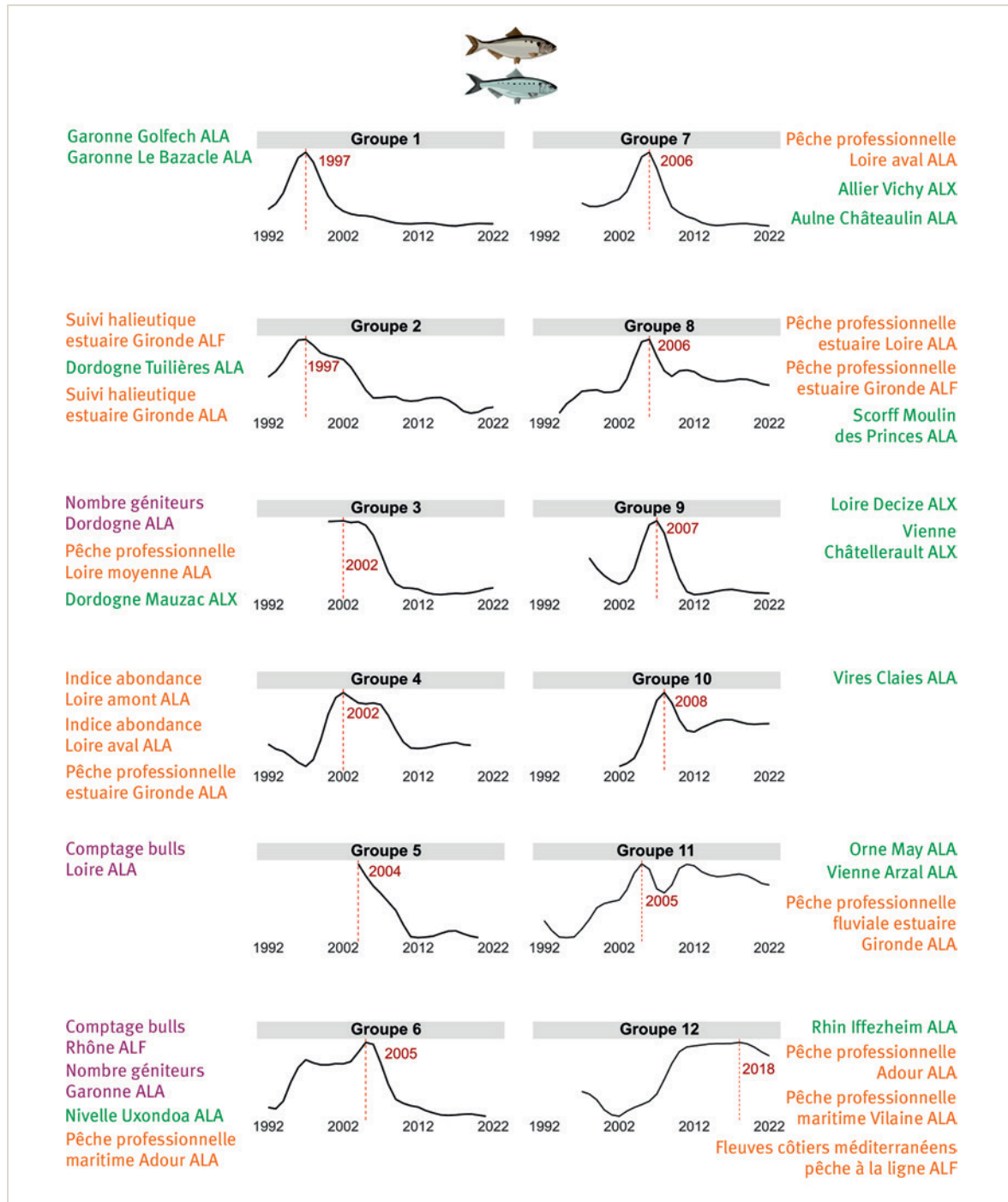
Pour les lamproies, on observe généralement un pic sur les séries, resserré autour de 2003 (année 2004 sur les graphiques suite au lissage à partir des tendances) pour le bassin Garonne-Dordogne et plus diffus pour les autres bassins, s'étalant jusqu'au début des années 2010 selon les séries. Les séries ayant eu ce pic de manière plus tardive semblent être celles situées sur les bassins versants les plus au nord, soit la Vilaine, la Vire, l'Orne ou le Rhin. Par ailleurs, on observe que les séries qui ont connu un fort déclin, allant jusqu'à l'absence d'observations d'individus ces dernières années, sont plutôt celles situées en amont de leurs bassins versants respectifs. C'est notamment le cas sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne et sur celui de la Loire, où l'on observe une baisse décalée dans le temps et moins brutale au niveau de l'estuaire qu'en amont.

Des analyses complémentaires réalisées indépendamment pour les aloses et pour les lamproies n'ont pas permis de mettre en évidence un effet de la latitude, de la présence ou absence de pêche professionnelle, de la surface du bassin versant ou de la date de première détection du silure (espèce carnassière prédatrice). Cela indique qu'il est difficile en l'état actuel des connaissances de mettre en évidence un unique facteur de déclin, ce qui est cohérent avec l'élucation d'experts qui identifie plusieurs pressions majoritaires.

Figure 4 – Tendances moyennes de chacun des groupes obtenus lors du groupement des séries selon leur similarité, pour les aloses. Chaque courbe est obtenue en moyennant les séries temporelles d'un groupe donné après traitement par l'AFD et en appliquant une moyenne mobile pondérée¹¹ pour obtenir une courbe plus « lisse » et facile à interpréter. La ligne pointillée verticale rouge indique le maximum de la courbe.

ALA = grande alose ; ALF = alose feinte ou alose feinte du Rhône ; ALX = espèces non différenciées ; vert = stations de comptages de migrateurs ; orange = pêche professionnelle ou amateur ; violet = comptages de bulls.

Illustrations : Matthieu Nivesse (voir ponapomi.ofb.fr).



¹¹. Une moyenne mobile pondérée est une moyenne calculée pour chaque valeur (ici les années) en prenant en compte les valeurs précédant et suivant la valeur considérée (fenêtre glissante). Cela permet de gommer les fluctuations passagères et de mieux mettre en avant la tendance générale. Elle est dite pondérée car dans le calcul plus de poids est apporté aux valeurs récentes, permettant notamment une meilleure sensibilité aux changements récents dans les données.

Figure 6 – Tendances moyennes de chacun des groupes obtenus lors du groupement des séries selon leur similarité, pour les lamproies. Chaque courbe est obtenue en moyennant les séries temporelles d'un groupe donné après traitement par l'AFD et en appliquant une moyenne mobile pondérée pour obtenir une courbe plus « lisse » et facile à interpréter. La ligne pointillée verticale rouge indique le maximum de la courbe. LPM = lamproie marine, LPF = lamproie fluviatile; vert = stations de comptages de migrateurs, orange = pêche professionnelle ou amateur, violet = comptages de nids. Illustrations : Matthieu Nivresse (voir ponapomi.ofb.fr).



Bilan sur la situation des aloses et des lamproies en France

Ce travail de synthèse a permis de préciser la dynamique de déclin quasiment généralisé des aloses et des lamproies en France (neuf/douze groupes à la baisse pour les aloses et huit/onze groupes à la baisse pour les lamproies), constat commun à une grande partie de l'aire de répartition de ces espèces. La temporalité de ce déclin est illustrée grâce aux groupes constitués par l'analyse de séries temporelles. Le travail de classification ne montre pas d'explications évidentes aux patrons observés. Ce constat indique qu'à la fois des causes communes et des causes plus locales peuvent intervenir dans ce déclin. La revue bibliographique des pressions (non présentée ici) montre qu'elles jouent toutes un rôle dans le déclin actuel, sans que l'on soit en mesure de les hiérarchiser.

L'élucation d'experts conforte la revue bibliographique et donne les facteurs suivants comme étant les plus à même d'expliquer les tendances observées : la réduction ou la perte de l'accessibilité et de la disponibilité des habitats, la pression de prédation, l'altération et les modifications physiques des habitats, la pêche ciblée, ainsi que la pollution chimique des masses d'eau. Ce travail a identifié plusieurs pistes d'amélioration des connaissances concernant l'habitat, la prédation, la pêche ciblée, les pollutions chimiques, la phase marine du cycle de vie et le diagnostic du fonctionnement des populations (encadré 2). ■

Encadré 2 – Recommandations issues du travail de synthèse.

Le comité d'experts constitué, en se basant sur les résultats de l'élucation et la synthèse bibliographique, a établi une liste de priorités de recherche au niveau local ou national, par thématique :

Tendances des populations

- National : s'assurer collectivement de la pertinence et de la cohérence des suivis.
- Local : conforter les suivis actuellement réalisés et initier de nouveaux suivis dans les territoires non ou peu couverts.
- Local et national : réaliser régulièrement des synthèses des suivis.

Habitats

- Local : déterminer la quantité de frayères disponible.
- Local : évaluer la continuité entre les habitats.
- National : développer des méthodes d'évaluation de la qualité des frayères.
- National : développer des méthodes d'évaluation de la quantité et de la qualité des zones de croissance.

Prédation

- National : passer des taux de prédation locaux à un taux de mortalité à l'échelle des populations.
- National et local : mettre en place des indicateurs d'abondance de silures par classe de taille.

Pêche ciblée

- National et local : obtenir des données fiables de capture lorsque la déclaration est obligatoire.
- National et local : récolter des données lorsqu'il n'existe pas d'obligation.
- Local : déterminer régulièrement les taux d'exploitation par les pêcheries professionnelles et amateurs.

Pollutions chimiques

- National : prioriser les approches par cocktails de polluants.
- National : identifier les composés problématiques dans un second temps.

Partie marine du cycle de vie

- National : acquisition de connaissances sur le cycle de vie en mer.

Fonctionnement des populations

- National : construire un modèle de dynamique des populations pour synthétiser les connaissances et quantifier les impacts des pressions.

RÉFÉRENCES

- Anonyme. (2022). Projet de PLAGEPOMI 2022-2027 Garonne-Dordogne-Charente-Seudre-Leyre. COGEPOMI Garonne-Dordogne-Charente-Seudre-Leyre.
- Anonyme. (2019). Liste rouge des espèces menacées en France - Poissons d'eau douce de France métropolitaine. AFB, MNHN, UICN, SFI.
- Anonyme. (2010). La liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Poissons d'eau douce de France métropolitaine. UICN, MNHN, SFI, ONEMA, Paris, France.
- Bagliniere, J. L., Sabatié, M. R., & Boisneau, P. (2004). Shad of the Northeastern Atlantic and the Western Mediterranean (*Alosa alosa* L. 1758 and *A. fallax* Lac., 1803) : Biology, Ecology and Harvesting, Dans P., Safran, P. (dir.), *Fisheries and Aquaculture*. Eolss Publishers, Oxford.
- Beaulaton, L. (2008). *Systèmes de suivi des pêches fluvio-estuariennes pour la gestion des espèces : construction des indicateurs halieutiques et évaluation des impacts en Gironde* [thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse]. Toulouse. <https://theses.fr/2008INPT026A>
- Beaulaton, L., Taverny, C., & Castelnaud, G. (2008). Fishing, abundance and life history traits of the anadromous sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Europe. *Fisheries Research*, 92(1), 90–101. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.01.001>
- Beslagic, S. (2013). *Histoire des interactions entre les sociétés humaines et le milieu aquatique durant l'Anthropocène : évolutions des peuplements piscicoles dans le bassin de la Seine* [thèse de doctorat en archéologie, Paris 1].
- De Groot, S. J. (2002). A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking the Rhine feasible? *Hydrobiologia*, 478, 205–218. <https://doi.org/10.1023/a:1021038916271>
- Drouineau, H., Vanacker, M., Diaz, E., Mateo, M., Korta, M., Antunes, C., Delgado, C., Domingos, I., Zamora, L., Beaulaton, L., Lambert, P., & Briand, C. (2021). Incorporating stakeholder knowledge into a complex stock assessment model: The case of eel recruitment. *Water*, 13, 1136. <https://doi.org/10.3390/w13091136>
- Holmes, E. E., Ward, E. J., & Scheuerell, M. D. (2021). Analysis of multivariate time series using the MARSS package. Version 3.11.4. NOAA Fisheries and USGS WA Cooperative Fish Wildlife Research Unit. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5781847>
- Le Pichon, C., Lestel, L., Courson, E., Merg, M. L., Tales, E., & Belliard, J. (2020). Historical changes in the ecological connectivity of the Seine river for fish: A focus on physical and chemical barriers since the mid-19th century. *Water*, 12, 1352. <https://doi.org/10.3390/w12051352>
- Martin, T. G., Burgman, M. A., Fidler, F., Kuhnert, P. M., Low-Choy, S., McBride, M., & Mengersen, K. (2012). Eliciting expert knowledge in conservation science. *Conservation Biology*, 26(1), 29–38. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x>
- Merg, M. L., Dézerald, O., Kreutzenberger, K., Demski, S., Reyjol, Y., Usseglio-Polatera, P., & Belliard, J. (2020). Modeling diadromous fish loss from historical data: Identification of anthropogenic drivers and testing of mitigation scenarios. *PLoS ONE* 15(7), e0236575. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236575>
- Mukherjee, N., Hugé, J., Sutherland, W. J., McNeill, J., Van Opstal, M., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2015). The Delphi technique in ecology and biological conservation: applications and guidelines. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(9), 1097–1109. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12387>
- Postic-Puivif, A., Szczepaniak, R., Albert, F., & Colleu, M. A., Buard, E. (2023). Identification du front de migration des aloses sur la Charente par l'utilisation de l'ADN environnemental. Campagnes 2022. Cellule Migrateurs Charente Seudre.
- Rougier, T., Lambert, P., Drouineau, H., Girardin, M., Castelnaud, G., Carry, L., Aprahamian, M., Rivot, E., & Rochard, E. (2012). Collapse of allis shad, *Alosa alosa*, in the Gironde system (southwest France): environmental change, fishing mortality, or Allee effect? *ICES Journal Of Marine Science*, 69(10), 1802–1811. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss149>
- Scharbert, A., & Clavé, D. (2011). La réintroduction de la grande alose (*Alosa alosa*) dans le système rhénan, LANUV-Fachbericht 28. S.E.
- Steinbach, P. (2000). Situation et restauration des populations de poissons migrateurs amphihalins dans le bassin de la Loire. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 357-360, 263–276. <https://doi.org/10.1051/kmae/2001049>
- Tableau, A., Drouineau, H., Delpech, C., Pierre, M., Lobry, J., Le Pape, O., Breine, J., & Lepage, M. (2013). A fish-based index of estuarine ecological quality incorporating information from both scientific fish survey and experts knowledge. *Ecological Indicators*, 32, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.030>
- Zuur, A. F., Fryer, R. J., Jolliffe, I. T., Dekker, R., & Beukema, J. J. (2003a). Estimating common trends in multivariate time series using dynamic factor analysis. *Environmetrics*, 14(7), 665–685. <https://doi.org/10.1002/env.611>
- Zuur, A.F., Tuck, I., & Bailey, N. (2003b). Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 60(5), 542–552. <https://doi.org/10.1139/f03-030>





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Programme MigrenMer : synthèse et valorisation des connaissances disponibles sur les migrateurs amphihalins en mer

Gaspard DUBOST^{1,2,5}, Sophie ELLIOTT^{1,5}, Anthony ACOU^{2,5}, Laurent BEAULATON^{3,5}, Vincent TOISON⁴, Étienne RIVOT^{1,5}

¹ DECOD (Dynamique et Durabilité des Écosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

² UAR PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD), Centre d'expertise et de données sur le patrimoine naturel, Station marine de Dinard, MNHN, Dinard, France.

³ Service Conservation et gestion durable des espèces exploitées, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

⁴ Office Français de la Biodiversité, Brest, France.

⁵ Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leur Environnement, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

Correspondance : Gaspard DUBOST, gaspard.dubost@inrae.fr

Les poissons migrateurs amphihalins, essentiels à l'équilibre des écosystèmes aquatiques, connaissent un déclin alarmant en raison des pressions anthropiques. Une meilleure connaissance de la biologie et de l'écologie de ces espèces pendant leur phase marine est essentielle pour mieux adapter les stratégies de gestion. Le programme MigrenMer, initié en 2019, a permis de constituer une base de données inédite issue de plus de 168 000 opérations de pêche. Grâce à une approche de modélisation innovante, les chercheurs ont pu cartographier leur répartition et évaluer la pertinence des aires marines protégées. Ces résultats constituent une avancée majeure pour orienter les stratégies de gestion et renforcer les mesures de conservation de ces espèces menacées.

Introduction

La France métropolitaine abrite une des plus grandes diversités de poissons migrateurs amphihalins à l'échelle européenne. Ces espèces partagent leur cycle de vie entre les milieux aquatiques continentaux et marins. La phase marine du cycle peut représenter selon les espèces entre 15 % et 90 % de leur cycle de vie (Baglinière et Acou, 2019) et permet aux espèces d'accomplir des fonctions essentielles (croissance, reproduction, etc.). Ces espèces sont considérées comme clés en raison de leurs nombreuses interactions biotiques au sein du grand nombre d'écosystèmes qu'elles exploitent (Willson et Halupka, 1995). Un déclin de ces espèces peut modifier les réseaux alimentaires, les cycles de nutriments, les propriétés abiotiques de l'écosystème et les relations qu'elles entretiennent avec les autres organismes (Costa-Dias *et al.*, 2009).

Depuis plusieurs décennies, les populations de ces espèces s'effondrent (Limburg et Waldman, 2009). Les causes de ce déclin sont multifactorielles et liées aux pressions anthropiques exercées tout au long du continuum terre-mer. Certaines pressions associées au milieu continental sont bien connues, comme la perte et/ou

destruction des habitats et continuités écologiques, la pollution, la surpêche, le braconnage et les espèces non indigènes... Cependant, les mesures de gestion mises en place en eau douce (mises en place de quotas de pêche, aménagement des obstacles par installation de passes à poissons, restauration des habitats, etc.), ne semblent pas être suffisantes pour enrayer le déclin.

Une meilleure connaissance de la biologie et de l'écologie de ces espèces pendant leur phase marine, et des pressions subies pendant cette phase clé de leur cycle de vie est essentielle pour éclairer la gestion. Le manque de connaissance de la phase marine résulte essentiellement de la difficulté d'observer ces espèces pendant la phase marine, en lien avec leur rareté (au regard de l'abondance de certaines espèces marines commerciales), leur faible capturabilité et à l'absence de dispositifs de surveillance dédiés.

C'est dans ce contexte que le pôle pour la gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement (MIAME) et l'unité d'appui et de recherche PatriNat ont initié début 2019 le programme « MigrenMer » visant l'acquisition de connaissances sur la phase marine des espèces amphihalines. Ce programme a notamment per-

1. Union internationale pour la conservation de la nature.

mis de consolider une base de données inédite sur les captures accessoires de migrateurs issues de campagnes scientifiques et de suivis des pêches commerciales. L'exploitation de ce jeu de données a notamment permis des avancées notables sur la connaissance de la distribution spatiale des espèces en mer. Les résultats ont apporté des éléments d'aides à la décision pour la gestion des parcs naturels marins (PNM) et sites Natura2000 (présence des espèces au sein des sites et à quelle période de l'année). Ils ont aussi permis de nourrir les besoins d'évaluation de directives à l'échelle européenne telles que la directive cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM) et la directive Habitats-faune-flore (DHFF).

Les populations de migrateurs amphihalins en France

C'est en France qu'on trouve la plus grande diversité d'espèces amphihalines (Béguer *et al.*, 2007) à l'échelle européenne. Deux types d'espèces migratrices sont observés. Les espèces potamotoques ou anadromes réalisent leur reproduction en eaux douces et leur croissance dans le milieu marin. Parmi elles, on retrouve neuf espèces : la Grande alose (*Alosa alosa*), l'Alose feinte atlantique (*Alosa fallax*) et de Méditerranée (*Alosa agone*), l'Éperlan d'Europe (*Osmerus eperlanus*), le saumon Atlantique (*Salmo salar*), la truite de mer qui l'écotype marin de la truite commune (*Salmo trutta*), la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*) et l'Esturgeon (*Acipenser sturio*). À l'inverse, les espèces thalassotoques ou catadromes telles que le Mulet porc (*Chelon ramada*), le flet (*Platichthys flesus*) et l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), se reproduisent en mer et réalisent leur croissance en eau douce. La reproduction est côtière chez le Mulet porc et le Flet tandis qu'elle a lieu très au large (mer des Sargasses) chez l'Anguille européenne. On trouve notamment en

France les plus importantes populations de reproducteur d'esturgeons, de lamproies marines, de grandes aloses ou d'anguilles européennes. Le déclin des populations a convaincu en 2019 l'UICN France¹ de classer dans les catégories d'espèces menacées sept des douze (60 %) espèces de poissons migrateurs amphihalins faisant de ce groupe le plus menacé à l'échelle de la métropole (tableau ❶ ; UICN Comité français *et al.*, 2019).

Consolidation d'une base de données inédite

L'action MigrenMer a d'abord consisté à créer une base de données inédite rassemblant l'ensemble des données de captures de poissons migrateurs en mer disponibles. Deux sources de données distinctes ont été rassemblées, les données issues des campagnes scientifiques et les données de captures commerciales.

Les données scientifiques sont issues de campagnes halieutiques françaises et européennes. Elles sont dédiées spécifiquement aux suivis d'espèces commerciales pélagiques (sardines, anchois, etc.) ou démersales (merlan, dorade, morue, etc.) mais elles peuvent donner lieu parfois à des captures de poissons migrateurs amphihalins. Ces campagnes scientifiques sont très standardisées, les zones d'étude, périodes de suivis et engins utilisés sont les mêmes d'années en années ce qui permet les comparaisons interannuelles. Cependant, étant donné le caractère saisonnier des migrations des espèces amphihalines, certaines campagnes scientifiques apportent relativement peu d'information sur les migrateurs.

Les données dites commerciales correspondent aux captures d'amphihalins par les pêcheries professionnelles telles que relevées par le programme d'observation des captures en mer (ObsMer ; Cloatre *et al.*, 2022). Les captures sont décrites par des observateurs embarqués formés à la détermination des espèces et accueillis sur

Tableau ❶ – Statut de conservation des poissons migrateurs amphihalins selon la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature à l'échelle européenne et française. A = Anadrome, C = Catadrome (UICN Comité français *et al.*, 2019).

Nom latin	Nom vernaculaire	Type	Union européenne (2011)	France (2019)
<i>Acipenser sturio</i>	Esturgeon européen	A	CR	CR
<i>Alosa alosa</i>	Grande alose	A	LC	CR
<i>Alosa fallax</i>	Alose feinte atlantique	A	LC	NT
<i>Alosa agone</i>	Alose feinte méditerranéenne	A	LC	NT
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille européenne	C	CR	CR
<i>Chelon ramada</i>	Mulet porc	C	LC	LC
<i>Platichthys flesus</i>	Flet commun	C	LC	DD
<i>Osmerus eperlanus</i>	Éperlan d'Europe	A	LC	NT
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Lamproie fluviatile	A	LC	VU
<i>Petromyzon marinus</i>	Lamproie marine	A	LC	EN
<i>Salmo salar</i>	Saumon Atlantique	A	VU	VU
<i>Salmo trutta</i>	Truite de mer	A	LC	LC

CR = en danger critique, EN = en danger, VU = vulnérable, NT = quasi menacée, LC = préoccupation mineure, données insuffisantes.

la base du volontariat par différents patrons de pêche français. Contrairement aux campagnes scientifiques, ObsMer permet de couvrir une grande diversité d'engins et de réaliser des suivis quasiment partout en mer et cela pendant toute l'année.

Au total, 42 campagnes ont été regroupées entre 1965 et 2019 rassemblant plus de 168 904 opérations de pêche. Cette base de données consolidée a fait l'objet d'un data paper (Elliott *et al.*, 2023a) et est disponible en ligne sur seanoe.org².

Les développements méthodologiques réalisés dans le cadre du Programme MigrenMer ont permis d'analyser conjointement les deux sources de données hétérogènes, en exploitant leur complémentarité.

Des espèces à occurrences rares en mer

L'analyse de la base de données MigrenMer a d'abord permis d'établir des différences inter-spécifiques dans la distribution et la phénologie des différentes espèces.

L'analyse révèle notamment la rareté des espèces migratrices amphihalines en mer, marquée par une occurrence dans les captures inférieures à 5 % pour l'intégralité des espèces. Cependant, une disparité interspécifique est remarquée avec des espèces très rares comme les salmonidés et les lamproies qui ne dépassent pas la centaine d'individus capturés au total (sur un total de 168 904 opérations de pêche), les aloses avoisinant le millier d'individus par espèce et *a contrario* le flet possédant plus de six mille occurrences (tableau 2).

Des résultats nouveaux concernant l'écologie et la vulnérabilité des espèces vis-à-vis des engins de pêche ont été obtenus (taille, saisonnalité et profondeurs des captures) pour l'ensemble des espèces. Les résultats déclinés par espèce sont disponibles en ligne³ et/ou au sein du rapport final du programme MigrenMer (Dubost *et al.*, 2024).

Des analyses complémentaires sur quelques espèces ont permis de compléter les connaissances sur leur écologie. Par exemple, une analyse spécifique sur les lamproies (marine et fluviatile) a notamment permis de mettre en évidence leur faible vulnérabilité aux captures accidentelles ainsi qu'une distribution plus côtière de la lamproie fluviatile par rapport à la lamproie marine (Elliott *et al.*, 2021).

Modèles de distribution d'espèces : application, limites et perspectives

L'exploitation de la base de données MigrenMer a permis d'apporter un éclairage inédit sur la distribution des espèces migratrices amphihalines en mer, comblant ainsi des lacunes de connaissances qui sont un des freins majeurs à l'application de mesures de gestion et protection efficaces à l'égard de ces espèces. Cependant, les cartes d'occurrence obtenues à partir de la base de données brutes ne prennent pas en compte les multiples biais (hétérogénéité de l'effort de pêche, détectabilité variable des espèces par les engins, etc.) inhérents à ce jeu de données. Pour remédier à cela, différentes méthodes de modélisation statistique ont été utilisées.

Tableau 2 – Nombre de présences par espèce disponibles dans la base de données « MigrenMer » sur un total de 168 904 traits de chaluts.

Espèces	Présences
<i>Acipenser sturio</i>	11
<i>Alosa alosa</i>	927
<i>Alosa fallax</i>	1 534
<i>Alosa agone</i>	177
<i>Anguilla anguilla</i>	246
<i>Chelon ramada</i>	1 180
<i>Platichthys flesus</i>	6 372
<i>Osmerus eperlanus</i>	1 233
<i>Lampetra fluviatilis</i>	74
<i>Petromyzon marinus</i>	79
<i>Salmo salar</i>	82
<i>Salmo trutta</i>	81

Dans un premier temps, des modèles classiques de distribution d'espèce ont été utilisés pour prédire, pour la première fois, la présence ou l'absence de chaque espèce en mer. La méthode a consisté à modéliser la présence ou l'absence de l'espèce en fonction des prédicteurs environnementaux tels que la salinité, la température, la distance à la côte, etc. Une originalité forte de ces modèles est leur structure hiérarchique, qui permet de séparer la variabilité spatiale de la distribution de la variabilité de leur détectabilité par les différents engins de pêche. Un premier modèle a été développé pour onze espèces amphihalines à l'échelle de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée (Elliott *et al.*, 2023b). Les cartes de distribution obtenues ont mis en avant la distribution relativement côtière des espèces étudiées. Ce résultat impose d'étudier la vulnérabilité des espèces en lien avec les nombreuses pressions anthropiques (pêche, parc éolien offshore, etc.) qui ont lieu dans ces mêmes zones.

Dans un deuxième temps, une méthodologie innovante appelée CMAP « modèle combiné pour une prédiction précise » a été développée (Elliott *et al.*, 2024) afin de proposer des prédictions plus robustes de la présence et de l'absence de ces espèces. En effet, les modèles classiques ont révélé une tendance à la sur-prédiction ou sous-prédiction systématique de la présence, en lien avec la rareté des données de présence enregistrées. Afin de prédire avec une plus grande justesse la distribution des espèces rares et pauvres en données, la méthode CMAP se base sur la combinaison de plusieurs modèles de distribution pour tirer parti de leur complémentarité et ainsi optimiser la justesse et le niveau de certitude des prédictions de la présence mais aussi de l'absence de l'espèce. Ceci se traduit sur les cartes par la mise en évidence d'habitats « cœurs » (forte probabilité de présence) et d'habitats « inappropriés » (forte probabilité d'absence de l'espèce). La délimitation de ces habitats « cœur » et « inappropriés », qui réduisent respectivement

2. <https://www.seanoe.org/data/00805/91719/>

3. https://halieut.agrocampus-ouest.fr/discardless_app/migrenmer/Atlas/

les faux positifs et négatifs, permet de cibler les mesures de conservation dans des zones spécifiques afin de maximiser la protection des espèces rares et difficilement détectables (figure 1).

Cette approche de modélisation innovante CMAP a pu être appliquée sur sept des douze espèces migratrices amphihalines étudiées, afin d'analyser la pertinence des aires marines protégées (AMP) existantes pour la phase marine du cycle de vie de ces espèces.

Les résultats ont montré que 62 % des AMPs désignées pour protéger ces espèces se trouvent en dehors de leurs habitats « cœur ». En outre, lorsque leur habitat « cœur » se trouvait bien dans une AMP, seule la moitié de ces AMPs étaient désignées pour les protéger. Ces résultats mettent en évidence l'inadéquation et la protection insuffisante des réseaux d'AMP existants pour ces espèces protégées.

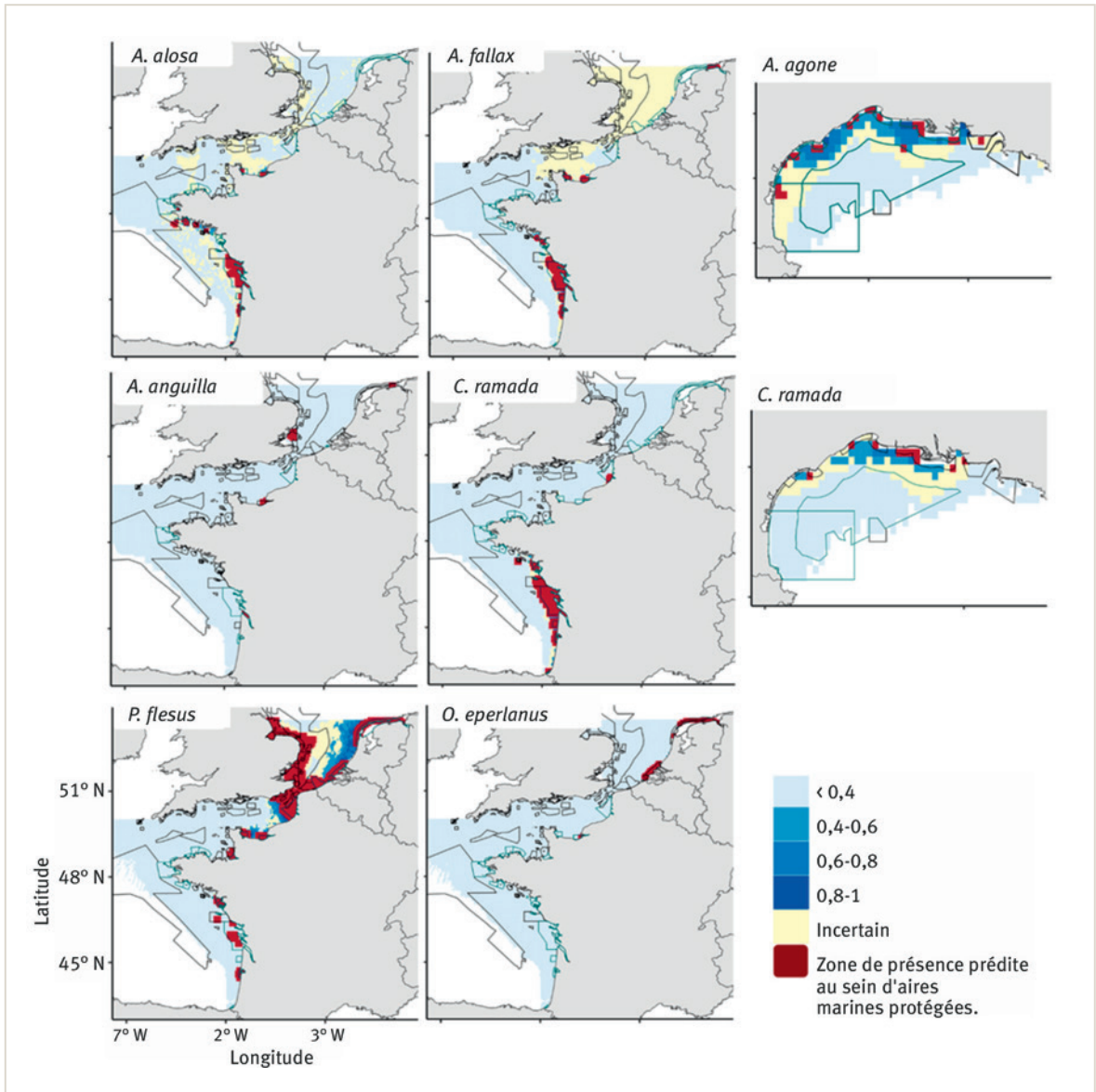
L'apport de données supplémentaires sur la composante saisonnière et les différents stades de vies des espèces migratrices amphihalines dans de futures études permettront de mieux caractériser les habitats fonctionnels en mer (couloir de migration, zone de nurserie, zone de refuge) des différentes espèces et d'optimiser les efforts de gestion à l'avenir.

Application aux directives européennes

Les résultats de l'action MigrenMer contribuent également aux objectifs de surveillance et d'évaluation des directives européennes telles que la directive Habitats-faune-flore (DHFF) et la directive cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM).

Dans le cadre de mise en œuvre des exigences de la DHFF, les modèles de distribution des espèces ont été

Figure 1 – Probabilités de présence des espèces amphihalines prédites par le CMAP. Les zones rouges foncées correspondent à des habitats « cœurs » (forte probabilité de présence de l'espèce) situés au sein d'aires marines protégées. *A. alosa* : grande alose ; *A. fallax* : alose feinte atlantique ; *A. agone* : Alose feinte méditerranéenne ; *A. anguilla* : Anguille européenne ; *C. ramada* : Mulet porc ; *P. flesus* : Flet commun ; *O. eperlanus* : Eperlan d'Europe. Tiré d'Elliott et al., 2024.



croisés avec les données de répartition des navires de pêches pour réaliser une analyse de risque. Cette analyse permet d'identifier les secteurs à risque de capture accidentelle par les activités de pêche maritime professionnelle (Toison *et al.*, 2023). Ces secteurs vont faire l'objet de campagne d'acquisition de connaissance pour confirmer ou non les risques identifiés et le cas échéant des mesures réglementaires devront être mises en œuvre. Un diagnostic des données acquises pendant le projet a révélé cependant qu'elles étaient insuffisantes pour renseigner des indicateurs d'état de la DCSMM qui vise notamment à évaluer le bon état écologique (BEE) des espèces vis-à-vis de leur abondance ou distribution spatiale à l'échelle des sous-région marines de la France métropolitaine. Ainsi, d'autres dispositifs de surveillance qui permettraient de compléter les données sont nécessaires pour atteindre cet objectif.

Quelles perspectives ?

Le programme MigrenMer a permis des avancées notables sur la connaissance des migrateurs amphihalins en mer mais les données acquises restent toutefois insuffisantes pour répondre aux exigences des directives européennes et aux besoins des gestionnaires. Malgré les verrous identifiés, il semble primordial de pérenniser l'effort de bancarisation des données simultanément à la future mise en œuvre de leviers méthodologiques et d'acquisition de données. Ces axes à prioriser concernent

globalement : i) l'amélioration des connaissances sur l'écologie des poissons migrateurs en mer (identifier les zones fonctionnelles en mer et l'origine des individus, évaluer l'abondance des populations et quantifier les prélèvements...) et ii) leurs applications à la gestion qui permettraient d'aller vers une gestion plus écosystémique en intégrant les interactions entre l'ensemble des composantes de l'écosystème avec les pressions anthropiques de différentes natures en lien avec les questions de planification spatiale (de la pêche, de l'aménagement EMR...). De futurs travaux réalisés dans le cadre du programme européen DiadSEA (Coopération transnationale pour améliorer la gestion et la conservation des poissons amphihalins en mer⁴) ainsi que le Plan national en faveur des migrateurs amphihalins (PNMA) visent à contribuer à certaines de ces perspectives. ■

REMERCIEMENTS

Nous remercions tous les chefs de campagne de l'Institut français de recherche pour l'exploration de la mer (IFREMER), le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) (via la plateforme Datras) et la Direction générale des affaires maritimes, de la pêche et de l'aquaculture (DGAMPA) qui nous ont donné accès à leurs données scientifiques et/ou commerciales. Nous remercions également le pôle MIAME et le ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires (Direction de l'eau et de la biodiversité – ELM3) qui ont financé ce projet.

RÉFÉRENCES

- Bagliniere, J. L., & Acou, A. (2019). Vie océanique chez les poissons diadromes : Connaissances et lacunes, rôle de cette phase dans le cycle biologique. *Rencontres Migrateurs de Loire*.
- Béguer, M., Beaulaton, L., & Rochard, E. (2007). Distribution and richness of diadromous fish assemblages in Western Europe: large-scale explanatory factors. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2), 221–237. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00214.x>
- Cloatre, T., Scavinner, M., Sagan, J., Dubroca, L., & Billet, N. (2022). *Captures et rejets des métiers de pêche français. Résultats des observations à bord des navires de pêche professionnelle en 2020*. ObsMer. Report (scientific report). FRANCE. <https://doi.org/10.13155/88406>
- Costa-Dias, S., Sousa, R., LobónCervià, J., & Laffaille, P. (2009). *The decline of diadromous fish in Western Europe inland waters: main causes and consequence*. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:130413593>
- Dubost, G., Elliott, S. A. M., Deleys, N., Reveillac, E., Rivot, E., Acou, A. & Beaulaton, L. (2024). *Rapport du projet "MigrenMer": Synthèse et valorisation des connaissances disponibles sur les migrateurs amphihalins en mer*. Rapport scientifique du pôle MIAME. 81 p. + annexes. <https://hal.inrae.fr/hal-04449323>
- Elliott, S. A. M., Deleys, N., Rivot, E., Acou, A., Réveillac, E., & Beaulaton, L. (2021). Shedding light on the river and sea lamprey in western European marine waters. *Endangered Species Research*, 44, 409–419. <https://www.int-res.com/abstracts/esr/v44/p409-419/>
- Elliott, S. A. M., Deleys, N., Beaulaton, L., Rivot, E., Réveillac, E., & Acou, A. (2023a). Fisheries-dependent and -Independent data used to model the distribution of diadromous fish at-sea. *Data in Brief*, 48, 109107. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.dib.2023.109107>
- Elliott, S. A. M., Acou, A., Beaulaton, L., Guitton, J., Réveillac, E., & Rivot, E. (2023b). Modelling the distribution of rare and data-poor diadromous fish at sea for protected area management. *Progress in Oceanography*, 210, 102924. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pocean.2022.102924>
- Elliott, S. A. M., Dubost, G., Rivot, E., Acou, A., Toison, V., Réveillac, E., & Beaulaton, L. (2024). Accurately predicting rare and poorly detectable species habitat for spatial protection. *Journal of Applied Ecology*, n/a(n/a). <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.14664>
- Limburg, K. E., & Waldman, J. R. (2009). Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *BioScience*, 59(11), 955–965. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.7>
- Toison, V., Tachaires, S., Tempere, F., Merrien, C. (2023). *Analyse biogéographique des risques de porter atteinte aux objectifs de conservation des espèces d'intérêt communautaire liés aux captures accidentelles par les activités de pêche professionnelle*. OFB, Office Français de la Biodiversité. <https://hal.science/hal-04414309>
- UICN Comité français, MNHN, SFI & OFB (2019). *La liste rouge des espèces menacées en France. Chapitre Poisson d'eau douce de France métropolitaine* (p. 16).
- Willson, M. F., & Halupka, K. C. (1995). Anadromous Fish as Keystone Species in Vertebrate Communities. *Conservation Biology*, 9(3), 489–497. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09030489.x>

4. <https://www.atlanticarea.eu/discover-our-projects/approved-projects/diadsea>





Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Genèse d'un suivi scientifique à long terme pour documenter les transitions écologiques et territoriales accompagnant l'effacement de grands barrages en France

Laura SOISSONS^{1,2}, Marie-Anne GERMAINE³, Manuel CHEVÉ^{1,2}, Karl KREUTZENBERGER^{2,4}, Laurent BEAULATON^{2,5}, Jean-Marc ROUSSEL^{1,2}

¹ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), L'Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France

² Pôle Gestion des Migrateurs Amphihalins dans leurs Environnements, OFB, INRAE, L'Institut Agro, UPPA, Rennes, France.

³ Laboratoire Architecture, Ville, Urbanisme, Environnement LAVUE-CNRS UMR 7218, Équipe Mosaïques, Département de Géographie et Aménagement, Université Paris Nanterre, Nanterre, France.

⁴ Service de l'eau et des milieux aquatiques, Direction Surveillance, Evaluation, Données, OFB, U3E, Rennes, France

⁵ Service Conservation et gestion durable des espèces exploitées, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, U3E, Rennes, France.

Correspondance : Laura SOISSONS, laura.soissons@inrae.fr

Les politiques internationales encouragent la restauration des écosystèmes aquatiques, notamment par l'effacement de barrages, une méthode perçue comme bénéfique pour la biodiversité et les continuités écologiques des cours d'eau. En Normandie, l'effacement des barrages de Vezins et de La-Roche-Qui-Boit est un projet suivi depuis 2012 par le programme scientifique Sélune, qui vise à analyser les impacts écologiques, hydrologiques et territoriaux de cette reconquête fluviale. En reconnectant mille kilomètres de cours d'eau à l'océan, cette opération offre un précieux retour d'expérience sur la résilience des écosystèmes et éclaire les politiques de restauration des milieux naturels.

Introduction

L'effacement de barrages suscite un intérêt croissant à l'échelle mondiale, étant considéré comme une solution efficace et pérenne pour supprimer leurs impacts négatifs sur la biodiversité et sur les continuités écologiques (encadré ⓘ) des cours d'eau (Jorgensen et Renöfält, 2013 ; Diessner *et al.*, 2020 ; Belletti *et al.*, 2020). L'effacement complet fait habituellement l'objet de mesures d'accompagnement du processus de restauration du système (par exemple : gestion des sédiments, communication, plan d'accompagnement économique et social, revégétalisation des berges, travaux de réhabilitation du chenal). Néanmoins, l'effacement d'ouvrages reste une solution très controversée mêlant enjeux écologiques, production d'énergie renouvelable, impacts socio-économiques et intérêts patrimoniaux (Barraud *et al.*, 2017). Jusqu'à présent, peu d'opérations de restauration par effacement de barrages ont fait l'objet de suivis scientifiques complets dans le monde (Bellmore *et al.*, 2016 ; Duda *et al.*, 2008). Les études se sont concentrées principalement aux États-Unis et plus récemment en Europe, sur les phases d'effacement et de restauration, négligeant parfois l'évaluation de l'état initial du système (e.g.

Bednarek, 2001 ; Basilico *et al.*, 2021). Pourtant, cette connaissance est cruciale pour comprendre les changements temporels à court et à long termes, sachant que les différents compartiments des écosystèmes impliqués réagissent à des rythmes variés (McCaffery *et al.*, 2024). Une seconde limitation de ces études est que celles-ci se focalisaient souvent sur un seul sujet ou discipline, principalement les biocénoses aquatiques (par exemple, les poissons migrateurs), la qualité de l'eau, ou l'écologie du paysage (Basilico *et al.*, 2021). Or, si les bénéfices biologiques et hydrologiques de l'effacement de barrages sont de plus en plus étudiés (Bednarek, 2001 ; McCaffery *et al.*, 2024, parmi d'autres), nous manquons actuellement d'une vision globale, transdisciplinaire, sur les transitions à l'œuvre dans les territoires concernés (Germaine et Lespez, 2023).

C'est dans ce contexte que le programme scientifique Sélune a été initié en 2012, sur l'effacement de deux grands barrages sur le cours principal de ce fleuve côtier normand. L'objectif est double : (1) documenter scientifiquement les étapes de la restauration en comparant l'avant et l'après barrage ; (2) s'appuyer sur un suivi multidisciplinaire générant des données biotiques (bio-

Encadré 1 – Un engagement renforcé pour la continuité des cours d'eau, tant biologique que sédimentaire.

Les fleuves, rivières et ruisseaux sont des milieux vivants complexes, structurés en quatre dimensions : longitudinale, latérale, verticale et temporelle. Leur dynamique repose sur les flux d'eau et de sédiments qu'ils transportent et qui façonnent leurs lits, créant ainsi des habitats nombreux et variés pour la flore et la faune. Cependant, les activités et aménagements humains peuvent perturber les processus naturels, compromettant leur équilibre et le bon fonctionnement des cours d'eau. Par exemple, les obstacles présents dans les cours d'eau peuvent fragmenter et altérer la qualité des habitats, et entraver la migration des espèces aquatiques ainsi que le transport des sédiments. Ces impacts nécessitent des mesures de gestion adaptées et des priorités bien définies pour restaurer l'équilibre écologique.

La directive cadre sur l'eau (DCE, 2000) et son application en France *via* la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA, 2006) définissent le cadre des politiques de gestion de l'eau. Parmi les éléments évalués dans l'état écologique des cours d'eau, la « continuité écologique » occupe une place centrale. Ce concept, simplifié au niveau européen sous l'appellation, « continuité de la rivière », vise à garantir la libre circulation des organismes aquatiques et le transport naturel des sédiments. En France, cette continuité écologique intègre également les connectivités latérales et longitudinales des cours d'eau, essentielles dans des conditions hydrologiques favorables, notamment pour préserver les réservoirs biologiques. Ce principe est soutenu par plusieurs cadres réglementaires et plans d'action, tels que le plan national de gestion pour l'anguille (2007), la loi Grenelle (2009) visant une « trame verte et bleue », le plan d'action [pour une politique apaisée] de restauration de la continuité écologique des cours d'eau (2010, 2018), la mise en œuvre des arrêtés de classement des cours d'eau (2012) ou encore plus récemment le plan « Biodiversité » (2019), le plan « France Nation Verte » (2022) et la stratégie nationale biodiversité (2023). Ces engagements, renforcés par des obligations européennes comme le règlement sur la restauration de la nature, imposent deux axes principaux : (i) identifier et évaluer les impacts cumulés des obstacles présents dans les cours d'eau pour assurer la continuité écologique entre les grands ensembles naturels et au sein des milieux aquatiques, et (ii) analyser les éventuelles altérations liées à d'autres éléments de qualité définis par la DCE, notamment la morphologie et l'hydrologie des cours d'eau.

diversité aquatique et riparienne), abiotiques (régimes hydrologiques, chimiques et sédimentaires) et territoriales (évolution et utilisation des paysages et espaces restaurés). Ce programme de suivi scientifique sur le long terme doit fournir un retour d'expérience sur le devenir des ouvrages vieillissants et aider à la prise de décision pour de futurs cas de restauration des continuités écologiques. Cet article retrace la genèse de ce programme scientifique ainsi que les principales questions abordées et les premiers résultats obtenus. Il présente également en parallèle le projet de restauration du fleuve ayant mené à l'effacement des barrages de la Sélune.

Le projet de restauration des continuités écologiques de la Sélune

De la construction des barrages...

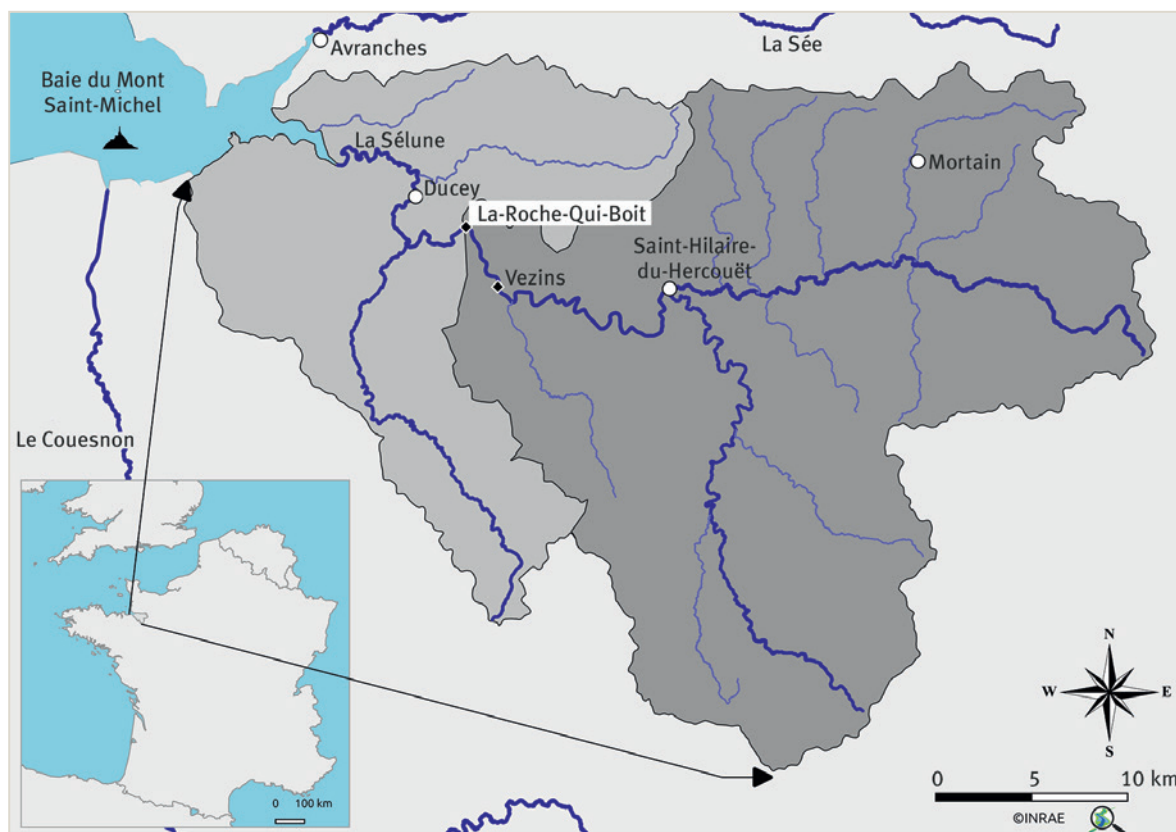
La Sélune est un fleuve qui se jette dans la baie du Mont-Saint-Michel en Normandie. Son bassin versant (1 083 km²) s'étend sur trois départements : La Manche, l'Ille-et-Vilaine et la Mayenne. Deux barrages hydroélectriques ont été construits au début du vingtième siècle sur son cours principal : La-Roche-Qui-Boit et Vezins (figure 1). La construction du barrage hydroélectrique de La-Roche-Qui-Boit (16 m de haut, 125 m de long) a débuté en 1915, suite à l'obtention de la concession en 1914 par la Société des forces motrices de la Sélune. Le barrage est mis en service en 1919 pour répondre aux besoins locaux d'électricité (Lespez *et al.*, 2024). Face à la demande croissante en électricité, la Société des forces motrices de la Sélune a déposé, dès 1921, une demande de concession pour installer une usine hydroélectrique à l'amont (Lespez *et al.*, 2024). Les travaux de construction ont démarré en 1929, et le barrage de Vezins (36 m de haut, 278 m de long) a été mis en service dès 1932 (figure 2). En 1946, l'exploitation des deux barrages est transférée à Électricité de France (EDF). Le barrage de Vezins est alors resté propriété de l'État, celui de La Roche-Qui-Boit appartenant à EDF. Les deux barrages fonctionnaient en binôme pour alimenter en énergie ménages et industries.

À leur mise en eau, les lacs de retenue ont ennoyé la vallée sur 4 km pour La-Roche-Qui-Boit et 15 km pour Vezins, devenant des zones récréatives et touristiques réputées. Dès les années 1930, ils ont vu l'émergence de nouvelles activités comme la pêche, la promenade, et le canotage (Germaine et Lespez, 2017). La pêche est devenue centrale, avec de nombreux pontons, cabanons, et associations réalisant des empoissonnements. L'activité touristique s'est intensifiée dans les années 1980 et 1990 avec des aménagements publics comme la base de loisirs de La Mazure, le village de gîtes de Bel Orient, et privés tels que le parc d'attractions de l'Ange Michel ou le restaurant l'Autre Café, tous encore en activité.

...à leur démantèlement

La décision de supprimer les deux barrages a été motivée par des raisons économiques et écologiques. D'une part, l'obsolescence des équipements, de technologie ancienne, limitait la rentabilité de la production hydroélectrique. D'autre part, l'évidence de certains impacts négatifs s'était progressivement imposée dans la réflexion, notamment une mauvaise qualité de l'eau dans les retenues avec la prolifération d'algues toxiques, ou l'incompatibilité de tels barrages avec les objectifs de préservation des poissons migrateurs amphihalins (ARTELLIA, 2012 ; 2014). L'annonce initiale de l'effacement par le gouvernement en 2009 faisait suite au Grenelle de l'Environnement de 2007, à la mise en place des trames verte et bleue au niveau national, intégrées dans la loi Grenelle I d'août 2009 et au non-renouvellement de la concession par l'État à EDF pour le barrage de Vezins en 2007 (figure 3). Localement, elle répondait à une demande formulée également en 2007 par les membres de la CLE (Commission locale de l'eau) dans le cadre du SAGE (Schéma d'aménagement et de gestion de l'eau) du bassin de la Sélune (Germaine et Lespez 2017). S'en est suivie une période d'incertitude et de réévaluation du devenir des barrages, qui a parallèlement alimenté une contestation locale grandissante en faveur de leur maintien (Germaine et Lespez, 2017). Ce n'est qu'à la fin de l'année 2017 qu'un arrêté ministériel de déman-

Figure 1 – Carte de localisation du bassin versant de la Sélune et des deux barrages de La-Roche-Qui-Boit et de Vezins. La zone en gris foncé représente les 760 km² de bassin versant séparés de la partie estuarienne par la présence des barrages.



tèlement a été publié, ouvrant ainsi la voie aux travaux d'effacement des deux barrages. Les vastes opérations de traitement des sédiments et d'enlèvement des barrages ont ainsi débuté et ont duré plusieurs années (figure 2). Après plus d'un siècle de cloisonnement, environ 1 000 km de cours d'eau (affluents inclus) a été reconnecté à l'océan en fin d'année 2022 (figure 2). L'ensemble des travaux, pilotés par les services de l'État (DDTM50 – Direction départementale des territoires et de la mer, pour Vezins) et EDF (pour La-Roche-Qui-Boit) ont été financés en grande partie par l'Agence de l'eau Seine Normandie (AESN). Ce projet de restauration des continuités écologiques est sans précédent en Europe en raison de la hauteur exceptionnelle des barrages et de l'étendue du territoire directement concerné, soit 760 km² de bassin versant séparé de sa partie estuarienne (figure 1).

Le programme scientifique Sélune

De la construction d'un suivi...

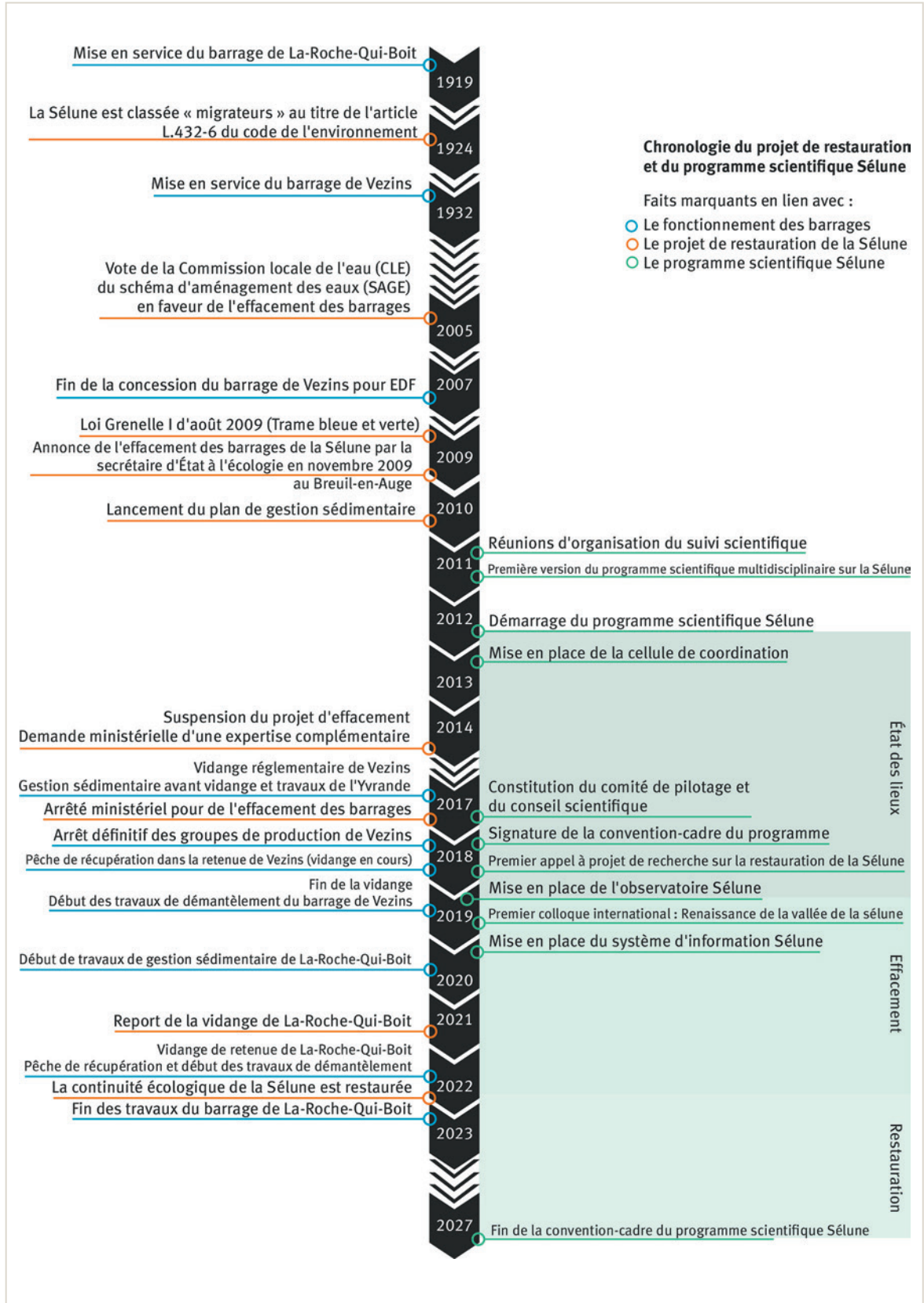
Lors des discussions sur l'effacement des barrages de la Sélune dès l'annonce initiale de 2009, plusieurs équipes scientifiques de l'Université de Paris-Nanterre, l'OSUR (Observatoire des sciences de l'univers de Rennes), INRAE, l'Institut-Agro de Rennes et l'OFB (Office français de la biodiversité) étaient déjà présentes sur site. Sans forcément se coordonner, ces équipes ont perçu l'enjeu de mettre en place des suivis scientifiques pour décrire les transformations annoncées. Dès 2012, un

suivi multidisciplinaire et ambitieux d'une durée de quinze ans (figure 2), a pris forme à l'initiative d'un directeur de recherche INRAE et grâce à la collaboration de nombreux chercheurs et gestionnaires. L'idée était de documenter et interpréter les transformations sur ce territoire, avant, pendant et après l'effacement des barrages, pour en faire un cas d'étude exemplaire.

Ainsi, entre 2012 et 2018, un programme scientifique a été élaboré en parallèle des décisions de démantèlement des barrages (figure 2). Plusieurs thématiques de recherche ont été explorées pour comprendre les processus physiques, chimiques et biologiques et accompagner les changements sociétaux. Une première étape a consisté à définir un « état initial » du système avant l'effacement (phase d'état des lieux). Les projets de recherche financés notamment par l'AESN et l'OFB ont approfondi les connaissances sur le fleuve en présence des barrages. En 2017, dès la décision finale et l'arrêté ministériel d'effacement des barrages, le fonctionnement du programme scientifique a été réajusté pour une meilleure coordination.

En effet, depuis 2018, le programme scientifique Sélune est régi par une convention-cadre entre l'État, INRAE, l'AESN, l'OFB, la FNPF (Fédération nationale de la pêche en France), et EDF, qui en forment le comité de pilotage (figure 2, figure 3). INRAE y tient le rôle central de coordination scientifique, avec l'appui financier de l'AESN et en étroite collaboration avec l'OFB, dont la Sélune est un site pilote pour le pôle OFB, INRAE, Institut Agro, UPPA (Université de Pau et des Pays de l'Adour), pour la

Figure 2 – Frise chronologique rapportant les principaux faits marquants en lien avec le fonctionnement des barrages (en bleu), le processus de décision autour du projet de restauration des continuités écologiques de la Sélune par l'État (en marron) et le déroulement du programme scientifique Sélune (en vert). Les trois phases du programme scientifique sont indiquées : phase d'état des lieux de 2012 à 2019 (état initial de la Sélune avec les barrages), phase d'effacement de 2019 à 2022 (pendant les travaux) et phase de restauration de fin 2022 à 2027 (après la fin des travaux et la remise en continuité de la Sélune).



gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement (MIAME). Le comité de pilotage anime, supervise et valide les activités du programme scientifique, en consultation avec un conseil scientifique indépendant qui suit la qualité des recherches et propose ses orientations (figure 3). La convention-cadre définit les objectifs et thèmes de recherche pour un suivi exemplaire de la restauration écologique de la Sélune de 2018 à 2027. Le programme est structuré en trois thématiques : dynamique fluviale et qualité de l'eau, biodiversité aquatique et terrestre, et dynamique du territoire et ses trajectoires (figure 4). Des financements par appel à projets de recherche ont permis de soutenir les projets de recherche de 2019 à 2023. L'observatoire Sélune, mis en place en 2019, assure quant à lui l'acquisition des données de routine, définies par les scientifiques impliqués, jusqu'en 2027 (figure 2).

Et son application sur le long terme...

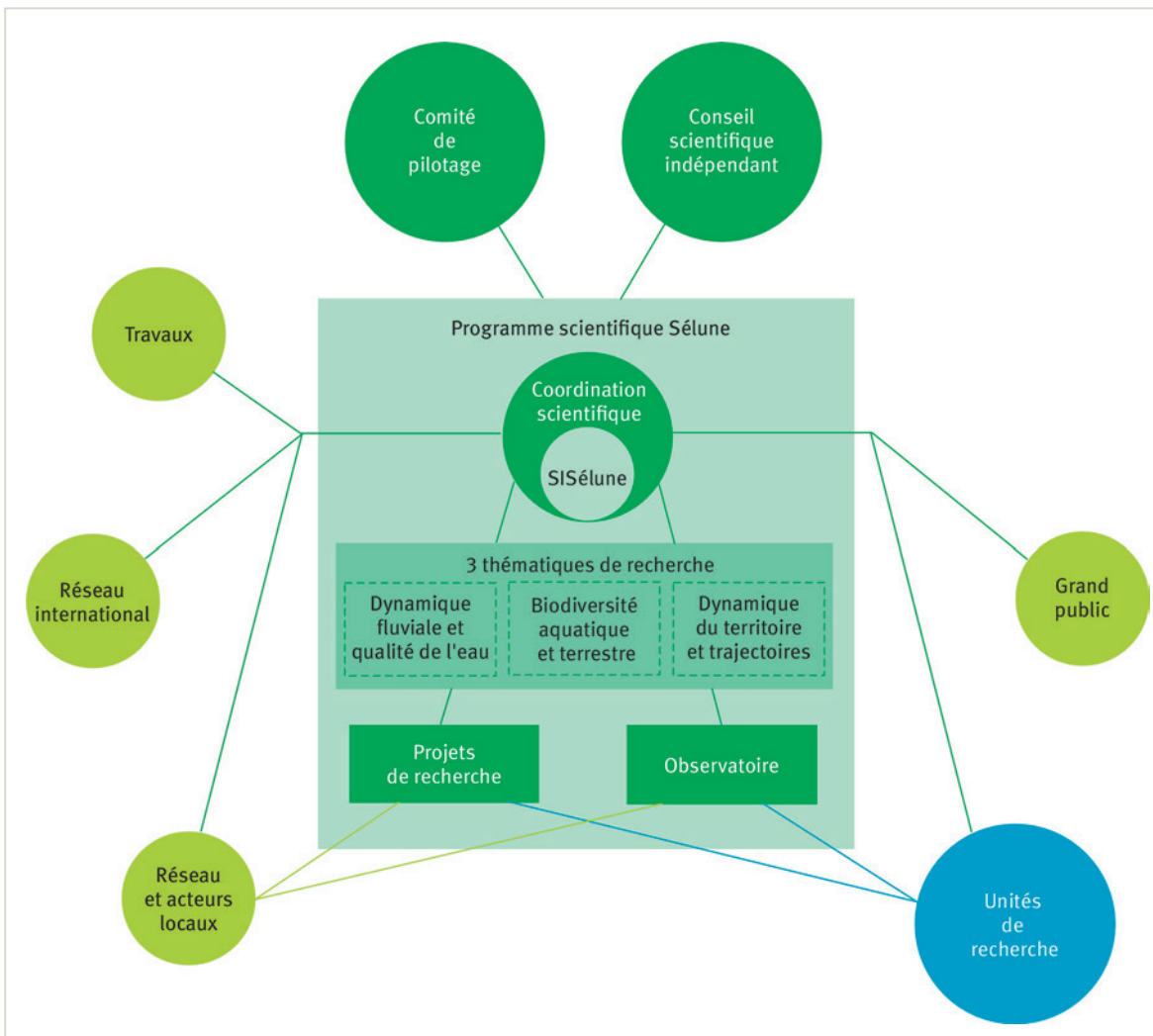
Dans le cadre du programme scientifique, plusieurs protocoles et outils sont testés et utilisés depuis 2012 pour comprendre les mécanismes accompagnant les transitions écologiques et sociétales sur le territoire. Plus précisément, il s'agit d'obtenir une vision globale (1) de

l'évolution de la qualité de l'eau, des flux et de la forme du fleuve (thématique : dynamique fluviale), (2) des processus biologiques de restauration des écosystèmes (thématique : biodiversité aquatique et terrestre) et (3) des usages et représentations des acteurs sur ce territoire (thématique : dynamique du territoire, figure 4).

Depuis 2012, seize projets de recherche ont été initiés (figure 3, figure 4). Durant la première phase d'état des lieux avant effacement, neuf projets de recherche ont permis de poser les bases indispensables pour comprendre les évolutions à venir sur le territoire. Sept autres projets se sont terminés en 2023 avec la phase de travaux d'effacement des barrages (figure 2). Deux projets de recherche se poursuivent au cours de la phase de restauration et d'autres émergent. Dans ces projets interviennent plusieurs instituts de recherche et universités françaises, dont les travaux sont pour la plupart cofinancés par l'AESN (quatorze projets) et le pôle MIAME (deux projets). Plusieurs projets ont fait l'objet de travaux de thèses et de post-doctorats.

Parallèlement, l'observatoire Sélune, initié en 2019 (figure 2, figure 3) avec le financement de l'AESN, assure un suivi environnemental collaboratif entre différentes unités de recherche. Il étudie les dynamiques

Figure 3 – Organisation et interactions multiples du programme scientifique Sélune.



biologiques (biodiversité aquatique et rivulaire), abiotiques (régimes hydrologiques, chimiques, et sédimentaires) et paysagères (Observatoire photographique des paysages) de la restauration de la vallée de la Sélune. Le suivi porte sur la Sélune, certains de ses affluents, et son estuaire. Depuis 2020, le système d'information SISélune (figure 3) centralise les données documentées du programme scientifique, assure leur conservation et leur accessibilité à tous sur le long-terme dans une démarche de science ouverte, et facilite l'analyse de l'évolution du territoire en restauration. SISélune comprend un catalogue de données et un portail cartographique, accessible sur <https://geosas.fr/selune/#>, pour visualiser les stations de suivi et accéder aux données collectées (avec option de téléchargement). Accessible sur <http://programme-selune.com>, un site web présente le programme, les résultats, décrit l'accès aux données ainsi qu'à SISélune, et regroupe les rapports et publications scientifiques. À terme, SISélune deviendra un portail centralisé pour les informations scientifiques sur le territoire.

Jusqu'au retour d'expérience

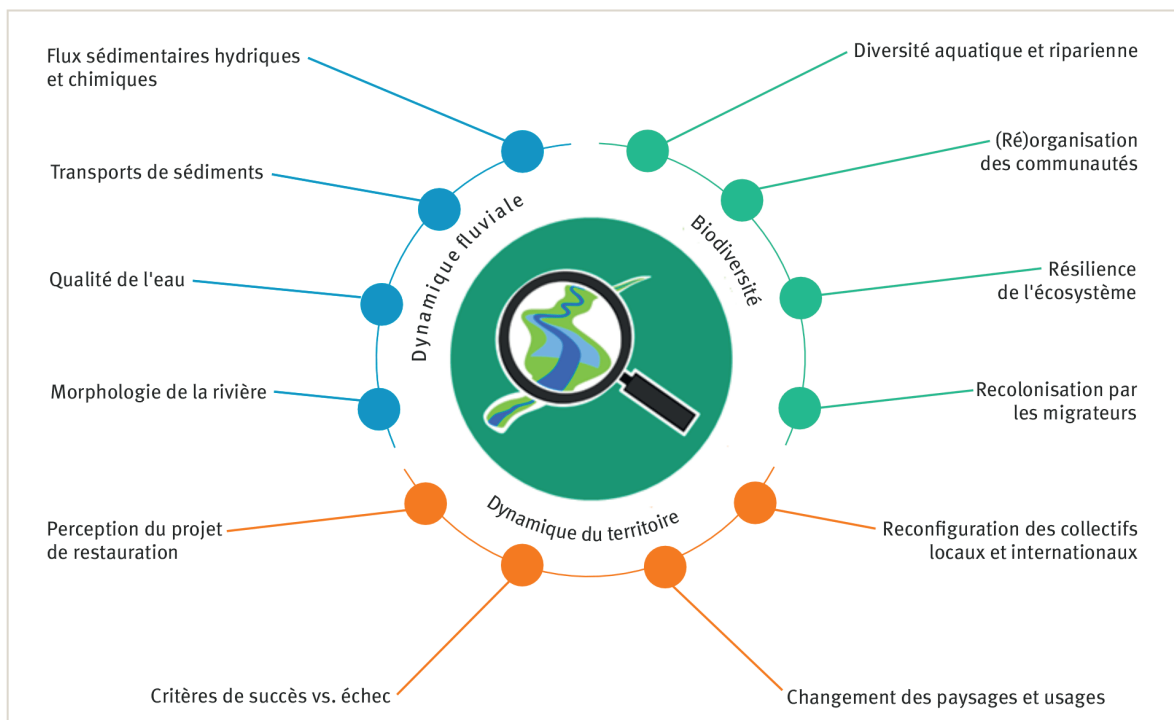
Bien qu'il soit encore trop tôt pour un bilan définitif, certains résultats préliminaires sont déjà disponibles, offrant une première lecture des succès et des échecs de cette opération de restauration écologique à grande échelle.

Les lacs de barrage présentaient des écosystèmes instables et peu résilients. En été, des épisodes chroniques des blooms d'algues toxiques (cyanobactéries) étaient observés (Piscart *et al.*, 2018), allant jusqu'à des interdictions préfectorales de baignade et d'activités de loisirs. Ces algues proliféraient en utilisant le phosphore

et la silice, des nutriments vitaux au fonctionnement des écosystèmes aquatiques, ainsi séquestrés dans les sédiments des réservoirs (Fovet *et al.*, 2020). De même, les sédiments qui auraient dû transiter vers l'aval étaient eux aussi piégés et décantaient dans les lacs de retenue d'eau (Fovet *et al.*, 2020; 2023). Plus généralement, la rupture de continuité amont-aval des flux nutritifs induisait des modifications profondes du fonctionnement de l'écosystème rivière à l'aval des barrages (Roussel *et al.*, 2024). De plus, la température de l'eau de la Sélune pouvait être augmentée artificiellement de + 2 °C lors des pics estivaux de température (Moulin *et al.*, 2022). Enfin, l'obstacle des deux barrages empêchait le passage de nombreuses espèces de poissons migrateurs, parmi lesquelles la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*), la truite de mer (*Salmo trutta*), le saumon atlantique (*Salmo salar*), l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) et la grande alose (*Alosa alosa*). Ces espèces n'ont jamais réellement quitté la Sélune après la construction des barrages il y a un siècle. Elles étaient toutefois cantonnées dans la partie aval du bassin versant, et étaient observées régulièrement jusqu'au pied des barrages (Forget *et al.*, 2018; Teichert *et al.*, 2022; Lasne *et al.*, 2023; Lizé *et al.*, 2023).

Les travaux d'effacement des barrages de la Sélune ont transformé le paysage de la vallée et sont venus perturber le rapport des habitants et usagers aux lieux, suscitant une forte opposition locale (Germaine et Lespez, 2017). Cette opposition est née d'un déficit d'information, du manque de prise en compte de l'attachement des habitants à la vallée par l'État et de l'absence de concertation (Germaine et Lespez, 2017). Les lacs de barrage étaient particulièrement appréciés par les riverains, notamment

Figure 4 – Principaux sujets abordés dans le cadre du programme scientifique Sélune, par thématique : dynamique fluviale et qualité de l'eau (en bleu), biodiversité aquatique et terrestre (en vert) et dynamique du territoire et ses trajectoires (en orange).



les pêcheurs (Thomas et Germaine, 2018), et des associations locales se sont mobilisées contre le projet. La conduite du projet témoigne par ailleurs d'une séparation entre les travaux de restauration écologique pilotés par les services de l'État et la définition d'un projet de reconversion de la zone dénoyée confiée aux collectivités locales non propriétaires du foncier et longtemps opposées à l'effacement (Germaine et Lespez, 2017). En se focalisant sur le chenal, à travers les travaux de gestion des sédiments et de restauration des habitats piscicoles, le reste du territoire a été négligé, malgré son importance pour les habitants en matière d'accès et de paysages. Cette approche a compromis la possibilité de concevoir un projet global et cohérent pour l'avenir de la vallée (Germaine et Gonin, 2024). Dès la vidange de la retenue de Vezins, d'importants changements paysagers ont en effet été constatés, liés à l'apparition de nouvelles berges, paysage peu esthétique et fortement modifié par les travaux. Une végétation variée et fonctionnelle s'est progressivement installée sur ces nouveaux espaces, profitant d'un sol riche en éléments nutritifs et naturellement ensemencé par une grande variété de graines issues d'espèces présentes sur le territoire (Ravot *et al.*, 2020a; 2020b). Les différences de pentes, de substrats, de formes et de types de berges ont également influencé cette recolonisation par la végétation, tout comme les travaux successifs de talutage réalisés sur les berges. Toutes ces conditions ont ainsi créé un paysage hétérogène et riche dans la vallée qui se reconstruit (Ravot *et al.*, 2021), dont la biodiversité végétale des berges est en évolution rapide (Dézerald *et al.*, 2023). Ce paysage en transition ouvre la voie à de nouvelles perceptions et à des usages inédits (kayak, trail, etc.) du territoire qui commencent à émerger (Gonin *et al.*, 2023).

Sans les barrages, l'écosystème fluvial de la Sélune se restaure progressivement, retrouvant en grande partie sa dynamique originelle. Les berges mettront du temps à se stabiliser, mais des changements majeurs sont déjà observables : le transit sédimentaire se rétablit, les éléments nutritifs et les sédiments fins circulent à nouveau vers l'aval, surtout lors des pluies (Fovet *et al.*, 2023). La disparition de l'anomalie de température à l'aval, liée à l'effacement des barrages (Moulin *et al.*, 2022), va dans le sens d'une meilleure oxygénation de l'eau, favorable à la faune aquatique. La présence croissante d'invertébrés sensibles aux polluants et à l'oxygène dans l'ancienne retenue de Vezins indique une amélioration progressive

de la qualité écologique du milieu et le début du processus de restauration (Dézerald *et al.*, 2023 ; Piscart *et al.*, 2024). Près d'un an après l'effacement du barrage de La-Roche-Qui-Boit, plusieurs signes indiquent le retour des grands migrateurs dans la vallée de la Sélune, notamment l'anguille européenne, la lamproie marine et le saumon atlantique, après plus d'un siècle d'absence (voir dossier de presse¹). En renouant des cycles migratoires entre l'océan et la rivière perdus depuis un siècle, elles contribuent également à la restauration des écosystèmes, via leurs impacts sur la dynamique sédimentaire (Sousa *et al.*, 2012), la régulation d'espèces invasives (Musseau *et al.*, 2015) ou le transport de nutriments marins vers l'amont (Jonsson et Jonsson, 2003). Plusieurs années seront nécessaires pour que la Sélune trouve son nouvel équilibre, et les futures observations du programme scientifique Sélune permettront de mieux comprendre ce processus.

Conclusion

Le programme scientifique Sélune documente les mécanismes de transitions du territoire suite à l'enlèvement des grands barrages, fournissant un retour d'expérience crucial pour la communauté scientifique et les gestionnaires. Il élargit les connaissances sur le fonctionnement et les capacités de résilience des écosystèmes face aux changements environnementaux en cours et à venir, objectivant des scénarii de gestion durable des écosystèmes, en appui aux politiques futures dans le domaine de la restauration de la nature (Lavorel *et al.*, 2020). Ce partage de connaissances favorise également la collaboration interdisciplinaire, en permettant la création d'un consortium réunissant à la fois des experts scientifiques issus de divers domaines et des acteurs impliqués dans la gestion et les politiques publiques. Le retour d'expérience du programme scientifique Sélune, qui va se mettre en place au cours de la dernière phase du programme, pourra contribuer à éclairer des choix futurs (Duarte *et al.*, 2021), en s'appuyant sur d'autres exemples de gestion des ouvrages vieillissants en France et ailleurs. Plus généralement, comprendre les mécanismes de la restauration des écosystèmes est essentiel pour en garantir le succès, surtout dans le contexte législatif actuel (Stoffers *et al.*, 2024). Cela permet aussi de décrire les potentiels et les limites de telles solutions pour une transition vers des territoires plus résilients face aux changements en cours. ■

EN SAVOIR PLUS...

Site web du programme scientifique Sélune : <https://programme-selune.com/>

Blog de l'équipe impliquée dans la thématique dynamique de territoire : <https://selune.hypotheses.org/>

Livret « Quand les rivières reprennent leur cours – Notes sur l'effacement de barrages et de seuils, sur la Sélune et ailleurs »
Les Rencontres-synthèse, OFB :

<https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-rencontres-synthese/quand-rivieres-reprennent-leur-cours-notes-leffacement-barrages-seuils>

Présentations du colloque international sur les effacements de barrages et la restauration de la Sélune (24-26 septembre 2019) :

<https://www.ern.org/fr/colloque-international-selune/>

Vidéo de présentation du programme scientifique Sélune et de ses premiers résultats réalisée par l'AESN (22 juin 2023) :

https://www.youtube.com/watch?v=6k_Szeyi1Gg

1. <https://programme-selune.com/actualites/dossier-de-presse-les-scientifiques-parlent-de-la-restauration-ecologique-de-la-selune>

RÉFÉRENCES

- ARTELIA. (2012). État Initial de l'étude d'impact – *Démantèlement des barrages de Vezins et de La-Roche-Qui-Boit sur la Sélune*. REF 4-53-0954. Avril 2012. 140 p.
- ARTELIA. (2014). Études liées aux procédures du démantèlement des barrages de Vezins et La-Roche-Qui-Boit. REF 4-53-1336. Octobre 2014. 253 p.
- Barraud, R., & Germaine, M. A. (2017). *Démanteler les barrages pour restaurer les cours d'eau. Controverses et représentations*. Versailles: Éditions Quae.
- Basilico, L., Roussel, J. M., Peress, J., Ronot, C., & Fraisse, S. (2021). *Quand les rivières reprennent leur cours. Notes sur l'effacement de barrages et de seuils, sur la Sélune et ailleurs*. OFB Rencontres.
- Bednarek, A. T. (2001). Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management* 27(6), 803–814. <https://doi.org/10.1007/s002670010189>
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., van de Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., Belka, K., Berkhuisen, A., Birnie-Gauvin, K., Bussettini, M., Carolli, M., Consuegra, S., Dopico, E., Feierfeil, T., Fernández, S., ... Zalewski, M. (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588(7838), 436–441. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>
- Bellmore, R. J., Duda, J. J., Craig, L. S., Greene, S. L., Torgersen, C. E., Collins, M. J., & Vittum, K. (2016). Status and trends of dam removal research in the United States. *WIREs Water*, 4(2). <https://doi.org/10.1002/wat2.1164>
- Dézerald, O., Roussel, J. M., Lanoë, E., Beauverger, T., Bazin, A., Rodríguez-Pérez, H., Dufour, S., Bernez, I., & Piscart, C. (2023). Fast but transient recovery of aquatic and terrestrial communities after a large dam removal. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1254462>
- Diessner, N. L., Ashcraft, C. M., Gardner, K. H., & Hamilton, L. C. (2020). I'll be dammed! Public preferences regarding dam removal in New Hampshire. *Elementa*, 8(1). <https://doi.org/10.1525/elementa.003>
- Duarte, G., Segurado, P., Haidvogel, G., Pont, D., Ferreira, M. T., & Branco, P. (2021). Damn those damn dams: Fluvial longitudinal connectivity impairment for European diadromous fish throughout the 20th century. *Science of the Total Environment*, 761(xxxx), 143293. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143293>
- Duda, J. J., Freilich, J. E., & Schreiner, E. G. (2008). Baseline studies in the Elwha River ecosystem prior to dam removal: Introduction to the special issue. *Northwest Science*, 82(Issue SPEC.ISS.), 1–12. Washington State University Press. <https://doi.org/10.3955/0029-344x-82.s.i.1>
- Forget, G., Baglinière, J. L., Marchand, F., Richard, A., Nevoux, M., & Durif, C. (2018). A new method to estimate habitat potential for Atlantic salmon (*Salmo salar*): Predicting the influence of dam removal on the Sélune River (France) as a case study. *ICES Journal of Marine Science*, 75(6), 2172–2181. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy089>
- Fovet, O., Ndom, M., Crave, A., & Pannard, A. (2020). Influence of dams on river water-quality signatures at event and seasonal scales: The Sélune River (France) case study. *River Research and Applications*, 36(7), 1267–1278. <https://doi.org/10.1002/rra.3618>
- Fovet, O., Meric, F., Crave, A., Cador, J. M., & Rollet, A. J. (2023). Early assessment of effects of dam removal on abiotic fluxes of the Sélune River, France. *Frontiers in Environmental Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fevs.2023.1231721>
- Germaine, M. A., & Lespez, L. (2017). The failure of the largest project to dismantle hydroelectric dams in Europe? (Sélune River, France, 2009-2017). *Water Alternatives*, 10(3), 655–676.
- Germaine, M. A., & Lespez, L. (2023). Why does geography matter in big dam removal projects? Lessons from a comparison between the Sélune and Elwha River cases. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1250857>
- Germaine, M. A., & Gonin, A. (2024). Experiencing the landscape: landscape agency in a multifunctional valley after dam removal on the Sélune River, France. *Ecology and Society*, 29(1). <https://doi.org/10.5751/ES-14868-290123>
- Gonin, A., Germaine, M. A., & Kiryenko, N. (2023). The production of territories seen from a materialist perspective: milieus in the politics of territorialization. *Territory, Politics, Governance*. <https://doi.org/10.1080/21622671.2023.2195438>
- Jonsson, B., & Jonsson, N. (2003). Migratory Atlantic salmon as vectors for the transfer of energy and nutrients between freshwater and marine environments. *Freshwater Biology*, 48(1), 21–27. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00964.x>
- Jørgensen, D., & Renöfält, B. M. R. (2013). Damned if you do, dammed if you don't: Debates on dam removal in the Swedish media. *Ecology and Society*, 18(1). <https://doi.org/10.5751/ES-05364-180118>
- Lasne, E., Tremblay, J., Forget, G., Anfray, M., Michelot, A., Deroyer, K., Chaubet, T., & Martignac, F. (2023). *Comportement des géniteurs de saumons et utilisation de l'habitat lors de leur retour en rivière. Rapport final*. 48 p. <https://hal.science/hal-04663988>
- Lavorel, S., Locatelli, B., Colloff, M. J., & Bruley, E. (2020). Co-producing ecosystem services for adapting to climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 375(1794). <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0119>
- Lespez, L., Beauchamp, A., Drapier, L., Germaine, M.-A., & Thomas, O. (2024). La restauration écologique de la vallée de la Sélune au prisme de la géohistoire. Philippe Valette, Cristian Micu, Laurent Carozza, Albane Burens-Carozza. Géohistoire des zones humides. Trajectoires d'artificialisation et de conservation, Collection paysage et environnement, Presses Universitaires du Midi, pp.53-84.
- Lizé, A., Teichert, N., Roussel, J. M., Acou, A., Feunteun, E., & Carpentier, A. (2023). Isotopic niches of diadromous fishes inform on interspecific competition in an obstructed catchment. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1242452>
- McCaffery, R., Duda, J., Soissons, L., & Roussel, J. M. (2024). Editorial: Large-scale dam removal and ecosystem restoration. *Frontiers in Environmental Science*, 11.
- Moulin, N., Gresselin, F., Dardaillon, B., & Thomas, Z. (2022). River temperature analysis with a new way of using Independent Component Analysis. *Frontiers in Earth Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/feart.2022.1033673>
- Musseau, C., Boulenger, C., Crivelli, A. J., Lebel, I., Pascal, M., Boulêtreau, S., & Santoul, F. (2015). Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology*, 60(4), 636–645. <https://doi.org/10.1111/fwb.12510>

RÉFÉRENCES (SUITE)

- Piscart, C., Pannard, A., Pellan, L., Gorzerino, C., Coudreuse, J., Barloy, D., Bouger, G., & Petton, C. (2018). *Effets des arasements sur les communautés animales et végétales de la Sélune - Rapport final du projet Biomonitoring*. 60 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03378503v1>
- Piscart, C., Dézerald, O., Pellan, L., le Bris, N., Rodríguez-Pérez, H., Beauverger, T., Huteau, D., & Roussel, J. M. (2024). Persistent disconnect between flow restoration and restoration of river ecosystem functions after the removal of a large dam on the Sélune River. *Frontiers in Environmental Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1250810>
- Ravot, C., Laslier, M., Hubert-Moy, L., Dufour, S., le Coeur, D., & Bernez, I. (2020a). Large dam removal and early spontaneous riparian vegetation recruitment on alluvium in a former reservoir: Lessons learned from the pre-removal phase of the Sélune River project (France). *River Research and Applications*, 36(6), 894–906. <https://doi.org/10.1002/rra.3535>
- Ravot, C., Laslier, M., Hubert-Moy, L., Dufour, S., Coeur, L. E., & Bernez, I. (2020b). Apports d'une observation précoce de la végétation spontanée pionnière pour la renaturation des rives de la rivière Sélune. *Sciences Eaux & Territoires*, (Articles hors-série 2020), 1–9. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.HS.02>
- Ravot, C., le Coeur, D., Dufour, S., & Bernez, I. (2021). Biodiversité végétale précoce de cinq affluents de la Sélune dans la vallée renaturée de Vezin (Normandie). *Naturae*, 26. <https://doi.org/10.5852/naturae2021a26>
- Roussel, J. M., Fraisse, S., Dézerald, O., Fovet, O., Pannard, A., Rodriguez-Perez, H., Crave, A., Gorzerino, C., Poupelin, M., Forget, G., Huteau, D., Thomas, A., Chevê, M., Soissons, L., & Piscart, C. (2024). Effects of large dams on the aquatic food web along a coastal stream with high sediment loads. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1250892>
- Sousa, R., Araújo, M. J., & Antunes, C. (2012). Habitat modifications by sea lampreys (*Petromyzon marinus*) during the spawning season: Effects on sediments. *Journal of Applied Ichthyology*, 28(5), 766–771. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2012.02025.x>
- Stoffers, T., Altermatt, F., Baldan, D., Bilous, O., Borgwardt, F., Buijse, A. D., Bondar-Kunze, E., Cid, N., Erős, T., Ferreira, M. T., Funk, A., Haidvogel, G., Hohensinner, S., Kowal, J., Nagelkerke, L. A. J., Neuburg, J., Peller, T., Schmutz, S., Singer, G. A., ... & Hein, T. (2024). Reviving Europe's rivers: Seven challenges in the implementation of the Nature Restoration Law to restore free-flowing rivers. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 11(3). <https://doi.org/10.1002/wat2.1717>
- Teichert, N., Lizé, A., Tabouret, H., Gérard, C., Bareille, G., Acou, A., Carpentier, A., Trancart, T., Virag, L. S., Robin, E., Druet, M., Prod'Homme, J., & Feunteun, E. (2022). A multi-approach study to reveal eel life-history traits in an obstructed catchment before dam removal. *Hydrobiologia*, 849(8), 1885–1903. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04833-9>
- Thomas, O., & Germaine, M.-A. (2018). La restauration de la continuité écologique des cours d'eau et la pêche de loisir : héritages, changements et enjeux. *Norois*, 249, 43–60. <https://doi.org/10.4000/norois.7159>

Sciences Eaux & Territoires
est une revue de transfert éditée par INRAE

**Son objectif est de proposer une information claire et lisible
de haute qualité scientifique et technique**
qui permette de nourrir le processus de l'action et/ou de la décision
des différents intervenants publics et privés
dans le domaine du développement rural et de l'environnement.

La revue développe un lien entre la recherche et l'action.
Elle est envisagée comme un outil d'aide à la décision
et à l'accompagnement de l'action sur le terrain, en diffusant une information structurée
sur des méthodologies d'action, des synthèses sur les innovations techniques ou
technologiques et les dernières avancées de la recherche finalisée dans une optique
interdisciplinaire, dans les domaines couverts par INRAE et ses partenaires.

Le lectorat de la revue
Le lectorat visé est un public d'ingénieurs, de gestionnaires et de cadres des services
techniques des collectivités territoriales, des services déconcentrés de l'État,
des instituts techniques, des établissements d'enseignement technique et supérieur,
et des entreprises intervenant à leurs côtés.

De manière plus générale, cette revue s'adresse à tous les acteurs et
praticiens intervenant sur la gestion des espaces ruraux et périurbains,
qu'ils soient publics ou privés.

revue-set.fr

Télécharger librement les articles
sur le site de la revue Sciences Eaux & Territoires



Numéro 47, année 2025
N°ISSN : 2109-3016

Directeur de la publication : Philippe Mauguin
Coordination scientifique du numéro : Jean-Marc Roussel (INRAE, pôle MIAME) et Laurent Beaulaton (OFB, pôle MIAME).
Comité éditorial : Jacques Baudry, Nathalie Bertrand, Stéphanie Gaucherand, Véronique Gouy, Alain Hénaut, Ghislain Huyghe, Emmanuelle Jannès-Ober, Delphine Mézière, Sébastien Michel, Thierry Mougey, Gaëlle Tallec et Caty Wery.
Coordination éditoriale : Sabine Arbeille
Secrétariat de rédaction, mise en page et suivi d'édition : Valérie Pagneux
Infographie : Françoise Peyriguer
Contact édition et administration :
INRAE-DipSO – 1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030 – 92761 Antony Cedex
Tél. : 01 40 96 61 21 – E-mail : set-revue@inrae.fr
Numéro paritaire : 0511 B 07860 – Dépôt légal : à parution
Impression : Dupli-Print Mayenne
Illustrations de couverture : © Yannick Gouguenheim/Image & rivière – © Stéphane Glise (INRAE)
Illustrations du sommaire : © Rostislav (Adobe Stock) ; © Cindy Creighton (Adobe Stock) ; © Jean-Maxence Ditché (OFB)
Tous les articles édités par la revue Sciences Eaux & Territoires sont publiés sous l'entière responsabilité de leurs auteurs.

