Etude ADRAF :
Analyse des Données de
Dix années de Repeuplement Anguille en France

Serranito Bruno[1], Le Peru Yann[2] et Feunteun Eric[1,3]

1. MNHN, UMR BOREA, Dinard
2. Fish-Pass, Rennes
3. EPHE-CGEL, Dinard

Avant-propos

Le projet ADRAF (Analyse des Données de Repeuplement Anguille en France) a été mené à la sollicitation de l'Association pour le Repeuplement de l'Anguille en France (ARA France), Maître d'Ouvrage et commanditaire de cette étude.

L'Association pour le Repeuplement de l'Anguille en France (ARA France), créée en 2010, sous le régime de la loi 1901, à l'initiative des pêcheurs professionnels de civelles et d'anguilles français, participe au financement des actions, assure la coordination du programme national et veille au respect du cahier des charges des programmes de repeuplement anguille. Elle constitue un relais entre les acteurs, réalise la synthèse annuelle des actions de repeuplement en France et propose des évolutions et adaptations du programme. En tant que partenaire technique de tous les projets de repeuplement en France depuis 2011, l'association s'implique également au niveau local lors de la réalisation des actions.

Cette analyse est issue d'un travail collaboratif de plusieurs structures dont nous remercions les membres pour leurs participations et notamment :

- Association ARA France : Déborah Gornet
- Muséum National d'Histoire Naturelle (station marine de Dinard) : Bruno Serranito et Eric Feunteun
- Bureau d'études FISH-PASS : Yann Le Peru, Jean Marie Caraguel et Laura Béon

Sommaire

Avant-propos 2
Sommaire 3
1 Contexte 4
2 Revue bibliographique 5
2.1 Évaluer l'efficacité des programmes de repeuplement 5
2.2 Survie et croissance des anguilles repeuplées 5
2.3 Soutien au stock 7
2.4 Apport de connaissance dans le cadre de l'étude 8
3 Suivi du repeuplement 9
3.1 Principes méthodologiques, un peu de théorie 9
4 Présentation sommaire des projets 10
4.1 Cartographie et principales caractéristiques environnementales des projets. 10
4.2 Quantités déversées 13
5 Matériel et méthodes 13
5.1 Les paramètres analysés 13
5.2 Les variables environnementales 16
5.3 Modèles linéaires 16
5.4 Comparaison des projets 17
6 Résultats 18
6.1 Analyse des densités totales 18
6.2 Analyse des taux de croissance 21
6.3 Analyse des taux de recapture 27
6.4 Analyse des densités associées au repeuplement 34
8 Discussion 36
8 - Figures supplémentaires associées à l'analyse 39
9 ANNEXES : Focus sur les résultats spécifiques à certains projets 50
9.1 Comportement de dispersion et de colonisation des bassins versants par les anguilles repeuplées 50
9.1.1 Colonisation des lacs Landais : Exemple du projet CAZAUX 2018 50
9.1.2 Colonisation des grands corridors fluviaux : Exemple du projet LOIRE AVAL 2021 51
9.1.3 Colonisation des petits cours d'eau salmonicoles : Exemple du projet LYS 2016 53
9.1.4 Colonisation des petits affluents : Exemple des projets ORNE 2018 et AA 2019 54
9.2 Recapture d'anguilles marquées au-delà des 3 ans de suivi 55
9.2.1 Recapture d'anguilles marquées jusqu'à + 6 ans pour les projets ERDRE 55
9.2.2 Recapture d'anguilles marquées jusqu'à + 9 ans pour le projet CREUSE 2013 56
9.3 Taux de croissance et détermination des cohortes cible 57
9.3.1 Croissance lente : Exemple des projets LYS 2016 et SEVRE NANTAISE 2018 57
9.3.2 Croissance forte : Exemple des projets ERDRE 2016 et ORNE 2018 58
9.3.3 Variabilité importante de distribution des tailles : Exemple des projets CREUSE 2013 ET BRETAGNE 2021 58
Bibliographie 60

1 Contexte

Pour faire face au déclin de l'anguille européenne, l'Europe a décidé de mettre en place un plan de gestion européen pour l'anguille, dont l'objectif est de permettre l'échappement d'au moins 40% des anguilles argentées (les anguilles candidates à la reproduction). Ces anguilles argentées débutent leur migration de reproduction à l'issue de leur croissance dans les habitats sous juridiction des états membres comprenant, les zones côtières, les zones de transition tels les estuaires et les lagunes, ainsi que les habitats aquatiques continentaux tels les cours d'eau, lacs, marais et étangs. À cet objectif de quantité s'ajoute un objectif de qualité qui vise la production d'anguilles dans un état de santé (dont le niveau de contamination) permettant la migration transocéanique et la reproduction.

Le plan de gestion 'anguille de la France' a été promulgué en 2011. Il comprend de nombreux volets tels que la diminution de l'effort de pêche, le repeuplement, la restauration de la continuité écologique entre la mer et les habitats aquatiques continentaux, la restauration des habitats et la qualité des cours d'eau.

Le présent rapport présente une analyse de l'intérêt du programme français de repeuplement en anguilles sur la période 2011-2021. L'analyse porte sur les données de repeuplement concernant 48 opérations de repeuplement, ayant permis la translocation de 29 tonnes de civelles dans des zones plus ou moins dépeuplées en anguilles. Elle s'appuie sur les suivis des populations d'anguilles réalisées suivant le protocole défini par l'OFB-MNHN, 6 mois, 12 mois et 36 mois après la translocation. Ces données ont été analysées pour estimer la proportion des anguilles provenant du repeuplement (notamment grâce à la recherche de marques d'alizarine dans l'otolithe) et la croissance des anguilles. Depuis 2011, 14 tonnes de civelles ont été marquées à l'alizarine dans le cadre des projets de repeuplement Français.

A partir de ces données, des modèles empiriques ont été développés, pour analyser les liens entre paramètres environnementaux (distance à la mer, caractéristiques des habitats, densité de la population d'anguilles en place) et la proportion d'anguilles jaunes issues du marquage, ainsi que leur croissance.

2 Revue bibliographique

2.1 Évaluer l'efficacité des programmes de repeuplement

Des repeuplements en anguilles ont eu lieu depuis le XIX^{ème} siècle dans plusieurs pays d'Europe. La bibliographie est riche sur ces opérations, mais ces programmes et l'évaluation de leur efficacité n'est pas toujours abordée du point de vue de la conservation de l'espèce. En effet, de nombreux programmes de repeuplement ont historiquement eu lieu dans le but de soutenir une activité halieutique et leurs résultats sont attendus en termes de rendement économique pour la filière. L'efficacité des programmes de repeuplement plus récents dont l'objectif est de participer à la reconstitution des stocks semblent présenter des résultats contrastés, avec des réussites localement mais des questions qui demeurent dans d'autres contextes sur la survie, la croissance et la participation réelle des anguilles repeuplées pour le renouvellement du stock de géniteurs.

G. Cowx (1999) avait mis en avant que de nombreux programmes de repeuplement d'espèces piscicoles sont réalisés sans réelle définition d'objectifs ou d'évaluation de l'efficacité. Il préconisait également une approche stratégique des repeuplements pour maximiser les gains écologiques, en portant une attention notamment à l'origine des poissons, les densités repeuplées, l'âge et la taille des individus et les méthodes de repeuplements. A ce sujet, un guide britannique pour le développement des bonnes pratiques dans le cadre des repeuplements en anguille a par exemple été publié par Marine and Fisheries Agency (CEFAS ; 2009) afin d'appuyer la prise de décision matière de repeuplement pour améliorer leur efficacité. Ce guide dressait déjà un état des lieux des revues scientifiques disponibles sur l'efficacité des repeuplements en civelles et constatait que la plupart des informations dans la littérature provenaient de milieux plutôt lacustres et de modèles d'entrées-sorties empiriques, c'est-à-dire où les stratégies et les taux de repeuplement sont comparés aux retours de prises grâce à la présence de pêcheries.

2.2 Survie et croissance des anguilles repeuplées

Plusieurs études s'accordent pour conclure que dans leurs nouveaux environnements d'eau douce, les jeunes anguilles repeuplées peuvent survivre, grandir, se développer et devenir des anguilles argentées qui affichent un comportement de migration vers la mer, similaire à celui des anguilles sauvages (Shiao et al., 2006 ; Ovidio et al., 2015 ; Kullmann et Thiel, 2018 ; Matondo et al., 2019). Des évaluations post-repeuplement d'anguillettes ont cependant permis d'observer des disparitions importantes d'anguilles repeuplées jusqu'à 4 ans après l'opération (Pedersen, 2009). Les hypothèses avancées pour expliquer les faibles taux de recaptures sont la mortalité naturelle, la dispersion des poissons et des conditions de température et d'habitat peu favorables pour les anguilles repeuplées dans les deux bassins étudiés. L'effet comparatif de la survie et de la croissance sur des anguilles a aussi été étudié dès 1991 dans la

rivière Giber au Danemark (Bisgaard & Petersen, 1991) par Capture-Marquage- Recapture. Les résultats montraient un taux de survie plus important des anguilles naturellement présentes dans le cours d'eau comparativement aux anguilles issues de ferme de grossissement. Le taux de croissance restait en revanche comparable entre les deux populations et conforme aux ordres de grandeur attendus. Les anguilles repeuplées provenaient de ferme de grossissement et n'ont pas été déversées au stade civelle. Des études comparatives (Simon, 2014) suggèrent que le repeuplement dans des lacs isolés de jeunes anguilles issues de fermes de grossissement ne présente aucun avantage en termes de croissance et de survie par rapport au repeuplement de civelles.

En Belgique, un bilan complet de l'anguille européenne après 8 ans de repeuplement dans une rivière de montagne (Nzau Matondo et al., 2022) a permis de constater que les anguilles repeuplées présentaient de bonnes performances de croissance ; de plus, les stocks étaient dominés par les femelles, présentaient un bon facteur de condition de Fulton (K) et de bonnes réserves de lipides, et avaient une probabilité de survie en mer élevée. Cette étude souligne le rôle potentiel joué par les écosystèmes aquatiques des hautes terres dans l'amélioration de la production fluviale d'anguilles argentées et précise que pour réussir, le repeuplement doit s'accompagner d'une amélioration de la qualité des écosystèmes et des voies de migration des anguilles dans les eaux douces intérieures.

Dans le cadre du plan de Gestion Français de l'Anguille, une analyse menée sur les 3 premières années de repeuplement Français (2011/2013) par un groupement d'experts (Rigaud, et al., 2015 ; Josset, 2015) constatait une variabilité dans la survie apparente des civelles, la proportion d'anguilles déjà présentes sur le site de déversement, la densité initiale et la qualité des civelles déversées expliquant partiellement ces différences. Cette expertise soulignait en premier lieu la nécessité d'une bonne maîtrise des actions entre capture et déversement (qualité des individus et bon taux de survie) et d'une réflexion importante quant au choix des sites de déversement. La survie des individus déversés et donc l'efficacité des transferts semblant liées à la qualité des civelles déversées, le comité recommandait l'optimisation de la pêche (période de prélèvements et méthodes de pêche) et du stockage des civelles (durée et condition de stockage) en vue notamment de diminuer l'occurrence des lésions. La maîtrise des protocoles standardisés entre la capture et le déversement ainsi que les méthodes de pêche ont évolué positivement de façon notable depuis les premiers projets réalisés en 2011 mais aucun nouveau bilan n'a été réalisé depuis sur le repeuplement Français. Par ailleurs, le projet ACOR (Apport de Connaissance aux Opérations de Repeuplement en anguilles) a, entre autres, étudié l'impact du repeuplement sur la survie et la croissance des civelles jusqu'au stade anguillette, soit pendant environ trois mois, dans l'Oir, affluent de la Sélune (Delage et al., 2019). L'analyse des différentes expérimentations comparatives menées par Capture-Marquage-Recapture de civelles issues de recrutement naturel et de pêche commerciale suggère que la survie des civelles de repeuplement est réduite par rapport aux civelles ayant été recrutées de manière naturelle. Cependant, la méthode de déversement des civelles analysées différait selon leur origine. Les civelles des différentes origines ne montrent en revanche aucune différence en termes de dispersion. Enfin la croissance a été trop faible pour mettre en évidence de quelconques différences.

2.3 Soutien au stock

En 2016, Dekker & Beaulaton (2016) s'intéressent à l'historique des repeuplements en Europe, pratiqué depuis le XIX^{ème} siècle. L'évolution historique est analysée et les réalisations sont comparées aux objectifs. L'analyse indique que le repeuplement a probablement ajouté une quantité relativement faible à la production naturelle, même si le repeuplement a été un succès dans certaines régions, il n'a en effet pas modifié de façon marquée les tendances générales ni interrompu le déclin des stocks et des pêches. Des repeuplements ont débuté dès 1959 en Irlande, notamment pour compenser l'impact des barrages hydroélectriques et pour soutenir la pêche. Une analyse des années 1980 de l'évolution des stocks et des captures (Moriarty, 1982) aboutit à la conclusion que le transport des civelles permet de multiplier par 10 les rendements. Notamment dans le Shannon, le transport des civelles à un rythme connu pour donner d'excellents résultats a été mené pendant 16 ans et les prises ont doublé au cours de cette période, mais semblent être bien en deçà de leur valeur potentielle. En Autriche, des repeuplements d'anguilles ont aussi eu lieu pendant 34 ans entre 1954 et 1987 dans des lacs Alpins ou l'anguille n'a jamais été présente, afin de favoriser une activité de pêche. L'analyse de ces opérations (Essl et al., 2014) indique que 25 ans plus tard, 56% (N=22) des lacs montraient encore la présence d'anguilles, dont la taille moyenne atteignait 66 cm. Un pic de recapture a eu lieu dans les années 80 mais globalement les captures sont restées trop faibles pour le développement d'une activité de pêche rentable.

Une analyse bibliographique (Dekker, 2004) indique que le repeuplement en civelles dans des plans d'eau en particulier, a un effet positif sur la qualité de l'eau et sur le rendement quelques années plus tard. Cela a été démontré par des études expérimentales et dans des études d'évaluation de programmes de repeuplement à grande échelle en Pologne. On ne sait pas en revanche si les repeuplements contribuent réellement au stock de géniteurs. Toujours en plan d'eau, l'analyse des résultats de 2 opérations de repeuplement effectuées en 1980 sur 2 lacs Suèdois presque exempts d'anguilles (Wickström et al. 1996) a permis la recapture de 5 900 anguilles principalement sous forme d'anguilles argentées en migration jusqu'en 1994, soit environ 2 600 kg. Les résultats sont contrastés entre les deux lacs, avec des taux de recapture de 1,7% et 11%. Plusieurs paramètres sont discutés pour expliquer ces différences de rendement (productivité du lac, taux de croissance, sex ratio…).

Le succès et les limites des repeuplements en anguilles est aussi récemment proposée dans le cadre d'un article sur la situation préoccupante des poissons migrateurs (Podda et al., 2021). L'analyse bibliographique affirme que le repeuplement permet de soutenir efficacement la production locale d'anguilles (Wickström et al., 1996; Psuty et Draganik, 2008). En outre, parmi les mesures de conservation conçues pour les eaux intérieures éloignées de la mer, le repeuplement est la seule solution qui améliore les stocks locaux (Simon et al., 2014 ; Ovidio et al., 2015 ; Matondo et al, 2019).

En termes de production d'anguilles argentées issues de repeuplement de civelles, une étude menée sur

l'Elbe, grand fleuve de plaine Allemand, a utilisé diverses approches méthodiques (Brämick et al., 2016) pour étudier la dévalaison annuelle d'anguilles argentées majoritairement issues des repeuplements (très faible recrutement naturel). Les modèles et les études de Capture-Marquage- Recapture ont permis d'estimer des échappements importants d'anguilles argentées et concluent que les cibles d'échappement en anguille argentées établies dans le Plan de Gestion Anguille n'auraient pu être atteintes sans les opérations de repeuplement effectués dans le bassin.

Néanmoins, il reste encore à démontrer si le repeuplement est une mesure efficace pour restaurer les stocks d'anguilles et pour produire de nouveaux individus matures qui pourraient contribuer aux stocks de reproducteurs successifs (Prigge et al., 2013). Une étude d'anguilles argentées repeuplées au stade civelles dans un ruisseau et un lac conduisant à la mer Baltique (Westin, 2003) a par exemple suggéré que les anguilles repeuplées n'ont pas eu l'occasion d'imprimer les repères directionnels nécessaires à la migration ; c'est-à-dire qu'elles n'ont pas été capables de reconnaître le cours d'eau de sortie comme point de départ de la migration et n'ont pas eu le mécanisme d'orientation nécessaire pour localiser la sortie vers la mer Baltique. Il est conclu que les anguilles repeuplées ne contribuent pas à la reproduction et donc au recrutement ultérieur de civelles. Cependant, la translocation des civelles (plusieurs centaines voire milliers de kilomètres) depuis leurs estuaires d'origine a aussi pu impacter ces mécanismes d'imprégnation.

Une étude de mesure de l'efficacité des repeuplements et de sa viabilité a aussi été menée dans le Sud de la France (Desprez et al. 2013). Les paramètres démographiques d'une population d'anguilles françaises repeuplées ont été étudiés à l'aide d'un modèle de Marquage-Capture-Recapture multi-états. Il a été constaté que le stade auquel les anguilles étaient repeuplées n'influait pas sur leur survie future et que le nombre maximal d'anguilles argentées était rapidement atteint, après trois ans de repeuplements successifs. Cette étude conclut que les expériences de repeuplement dans la région méditerranéenne sont efficaces pour la production rapide de géniteurs.

2.4 Apport de connaissance dans le cadre de l'étude

La synthèse bibliographique (non exhaustive) de l'évaluation des programmes de repeuplement en anguille montre des résultats contrastés et parfois incomplets. Ces programmes sont souvent menés à partir de civelles provenant d'estuaires situés à plusieurs centaines voire plusieurs milliers de km, après des procédures lourdes de pêches/stabulation/transport à travers l'Europe et aussi souvent à partir d'anguillettes issues de fermes de grossissement.

L'objectif de la présente étude est de se concentrer sur les repeuplements Français mis en place depuis 2011. Ces repeuplements sont effectués à partir de civelles pêchées dans la même Unité de Gestion Anguilles (cohérence hydrologique), en respectant des protocoles standardisés depuis la pêche jusqu'au déversement permettant de réduire au maximum les mortalités et le stress résultant des différentes manipulations. De plus, le choix du site, la période et les densités déversées sont étudiés et validés pour

chaque opération en se référant au protocole MNHN-OFB, afin de maximiser les gains écologiques attendus. Enfin les suivis à 6 mois, 1 an et 3 ans sont conduits en respectant un protocole standardisé permettant d'analyser les résultats sur une période de 10 années de repeuplement entre 2011 et 2021.

Ces éléments de contexte propres aux programmes de repeuplement Français n'ont pas fait l'objet d'analyse globale ces dernières années, ainsi la présente étude a pour objectif de combler certaines lacunes dans les données et les analyses disponibles pour l'évaluation de l'efficacité de ces programmes de repeuplement en anguille.

3 Suivi du repeuplement

3.1 Principes méthodologiques, un peu de théorie

Le plan de gestion de l'anguille français a été mis en œuvre en 2011. Il impose que 60% des captures de civelles soient réservées au repeuplement en Europe. Depuis lors, 5 à 10 % du quota de pêche réservée au repeuplement est destinée au programme de repeuplement français.

Ce volet du plan de gestion vise à reconstituer des stocks d'anguilles dans des zones amont des cours d'eau favorables pour l'espèce, d'où les densités anciennement importantes ont décliné faute de connectivité et/ou de recrutement suffisant. Les habitats éligibles au repeuplement sont définis par les COGEPOMI suivant des critères établis par un rapport méthodologique produit conjointement par le MNHN et l'OFB. Les transferts se font obligatoirement à partir de civelles pêchées au sein d'une UGA (unité de gestion des anguilles). En déplaçant les civelles de l'estuaire vers l'amont d'un cours d'eau, on minimise l'énergie liée au déplacement et les risques de prédation et de mortalité au niveau des obstacles physiques (barrages et autres ouvrages) et chimiques (bouchons vaseux estuariens, zones urbaines polluées, …). Les civelles accèdent ainsi directement à des habitats de bonne qualité, où la plus faible densité en anguilles limite la compétition intraspécifique et les processus densité-dépendants qui en découlent. Ainsi, l'hypothèse est que pour des conditions environnementales constantes, la croissance et la survie sont supérieurs dans les zones de faible densité du cours moyen des grandes rivières que dans les habitats de forte densité de l'aval. Il faut souligner que les conditions environnementales sont souvent plus favorables à l'aval des cours d'eau et en estuaire que dans l'amont des cours d'eau (Feunteun et al. 2003, Daverat et al. 2012). Ainsi, l'effet densité et des conditions environnementales peuvent compliquer ce schéma théorique. Cependant, il est à noter que les sites sélectionnés pour les projets n'ont pas toujours été localisés selon ces préconisations de translocation vers l'amont des bassins versants.

La Figure 1 résume les principes énoncés ci-dessus. Les civelles arrivant du plateau continental à l'issue de leur migration océanique auront deux avenirs possibles : soit elles poursuivent naturellement leur route vers l'amont de l'estuaire puis dans les cours d'eau ; soit elles sont pêchées puis transférées vers l'amont lors d'une opération de repeuplement. L'opération de repeuplement est réputée efficace si la

biomasse féconde, celle des anguilles argentées, issues du repeuplement est supérieure par rapport à un recrutement naturel.

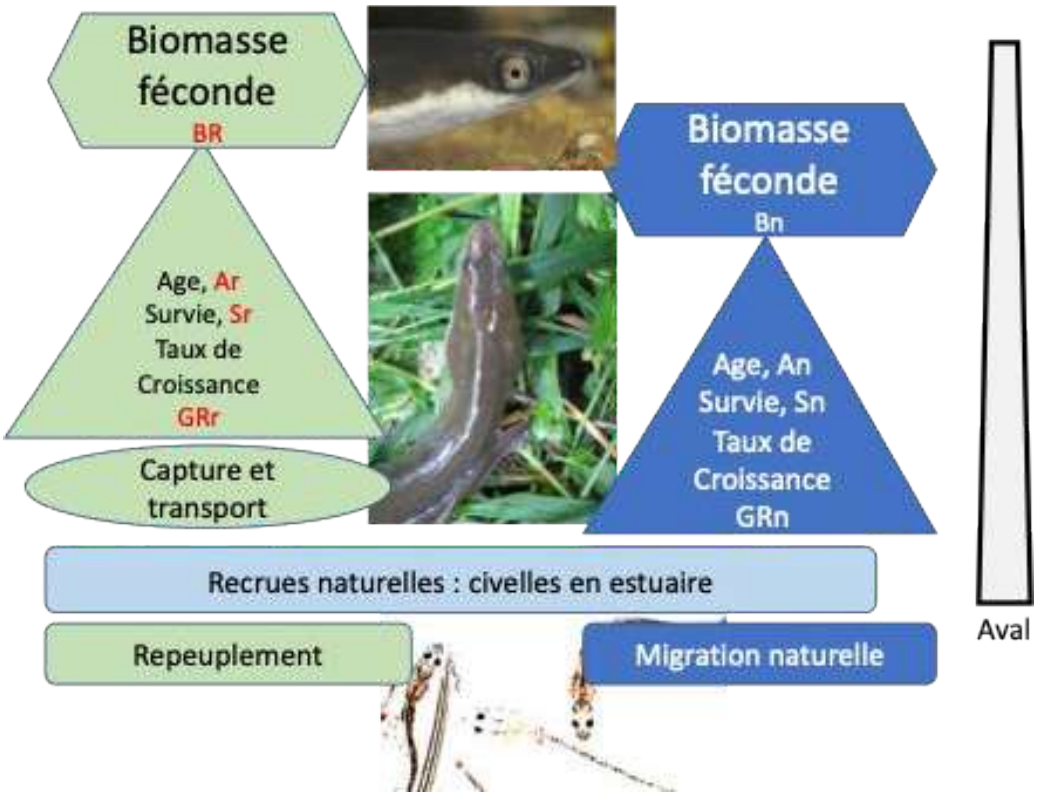


Figure 1 : Schéma théorique présentant l'histoire de vie des civelles repeuplées (en vert à gauche) par rapport à celles ayant colonisé le bassin versant par leurs propres moyens (en bleu à droite). L'hypothèse est que le repeuplement est efficace s'il permet d'augmenter la production de géniteurs par rapport à une progression libre vers l'amont à partir de l'estuaire (Br>Bn). Ce gain de production s'expliquant par une survie et un taux de croissance supérieurs pour les anguilles repeuplées (Sr>Sn ; Grr>Grn) et un âge à l'argenture inférieur pour les anguilles issues du repeuplement (Ar<An).

Chaque année l'appel à projet, émanant du Ministère de la Transition Ecologique, permet aux pétitionnaires de proposer une ou plusieurs opérations de repeuplement. Le budget alloué au repeuplement s'établit à 2 millions d'euros par an. Chaque projet doit réserver une partie de son budget à une analyse sanitaire (absence de virus evex en particulier) et à des opérations de suivi de la population 6 mois, 12 mois et 36 mois après l'opération de repeuplement. Tout ou partie (au minimum 30 %) des civelles déversées sont marquées à l'alizarine S (Caraguel et al., 2014). Lors des opérations de suivi, les marques d'alizarine sont recherchées dans les otolithes d'un échantillon d'anguilles prélevées (maximum 50) et sacrifiées à cet effet. L'information obtenue permet d'estimer le taux de croissance.

4 Présentation sommaire des projets

4.1 Cartographie et principales caractéristiques environnementales des projets.

Au total, 70 opérations de repeuplement ont été réalisées entre 2011 et 2021. Elles sont réparties dans tout l'ouest de la France et dans toutes les UGA (Figure 2). En fonction des UGA, entre 3 (Seine

Normandie) et 25 opérations (Loire Côtiers Vendéens, Sèvre) ont été réalisées (Tableau 1). Les opérations sont réalisées à des distances comprises entre 7 et 263 km de la mer. Les distances les plus importantes sont réalisées sur la Loire (263 km) et la Vilaine (UGA Bretagne) à 131 km de la mer. Le nombre d'obstacles à l'aval est compris entre 1 et 75 ; leur hauteur cumulée est comprise entre 0 et 87 m.

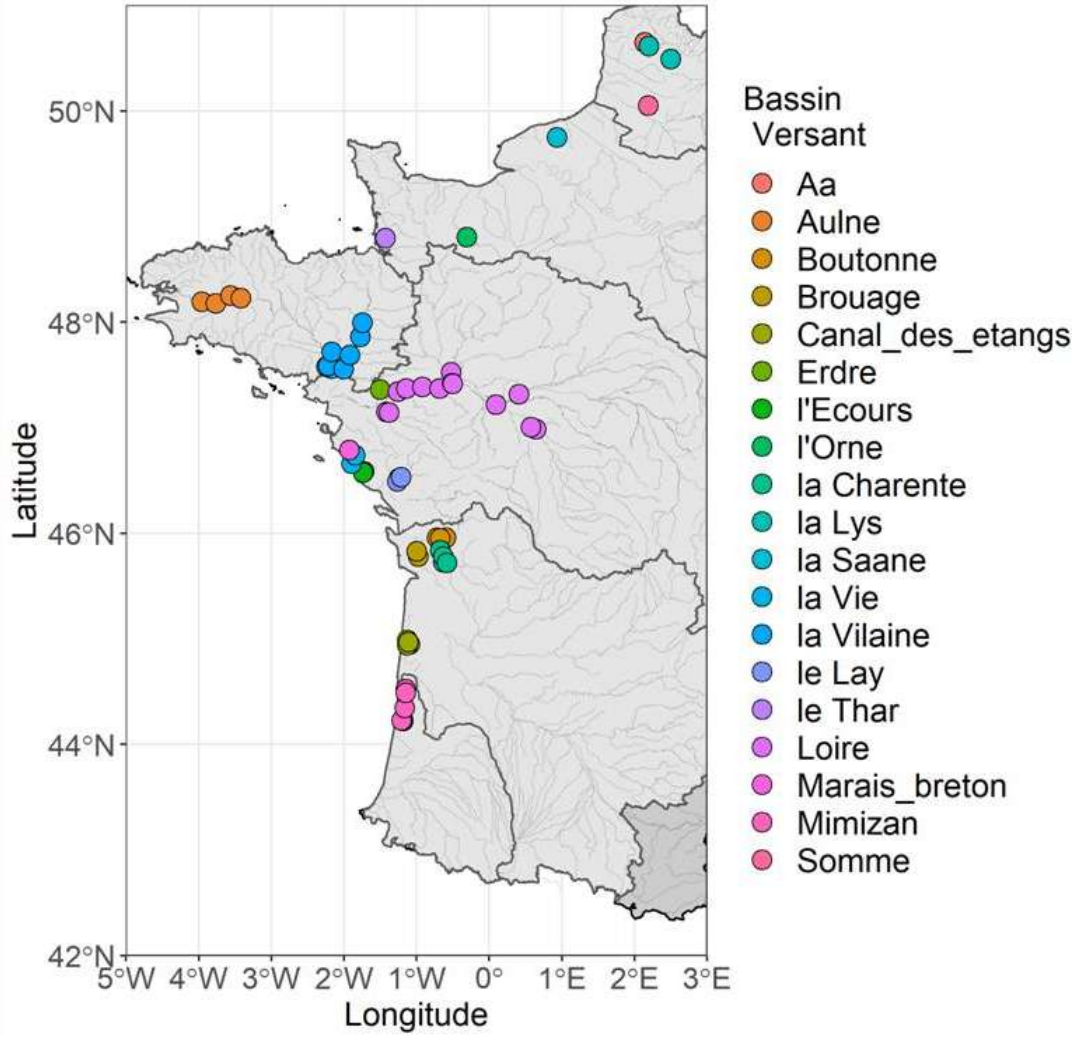


Figure 2 : Localisation des 72 opérations des translocations de civelles réalisées entre 2011 et 2021 dans le cadre du volet repeuplement du programme national de gestion des anguilles coordonné par le MTES. Les couleurs des points représentent les cours d'eau concernés. Les cours d'eau sont représentés par des traits gris fins. La limite des Unités de Gestion Anguilles (UGA) sont représentées par un trait noir épais

Tableau 1 : Caractéristiques associées aux opérations de repeuplement, pour chacune des UGA

		Distance de l'embouchure (km)			Hauteur cumulée d'obstacles (m)			Nb d'obstacles depuis l'aval		
UGA	**n**	**Max**	**Min**	**Mean**	**Max**	**Min**	**Mean**	**Max**	**Min**	**Mean**
Art_Pic	4	239,2	54	144,1 ± 99	86,6	3,7	28,5 ± 39	75	7	29,8 ± 31
Sei_Norm	3	91,1	17,1	43.8 ± 41,1	30,6	6,6	18,2 ± 12	37	7	22 ± 15
Bret	12	131,5	19,6	70,2 ± 38,1	65,9	2,1	19,7 ±24,8	34	1	10,8 ± 12,8
L_Vend_Sev	25	263,4	6,8	95,9 ± 6,82	8	0	1,3 ± 1,9	18	1	5,7 ± 4,5
Ga_Do_Cha	16	84,6	18,2	45 ± 21,4	1,3	0	0,6 ± 0,6	16	4	9,5 ± 4,5
Adour	12	48,8	10,5	21,6 ± 15,5	12,9	6,7	8,8 ± 2,9	9	4	5,7 ± 2,2
Total	72									

4.2 Quantités déversées

L'ensemble des opérations a permis le déversement d'environ 28 tonnes de civelles depuis 2011 (Figure 3). Le poids moyen des civelles d'anguilles européennes s'établit à environ 0,3 g, ce qui représente environ 88 millions d'individus. Les quantités de civelles déversées sont comprises entre moins de 500 kg en 2011 (la première année du programme) et près de 6 tonnes en 2014.

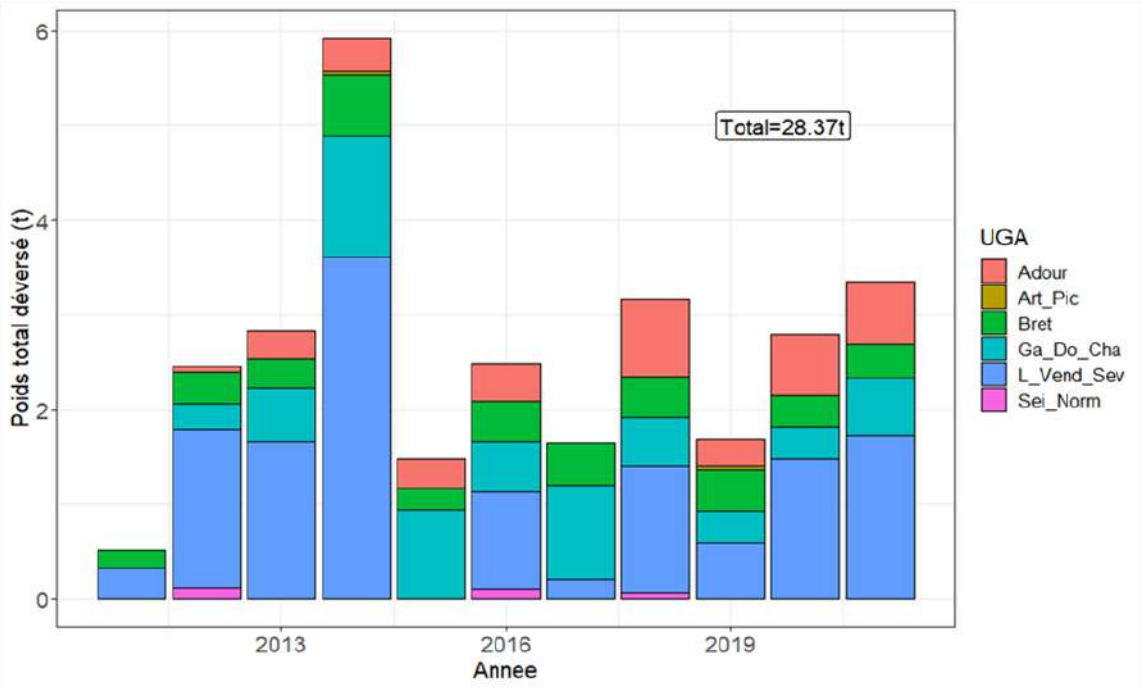


Figure 3 : Quantités de civelles déversées lors des projets de repeuplement au cours de la période 2011-2021 au sein des différentes UGA

5 Matériel et méthodes

5.1 Les paramètres analysés

Les pêches scientifiques ont été réalisées suivant les protocoles proposés par l'appel à projet, soit en pêche électrique soit à l'aide de verveux. Ces pêches visent à établir les paramètres suivants :

- **Les densités totales en anguilles.** Ce paramètre a été estimé à partir des abondances totales obtenues en pêche électrique par échantillonnage ponctuel d'abondance (EPA) qui fournit une capture par unité d'effort (nombre d'anguilles par EPA). L'estimation des densités (Ind./100m²) a été réalisée en utilisant la formule proposée par (Belliard et al., 2012) :

$$N = 100 * (n/(Nepa/12.5))$$

avec n : nombre d'individus pêchés, $Nepa$: nombre d'EPA effectués

Il est à noter que cette métrique représente une indication de l'abondance et non une réelle densité. En effet, la probabilité de capture dépend grandement de la profondeur, du courant et de la nature de l'habitat au sur chaque point de pêche et sur chaque station (Laffaille et al. 2005).

L'étude de la variabilité des densités totales vise à identifier les variables associées aux sites de faibles densités, afin de sonder les sites les plus propices à la mise en place de repeuplement. Cette étude s'est focalisée sur l'influence de la distance à l'embouchure et de l'UGA (proxy de la latitude, des caractéristiques de l'habitat et du nombre d'obstacles), en tenant compte de la date du suivi (nombre de mois depuis le repeuplement), ainsi que du nombre de civelles déversées.

- **Le taux de croissance des anguilles** est estimé par la mesure de la longueur des poissons et de l'estimation de l'âge des poissons par le suivi d'une cohorte (analyse de la structure en taille de la population capturée) et/ou par l'examen des otolithes d'un sous-échantillon de poissons. Le suivi des croissances des anguilles marquées fournit une validation des valeurs estimées par le suivi de l'ensemble d'une cohorte. Près de 8000 otolithes ont été collectés et analysés. Une fois poncés jusqu'au centre, ils permettent d'évaluer l'âge de chaque anguille par le comptage des stries annuelles d'arrêt de croissance. Le taux de croissance est évalué pour chaque anguille comme le ratio entre la taille et l'âge estimé. Le taux de croissance fournit un indicateur de la qualité du milieu.

  L'étude du taux de croissance des anguilles prélevées a porté sur l'estimation de l'effet de l'UGA (proxy de la latitude, des caractéristiques d'habitat ainsi que du nombre d'obstacles situés en aval), de la distance à la l'embouchure, du marquage et de l'année, en contrôlant les effets saisonniers sur les estimations de l'âge (semaine de la pêche) et celui associé à la méthode de pêche utilisée.

- **Le taux de recapture d'individus provenant du repeuplement :** avant le déversement, 30% à 100% des civelles étaient marquées à l'AlizarineS, suivant un protocole mis au point spécifiquement pour les civelles (Caraguel et al. 2014). Ce marquage par balnéation des civelles permet de marquer les pièces sclérifiées (squelette et otolithes) des poissons. Une marque fluorescente est conservée dans l'otolithe tout au long de la vie du poisson. Cette marque est recherchée dans le centre de l'otolithe, des anguilles d'une gamme de taille donnée susceptible d'avoir été marquée, 6 mois, 12 mois et 36 mois après le marquage. Le taux de recapture d'individus provenant du repeuplement est estimé, lors de pêches scientifiques, à partir de l'estimation du pourcentage d'individus d'une taille ciblée marqués à l'AlizarineS. Le taux de recapture correspond au pourcentage d'individus de la cohorte suivie marqués repêchés au cours des pêches successives par rapport au pourcentage de civelles marquées initialement, lors du repeuplement. L'estimation d'individus associés à la cohorte suivie a été réalisée en utilisant les valeurs retrouvées entre le 1er et le 99ème centile des gammes de tailles retrouvées pour chaque âge déterminé par otolithométrie (Figure supplémentaire 1). Au cours de chaque pêche, seuls les individus dont la taille correspondait aux gammes de la cohorte suivie ont ainsi été retenu pour l'analyse du taux de recapture. Cet indice renseigne sur le devenir des civelles déversées et leur contribution relative (en pourcentage) à la population d'anguilles en

place.

Un taux de recapture de 1 correspond à une population dont toutes les anguilles sont issues du repeuplement et, inversement, un taux de recapture de 0 signifie qu'aucune anguille capturée n'est issue du repeuplement, soit parce que les civelles déversées sont mortes, soit parce qu'elles sont sorties de la zone d'étude. Le suivi à 6 mois fournit une approximation de la situation initiale, ceux à 12 et 36 mois mesurent de l'évolution temporelle du taux de recapture.

- Plusieurs hypothèses peuvent être invoquées pour expliquer une diminution du taux de recapture. Parmi ces dernières on peut citer : un fort recrutement naturel entrainant une dilution des anguilles issues du repeuplement, une émigration plus importante des anguilles issues du repeuplement et/ou une forte mortalité plus importante des anguilles repeuplées.

- Si une baisse du taux d'individus marqués est associée à une baisse de l'abondance, alors on peut suspecter une mauvaise capacité d'accueil du milieu. A l'inverse, si elle est associée à une augmentation de l'abondance, alors on peut l'interpréter par une arrivée de recrues naturelles.

- Une augmentation du taux de recapture peut paraître suspecte car elle indiquerait que les anguilles marquées survivent mieux ou sont plus sédentaires que les anguilles provenant du recrutement naturel ou que celles qui n'ont pas été marquées.

L'analyse de ce paramètre a eu pour objectif d'évaluer les variations du taux de recapture des individus marqués à l'échelle des UGA, apportant ainsi des informations d'intérêt concernant le devenir des civelles introduites. Ce travail s'est focalisé sur l'estimation des variations du taux de recapture au cours du temps (depuis le repeuplement) au sein de chaque UGA, en considérant les effets de l'année, de la méthode de pêche utilisée et des variations associées à la distance à l'embouchure de chaque projet.

- **Les densités d'anguilles issues du repeuplement.** Les densités d'individus supposés provenir du repeuplement ont été estimées à partir du taux de recapture d'individus marqués et des densités des individus associés à la cohorte suivie. A partir de ce paramètre, la survie apparente (Densités d'individus repeuplés/ Densités de civelles déversées) et sa variation au cours du temps (pêches de suivi) est couramment utilisée (par exemple Rigaud et al., 2015) pour étudier le devenir (survie et/ou l'émigration) des anguilles issues du repeuplement. En revanche, l'estimation des densités de civelles déversées nécessite de connaître la surface théorique colonisée par ces dernières. Il est à noter que l'estimation de cette surface colonisée est restée en dehors de la portée de cette étude. Toutefois, reposant sur les indications de Rigaud et al., 2015, soulignant une colonisation possible jusqu'à 7 km en amont et 3 km en aval du point de déversement, une estimation imparfaite de la zone colonisable a toutefois été proposée (Figures supplémentaires 8 et 9). L'utilisation de ces estimations a conduit en une estimation anormalement faible de la survie apparente, en comparaison des taux préalablement obtenus par Rigaud et al., 2015. Compte tenu de la forte incertitude associée à ces valeurs, les résultats se sont concentrés

sur les densités d'anguilles supposées provenir du repeuplement plutôt que la survie apparente des civelles déversées. Les valeurs de survie apparente calculées pour chaque projet ont été cependant présentées en figure supplémentaire à titre indicatif (Figure supplémentaire 10). Pour tenter de fournir une évaluation à l'échelle des UGA du devenir des civelles introduites, une analyse des variations au cours du temps de ces densités supposées provenir du repeuplement entre les UGA a été réalisée en considérant la quantité de civelle déversée pour chaque projet. Bien que non-standardisées, les abondances de civelles déversées ont, dans ce cas, été utilisées comme facteur explicatif.

5.2 Les variables environnementales

Pour étudier chacun des paramètres étudiés, un jeu de variables dites "explicatives" a été compilé pour chaque site de repeuplement (associé à chaque projet). Ce jeu de données a regroupé des informations issues des projets de repeuplement et des pêches de suivi (marquage, méthode de pêche, date du déversement, date de la pêche), à des données environnementales (*River attributes*) et topologiques (*River topology*) produites par le groupe de travail SUDOANG (Mateo et al., 2021). Ces dernières ont été utilisées pour associer à chaque projet des informations concernant la distance à l'embouchure et le nombre d'obstacle situés en aval, connus pour impacter de manière significative les populations d'anguilles (Feunteun et al. 1998).

5.3 Modèles linéaires

L'analyse des paramètres a été réalisée en utilisant des modèles additifs généralisés mixtes (GAMM) et modèles linéaires généralisées mixtes (GLMM) permettant d'identifier les relations entre les variables réponses et les variables explicatives (prédicteurs). L'usage de modèles additifs généralisés mixtes (GAMM), utilisant des fonctions de lissage a été préféré lorsque la relation entre les prédicteurs et la réponse était supposée non linéaires.

La sélection des prédicteurs représente une étape critique pour les performances des modèles et leur interprétabilité. Pour limiter les effets de la colinéarité des variables qui a pour conséquence de biaiser l'estimation des paramètres, une mesure de corrélation de Pearson a été réalisée. N'ont ainsi été conservées que les variables présentant une corrélation < 0.7.

La sélection des variables à inclure au sein des modèles a été réalisée en comparant les valeurs de l'Akaike Information Criterion (AIC) ou d'AIC corrigé pour les petits échantillons (AICc) des différents modèles candidats. Pour chaque composante, les variables à retenir, étaient incluses au sein du modèle présentant la valeur d'AIC la plus faible. Dans le cas de modèles concurrents (delta AIC <2), le protocole proposé par Leroux et al., (2019), a été appliqué pour évaluer la présence de paramètres "non-informatifs", c'est à dire n'ayant pas de relation avec la variable dépendante et n'améliorant pas l'ajustement du modèle. Ce protocole indique que dans le cas de modèles concurrents, un paramètre peut être jugé non-

informatif s'il est davantage pénalisé par rapport au modèle plus parcimonieux et si son ajout n'implique aucune modification du log-Likelihood. Ainsi, dans le cas de paramètres non informatifs, le modèle plus parcimonieux sera sélectionné.

Pour chaque modèle, la conformité des résidus à la loi de distribution utilisée, a été visuellement évaluée en utilisant la méthode des diagrammes quantile-quantile. La représentation de la déviance des résidus a également permis d'attester une absence de patrons de variation au sein des résidus de chaque modèle.

5.4 Comparaison des projets

A l'issue des travaux de modélisation à l'échelle des UGA, une évaluation critique des différents projets de repeuplement a été conduite. Cette évaluation a reposé sur la caractérisation de la variabilité spatiale des composantes analysées. Pour ce faire, des prédictions ont été produites à partir des modèles sélectionnés, en retirant les effets associés aux variations temporelles (annuelles et interannuelles). Pour chaque composante, l'écart standardisé (Z-score) à la moyenne correspondant à l'écart entre les valeurs prédites et la valeur moyenne de l'ensemble des sites a été calculé :

$$Ec_i = (m_i - M)/\, sd$$

Avec m_i la valeur prédite du projet i, M la valeur moyenne de l'ensemble des projets et sd l'écart type.

Une cartographie de cette valeur de Z-score précise ainsi la variabilité spatiale (entre les projets) des différentes composantes analysées.

6 Résultats

6.1 Analyse des densités totales

Globalement, les densités estimées par pêches électriques oscillent en moyenne entre 7.7 (pour le bassin de la Vie) et 55.9 ind. pour 100m² retrouvées dans le bassin de l'Erdre et jusqu'à 162.3 ind. pour 100m² dans le cas du projet Loire 2011 (Figure 4).

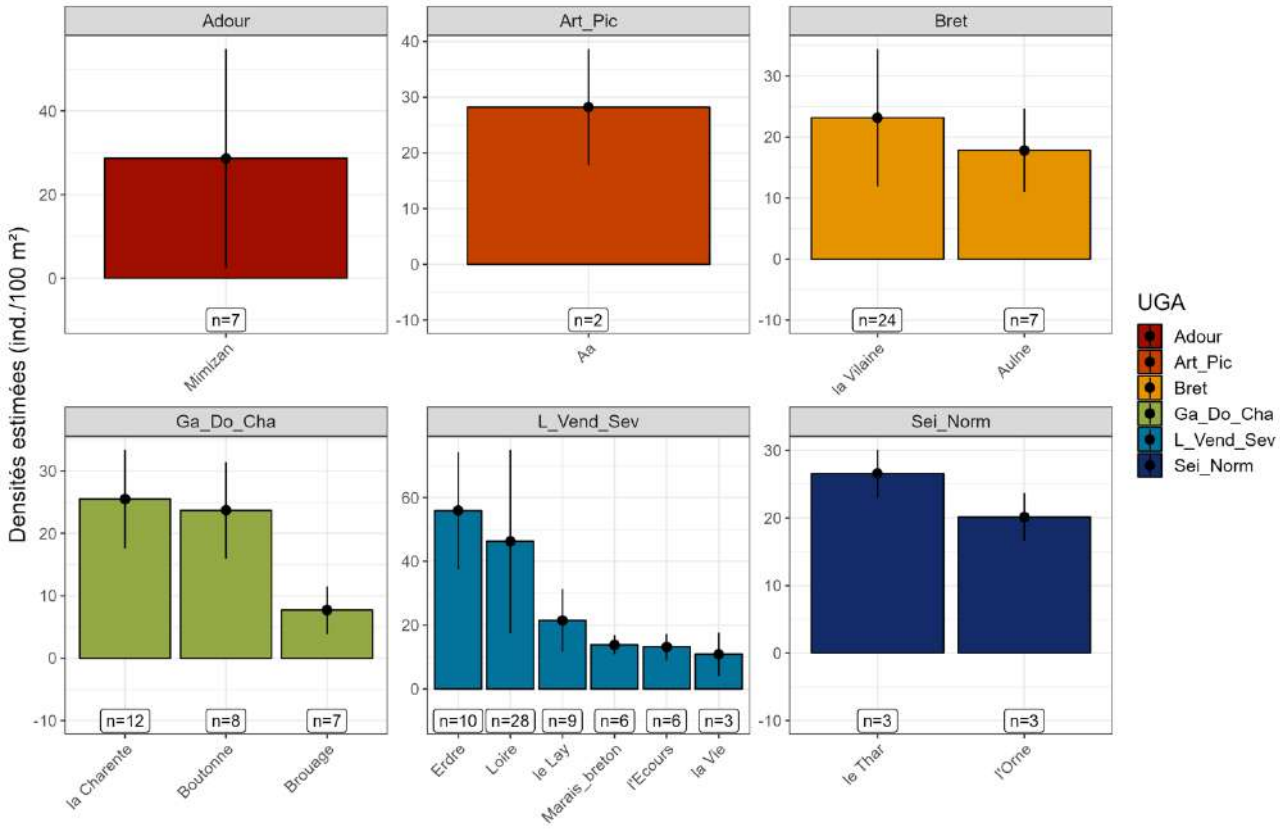


Figure 4 : Densités totales estimées (ind./100m²) au sein des différents bassins versants regroupés par UGA. Pour chaque bassin, la valeur moyenne observée + l'écart type sont précisés, et l'étiquette sous chaque bar indique le nombre de pêches utilisées pour cette estimation

Parmi les 201 pêches de suivi effectuées, les densités totales pêchées ont été reportées pour uniquement 135 pêches, dont 132 effectuées en pêche électrique. Pour cette analyse, seuls les pêches effectuées en pêches électriques ont été considérées. Pour ce modèle additif généralisé mixte (GAMM), une loi de distribution négative binomiale a été utilisée comme loi de probabilité.

Les analyses statistiques n'ont pas mis en évidence de colinéarité entre les variables quantitatives (r<0.7), mais a permis d'identifier que le nombre de civelles était très dépendant de l'UGA avec de plus faibles quantités de civelles déversées au sein des UGA Artois-Picardie et Seine-Normandie (Figure supplémentaire 2). Compte tenu de cette relation confondante, la variable "nombre de civelle" a été écartée

de l'analyse.

A l'issue de la phase de sélection des variables explicatives, 2 modèles ont présenté un score équivalent (delta AICc <2), les désignant comme modèles concurrents (Tableau 2). Parmi ces 2 modèles, seuls l'effet de la distance à l'embouchure par UGA (Dist/UGA) et l'influence de l'UGA (UGA) ont été identifié au sein des 2 modèles. Puisque son addition n'a pas conduit en une modification de l'ajustement du modèle (log-likelihood similaire), la variable "année de la pêche" pourtant retenue au sein d'un des deux modèles concurrents, a ici été considérée comme non-informative (Leroux et al., 2019). Au sein du modèle le plus parcimonieux expliquant une déviance totale de 53 %, les variables UGA et Dist/UGA ont présenté un effet significatif (p-value <0.05) (Tableau 3).

Les résultats issus du modèle indiquent d'importantes variations en densités totales d'une UGA à l'autre, décrivant un patron de variation latitudinal entre les différentes UGA (Figure 5 droite). Les minimums sont ainsi retrouvés au sein de l'UGA Adour (moyenne de 17.1 [10.8– 26.9]), tandis que les maximums sont retrouvés au centre du gradient latitudinal, au sein de l'UGA Loire-Vendée-Sèvre Niortaise (moyenne de 32.7 [29–37]). L'estimation des densités moyennes de l'UGA Artois-Picardie est ici associée à une forte incertitude (moyenne de 24.4 [16.7-35.6]) caractérisant une mauvaise estimation de la part du modèle, en partie causée par le faible nombre de données disponibles pour cette UGA (n=2).

Classiquement on observe une diminution des abondances en fonction de la distance à la mer pour l'UGA Adour. Il n'apparait pas de lien entre la distance à la mer pour les UGA Bretagne Seine–Normandie et Artois-Picardie. Toutefois, il est important de noter que les points les plus proches de la mer sont localisés à 30 km alors que les baisses de densité sont le plus souvent constatées dans les 20 premiers km (i.e. Feunteun et al. 1998, Laffaille et al. 2003, Trancart et al. 2013, Teichert et al. 2023). Il est plus inattendu de constater une augmentation des abondances avec la distance à la mer sur les UGA Loire et Côtiers Vendéens (LVS) et Garonne Dordogne Charente (GDC) (Figure 5 gauche). Dans ces deux cas, les courbes obtenues correspondent à la forte variabilité inter-projets, reflétant certainement l'intégration de certains milieux très particuliers comme les marais bretons et vendéens. Chez ces derniers, les densités retrouvées sont en moyenne inférieures à celles retrouvées au sein des grands fleuves du même UGA (Figure 4 ; Figure supplémentaire 6), brouillant ainsi leur signal. Par exemple, les premiers points de suivis sur la Loire sont localisés à plus de 90 km de la mer, point qui signe l'inflexion sur la courbe.

Tableau 2 : Top 5 des modèles testés pour l'étude des densités totales. Le meilleur modèle identifié en rouge, présente la valeur d'AIC la plus faible (delta=0) ainsi que l'absence de variable identifiée comme non-informative (Leroux et al., 2019). "+" indique que le prédicteur est inclus dans le modèle, avec "Année": l'année de la pêche de suivi, "Suivi": le nombre de mois depuis le repeuplement; "UGA" l'UGA du projet, ", "Dist": distance à l'embouchure

Intercept	Annee	Suivi	Dist/UGA	UGA	df	logLik	AICc	delta	weight
5,74	+	-	+	+	12,00	-829,41	1687,44	0,00	0,31
5,74	-	-	+	+	12,00	-829,41	1687,44	0,00	0,31
5,73	-	+	+	+	13,00	-829,03	1689,19	1,76	0,13
5,73	+	+	+	+	13,00	-829,03	1689,19	1,76	0,13
5,79	-	-	+	-	10,00	-833,36	1690,88	3,45	0,06

Tableau 3 : Résumé du GAMM portant sur les densités totales en anguilles. "AP": Artois-Picardie, "SN": Seine Normandie, "Bret": Bretagne, "LVS": Loire Vendée Sèvre niortaise et "GDC": Garonne Dordogne Charente.

Coefficient paramétrique	Terme	Estimates	SE	t-value	pval
	intercept	3,13	0.1	28,8	
termes lissés	Terme	edf	Ref.df	F-value	pval
	UGA	3,02	5	22,5	**
	Dist : Adour	0,81	2	7, 49	**
	Dist: AP	1.10-5	1	3.10-5	0,5
	Dist : Bret	1,10-4	2	3.10-6	0,9
	Dist : GDC	1	2	23,1	***
	Dist : LVS	1,9	2	94,1	***
	Dist : SN	1.10-4	2	8.10-5	0,6

*** pval<0.01, * pval≤0.05

Deviance explained=0,53 : n=132

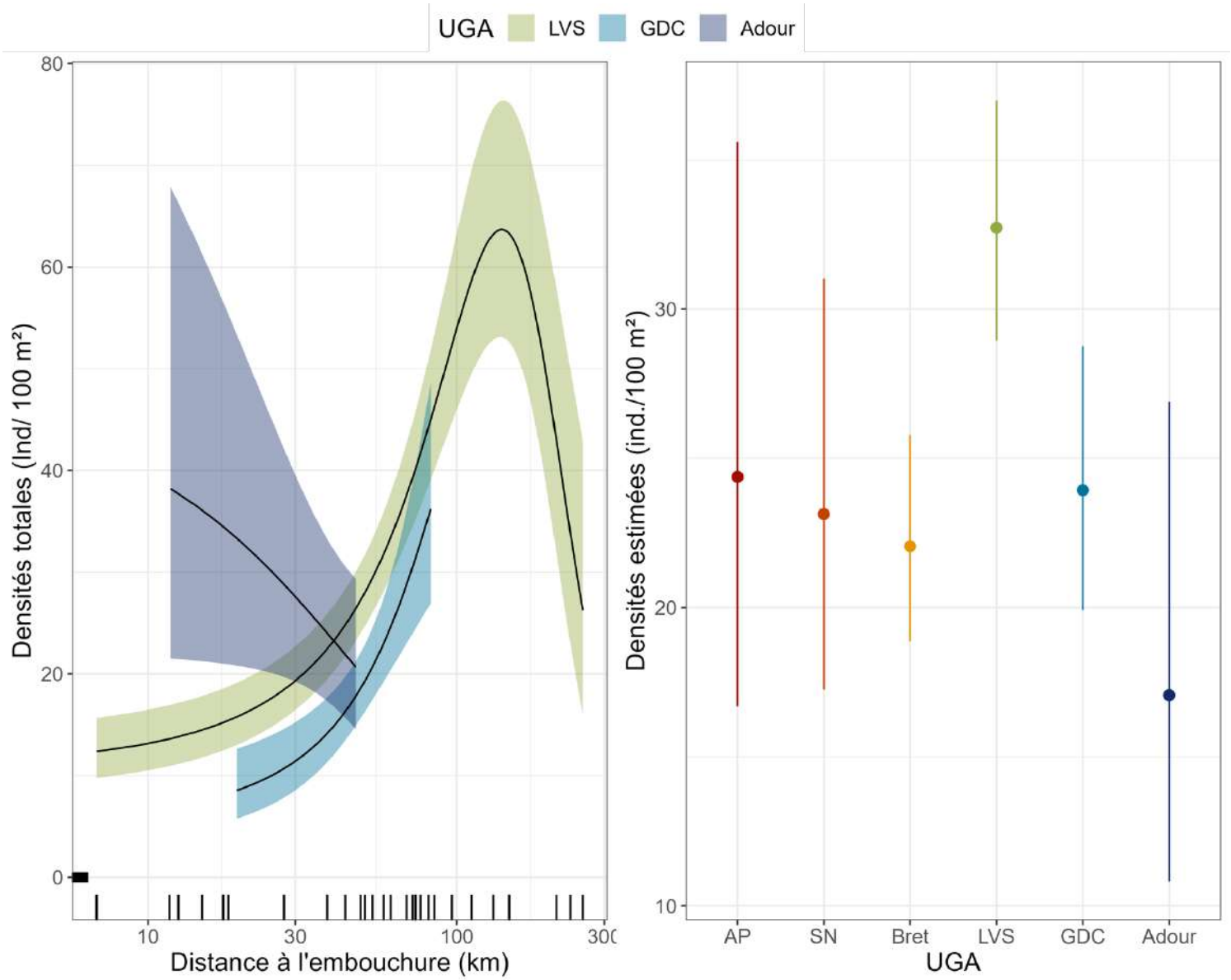


Figure 5. Effet estimé et intervalle de confiance (95%) de la distance à l'embouchure par UGA (gauche), et de l'UGA (droit) sur les densités estimées (ind/100 m²). L'axe de la distance à l'embouchure est représenté en log10. Il est à noter que l'UGA Artois-Picardie, n'apparait pas dans le graphique de réponse à la distance à l'embouchure, puisque les densités n'ont été communiquées que pour un seul projet (Aa 2019)

6.2 Analyse des taux de croissance

Le taux de croissance moyen a été évalué au cours des années de suivi. Il s'établit à 2 – 5 cm par an jusqu'à 3 ans. Puis on observe l'apparition de deux classes de tailles à partir de la 4ème année (Figure 6). La première classe de taille correspond à des individus à croissance faible (2 cm par an) et la seconde correspond à des individus à fort taux de croissance (tête de cohorte), individus que l'on retrouve jusqu'à la 9ème année de suivi. Une forte dispersion des taux de croissance est observée et conforme à la bibliographie. Cette bimodalité observée chez les individus les plus âgés est à relier à l'important dimorphisme sexuel exprimé chez les adultes. Les anguilles de plus de 45 cm sont toutes des femelles, tandis que celles < 45cm peuvent être des mâles ou des femelles n'ayant pas encore atteint l'argenture.

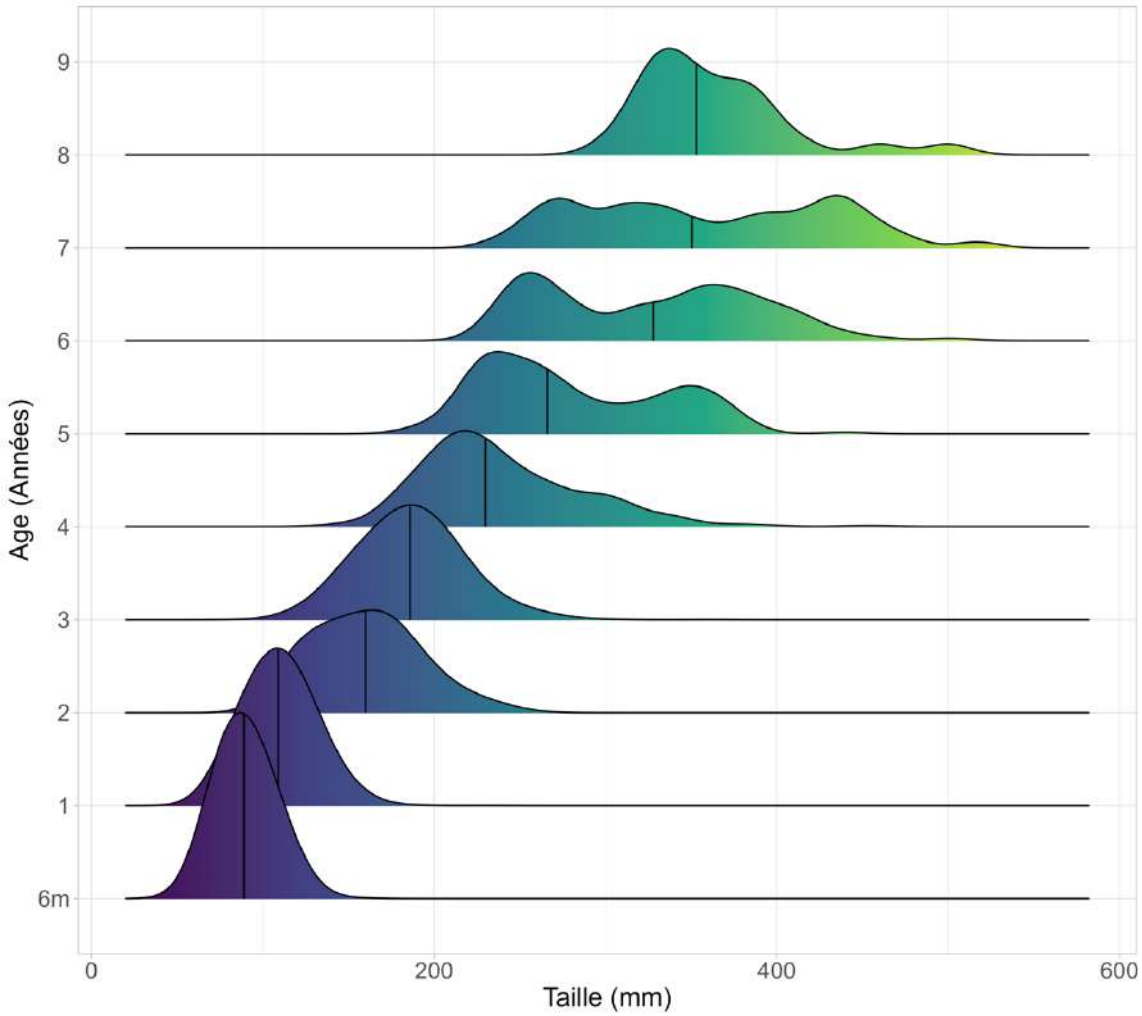


Figure 6 : Densités de probabilité des tailles pour chaque âge déterminé par otolithométrie. La classe "6m" correspond à la classe d'âge de 6mois.

La base de données relative au taux de croissance comportait un total de 6248 individus dont l'âge a pu être déterminé par otolithométrie. Pour limiter l'influence de ce dimorphisme (non considéré dans l'échantillonnage), seuls les individus de moins de 9 ans ont été inclus au sein des modèles (n=6200). Une loi de distribution Gamma avec fonction de lien log a ici été utilisée lors de la modélisation. La matrice de corrélation entre les covariables quantitatives utilisées dans le modèle (« âge », « semaine » et « année de la pêche » et « Distance à la l'embouchure ») a permis de souligner une absence de colinéarité (r<0.7) (Figure supplémentaire 3). Toutefois, puisque la distance à l'embouchure est dépendante de l'UGA (Figure supplémentaire 3), l'interaction entre ces deux variables a été incluse dans le modèle.

Lors de la phase de sélection des variables, le meilleur modèle (delta AIC =0) comportait les interactions âge-année de la pêche, âge - UGA et Distance à l'embouchure - UGA, ainsi que la semaine de l'année, la méthode de pêche, le marquage et l'UGA comme effets aléatoires (Tableau 5). A l'exception de l'effet de la Distance au sein de l'UGA Seine–Normandie, tous les paramètres ont présenté un effet significatif sur la taille des individus (Tableau 5). Ce modèle présente un bon pouvoir explicatif de notre relation taille-âge (déviance expliquée de 89%) et ses résidus montrent un bon ajustement à une loi Gamma (Figure 7).

Tableau 4 : Extrait de la table des modèles testés pour l'étude de la relation taille-âge avec pour variable réponse la taille. Le meilleur modèle présente la valeur d'AIC la plus faible (delta=0). "+" indique que le prédicteur est inclus dans le modèle, avec "Age": l'âge estimé de l'individu, "Année": l'année de la pêche de suivi, "UGA": l'UGA du projet, ", "Dist": distance à l'embouchure, "Marq": marquage de l'individu, "P": type de pêche, et "S": semaine de la pêche et "Inter": l'intercept.

Inter	Age/ UGA	Age/ Année	Dist/ UGA	Marq/Age	P	S	df	logLik	AIC	deltaAIC	W
145,7	+	+	+	+	+	+	66	-27983	56098,8	0	0,999778
147,8	+	+	+	+	-	+	64	-27993,6	56115,6	16,8	0,00022
146,8	+	+	+	-	+	+	63	-27999,5	56125,7	26,9	1,45E-06
148,5	+	+	+	-	-	+	63	-28002,4	56131,3	32,6	8,44E-08
80,6	-	+	+	+	+	+	50	-28139,8	56381,5	282,7	4,05E-62
80,2	-	+	+	-	+	+	49	-28157,3	56414,5	315,7	2,81E-69

Tableau 5 : Résumé du GAMM portant sur le taux de croissance (taille ~âge). "AP": Artois-Picardie, "SN": Seine Normandie, "Bret": Bretagne, "LVS": Loire Vendée Sèvre niortaise et "GDC": Garonne Dordogne Charente.

Coefficient paramétrique	Terme	Estimates	SE	t-value	P-value
	intercept	145.7	5.25	27.8	
termes lissés	Terme	edf	Ref.df	F-value	P-value
	Age: LVS	2.9	3.0	247.6	***
	Age: GDC	3.0	3.0	314.7	***
	Age: AAP	2.2	2.5	87.2	**
	Age: SN	2.9	3.0	144.5	***
	Age: Bret	2.8	3.0	198.0	***
	Age: Adour	2.9	3.0	107.0	***
	Annee:Age	7.3	8.0	276.7	***
	Dist:LVS	1.9	2.0	243.9	***
	Dist:GDC	2.0	2.0	19.3	***
	Dist:AP	1.9	2.0	39.6	***
	Dist:SN	1.01	1.01	1.94	0.2
	Dist:Bret	1.98	2	26	***
	Dist:Adour	1.82	1.95	48.7	***
	Week	24.3	26	107	***
	P	1.85	2	56.9	***
	Age:Marq	0.94	1	32.6	***

*** pval<0.01

Rsquared=0.89 Deviance explained=0.89: n=6200

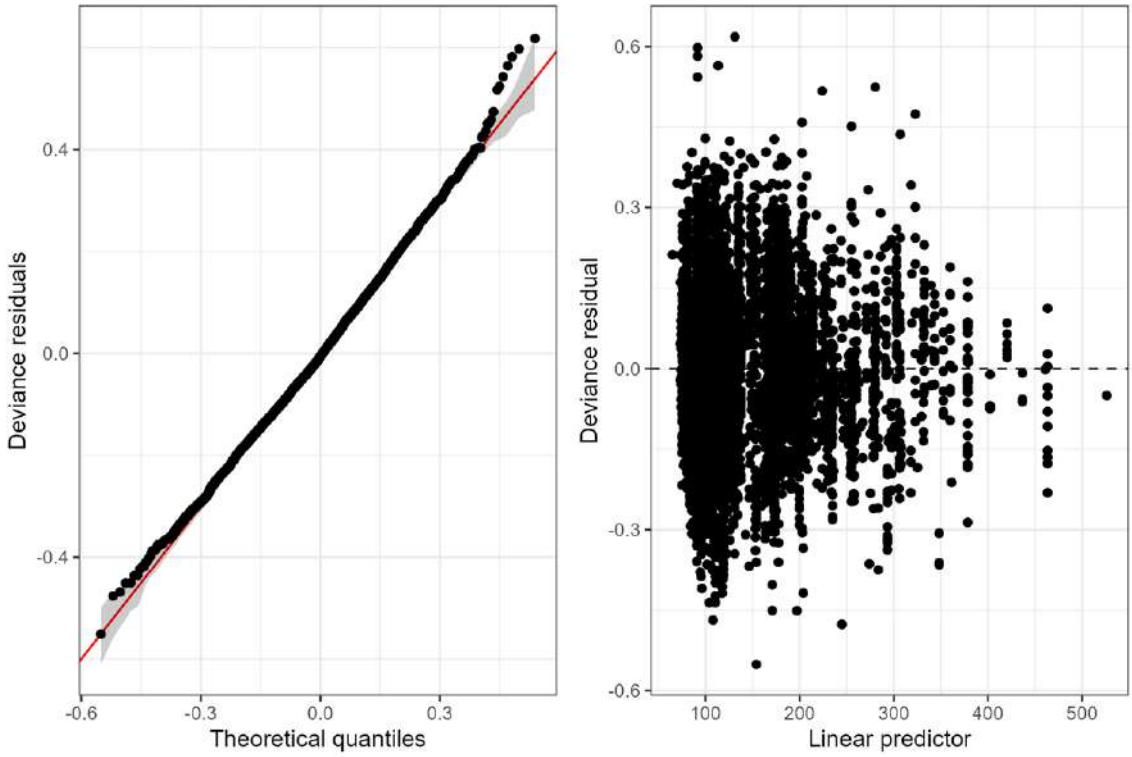


Figure 7: Graphique de diagnostic du modèle du taux de croissance (relation âge-taille) utilisant une Gamma (avec lien log).

Les résultats montrent différents effets de la distance à l'embouchure en fonction de l'UGA. En particulier, le modèle prédit une augmentation de la taille avec la distance à l'embouchure au sein des UGA Adour mais également en Bretagne et Loire-Vendée-Sèvre niortaise pour des projets situés très en amont des fleuves (> 100 km) (Fig 8a). Ce résultat est contradictoire avec la littérature qui indique en général une croissance plus rapide à l'aval des cours d'eau qu'en amont (*i.e.* Panfili et al. 2022; Daverat et al 2012, Aprahamian, 2008). A l'instar des densités, cet effet de la distance à l'embouchure illustre davantage une variabilité de situations intervenant au sein d'une même UGA, et pourrait refléter la combinaison de plusieurs facteurs tels que la nature de l'habitat, la taille et le statut trophique des cours d'eau (non considérés dans l'étude). Par exemple, cet effet distance pourrait correspondre aux différences d'habitats retrouvés au sein des différents UGA avec d'une part les marais bretons en Loire-Vendée Sèvre niortaise ou les marais de Brouage ainsi que les lacs aquitains en Garonne Dordogne Charente et d'autre part, les cours d'eau de grande taille, comme la Loire, offrant des conditions d'habitats très favorables à la croissance des anguilles jusqu'à des distances importantes de l'estuaire (Feunteun et al. 2003).

Un effet moyen de l'UGA sur le taux de croissance est également observé. Cet effet décrit un effet latitudinal avec des croissances plus importantes retrouvées au sein de l'UGA Adour en opposition à l'UGA Artois Picardie qui présente des taux de croissance les plus faibles (Fig 8b). Il est à noter que les formes décrites du taux de croissance intègrent l'effet du dimorphisme sexuel, non considéré dans cette étude. Bien que faible, un effet significatif du marquage sur la taille des individus est également décrit par le

modèle. Les individus marqués présentent en moyenne des tailles légèrement plus petites (~2 mm pour la première année) par rapport aux individus non-marqués (Fig 8c). Le modèle considère également l'apparition de nouvelle strie annuelle permettant la détermination de l'âge au cours de l'année (effet de la semaine de la pêche), ainsi que l'effet de la méthode de pêche utilisée (figure supplémentaire 5). Nous avons également testé les relations taille-âge en fonction de l'année de suivi pour les différentes UGA. Aucune tendance claire n'est mise en évidence.

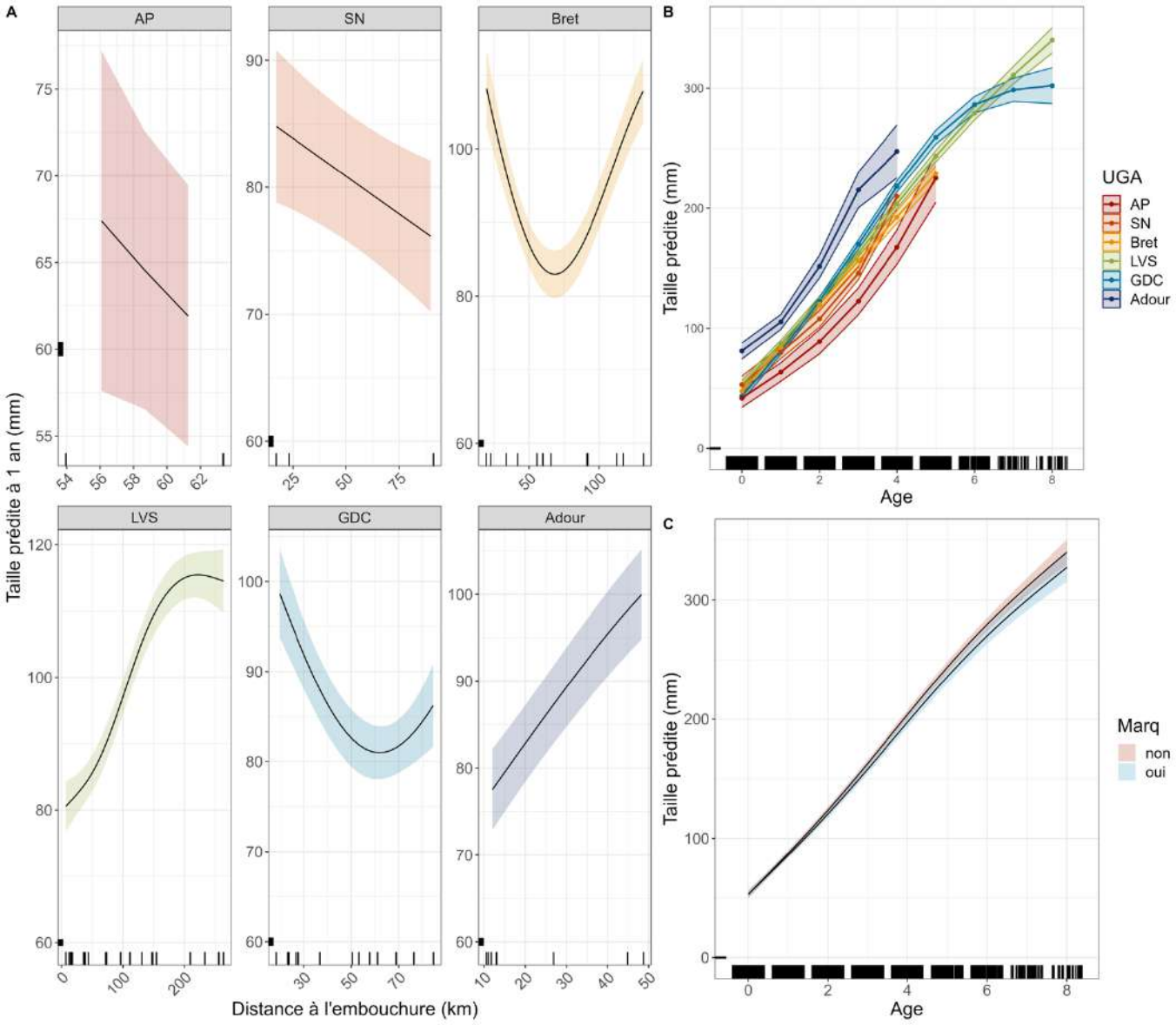


Figure 8 : Effet de la distance à l'embouchure par UGA sur les tailles observées (A), et de l'UGA (B) et du marquage sur la croissance des individus (C). Avec AP: UGA Artois-Picardie; SN: UGA Seine-Normandie; Bret: UGA Bretagne; LVS: UGA Loire-Vendée-Sèvre-niortaise; GDC: Garonne-Dordogne-Charente. Les marques situées à la base des graphiques précisent les données. L'effet estimé des autres variables du modèle sont présentés en Figure supplémentaire 5.

La prise en compte de l'ensemble de ces effets a permis d'évaluer la variabilité spatiale du taux de croissance reposant sur les anomalies standardisées de la relation taille-âge en fixant les variable temporelles (Figure 9). Il apparait que les sites du Nord de la France (entre le Cotentin et le Nord) ont des taux de croissance déficitaires par rapport à ceux du sud de la France (entre le Finistère et les Pyrénées

Atlantiques). Un résultat intéressant indique que les taux de croissances augmentent avec la distance à la mer sur l'Aulne, la Loire. A ce stade, il serait hâtif de conclure, mais il serait intéressant d'explorer l'effet de la densité et de la qualité de l'eau sur les taux de croissance suivant une analyse par bassin versant.

Une relative variabilité des taux de croissance est également constatée entre les sites de l'ouest de la France (Marais bretons-vendéens, Aquitaine, Adour). Cette variabilité spatiale du taux de croissance est probablement multifactorielle et conditionnée par la température de l'eau, la qualité écologique et trophique du milieu…

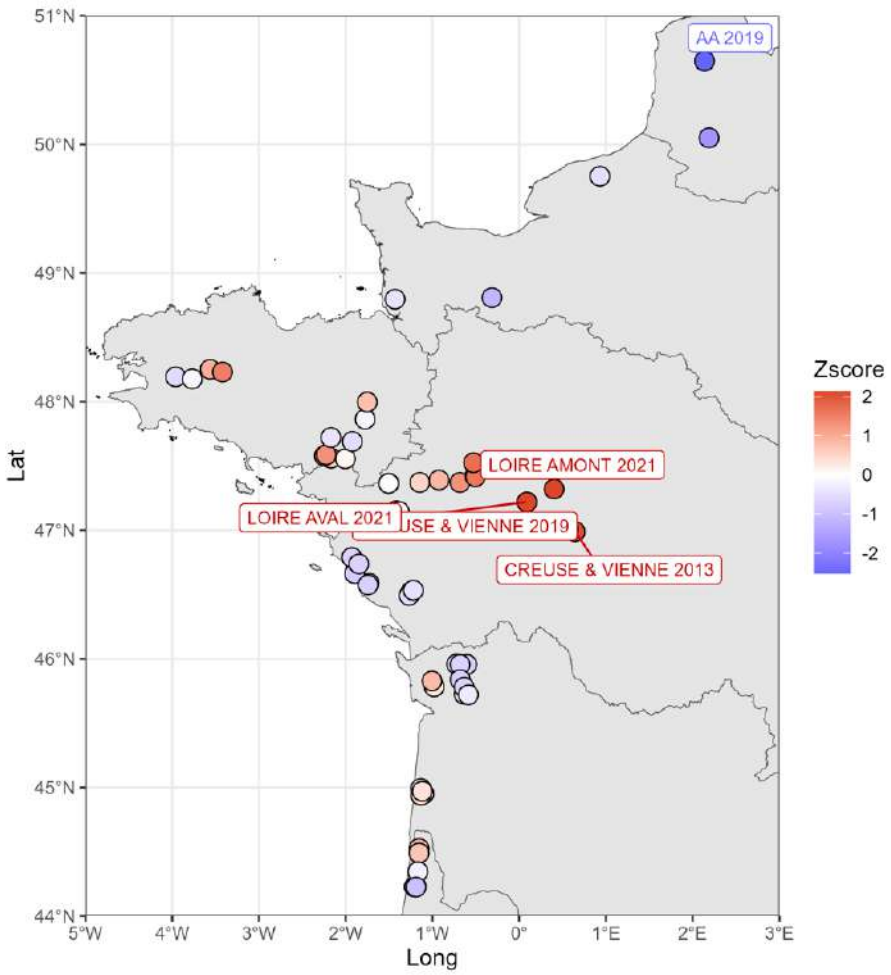


Figure 9 : Carte des prédictions standardisées (Z-score) du taux de croissance. Les points rouges présentent des taux de croissance supérieurs à la moyenne tandis que les points bleus désignent l'inverse. Les étiquettes précisent les projets avec des taux de croissance significativement supérieurs (critical value =1.96) et inférieurs (critical value =-1.96).

6.3 Analyse des taux de recapture

Le taux de recapture est très variable en fonction des sites. Il varie en fonction des opérations de repeuplement, entre 0% (aucune recapture d'individus marqués) et 100% (le pourcentage d'anguilles marquées est égal au pourcentage de civelles marquées repeuplées) (Figure 10).

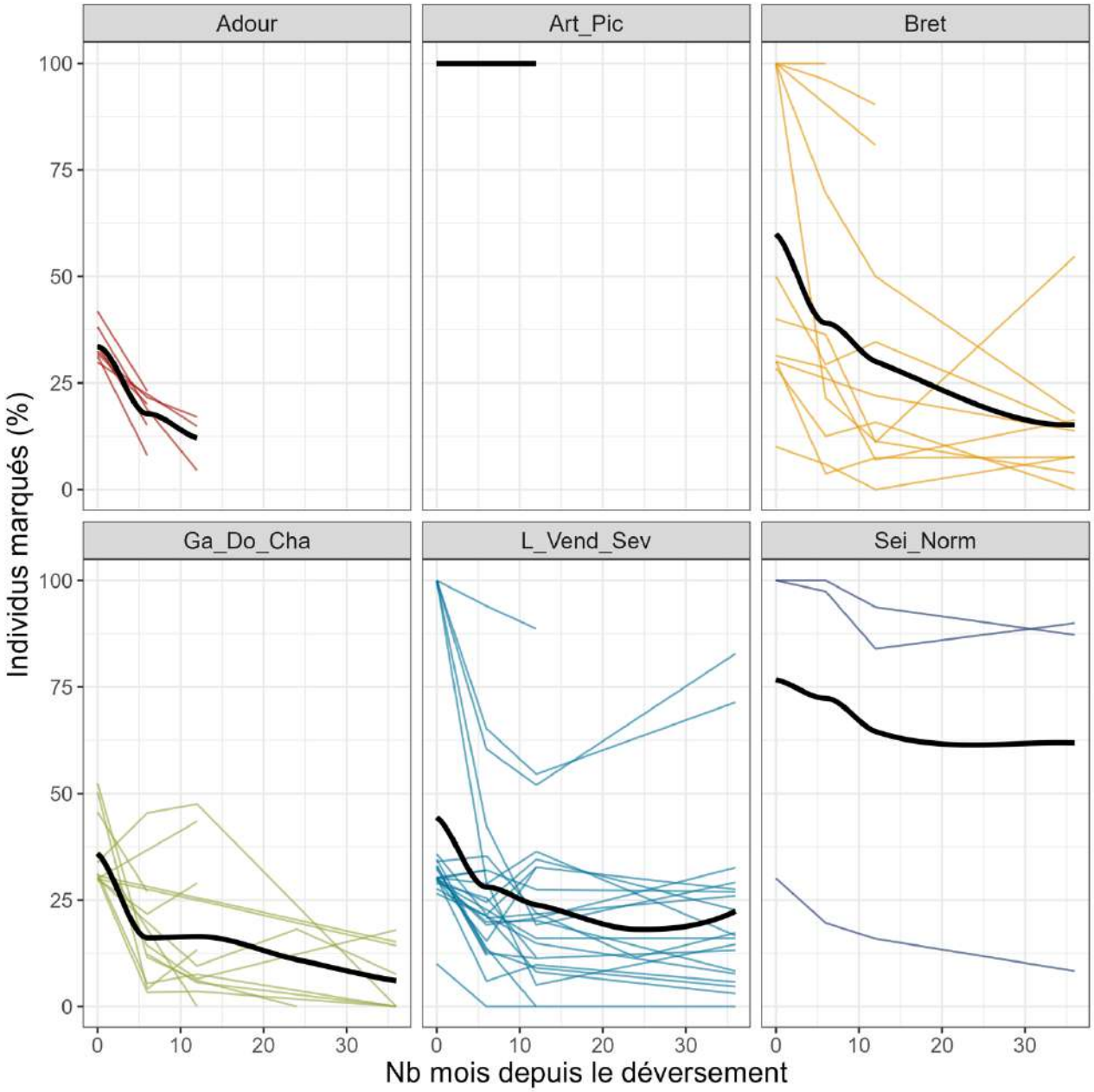


Figure 10. Variations temporelles du pourcentage d'individus marqués associés aux différents projets. Pour chaque sous-graphique, la ligne noire en gras représente la tendance moyenne (estimation de loess) pour chaque UGA (Art_Pic: Artois Picardie, Bret: Bretagne, Ga_Do_Cha= Garonne Dordogne Charente, L_Vend_Sev: Loire Vendée Sèvre Niortaise, Sei_Norm: Seine Normandie). A t=0, le pourcentage correspond au pourcentage de civelles marquées lors du repeuplement.

De manière inattendue, certaines pêches ont toutefois présenté des taux de recapture d'individus marqués supérieurs à 100%. Certains projets, à l'instar de LOIRE AVAL 2021 ou LOIRE 2014 montrent des taux proches de 100% tandis que d'autres, tels que LACANAU 2013, LACANAU 2015, ainsi que CAZAUX 2020 et CAZAUX 2021, localisés au sein des UGA Garonne Dordogne, Loire Côtiers Vendéens et Adour sont caractérisés par des taux supérieurs à 200% (Figure 11). Ces anomalies reflètent une concentration des individus marqués dans les zones de pêche, et/ou au contraire un départ d'individus non marqués ou plus largement des biais statistiques liés aux petits effectifs capturés. Bien que suspects,

ces taux de recaptures parfois très largement supérieurs à 1 ont toutefois été conservés au cours de l'analyse.

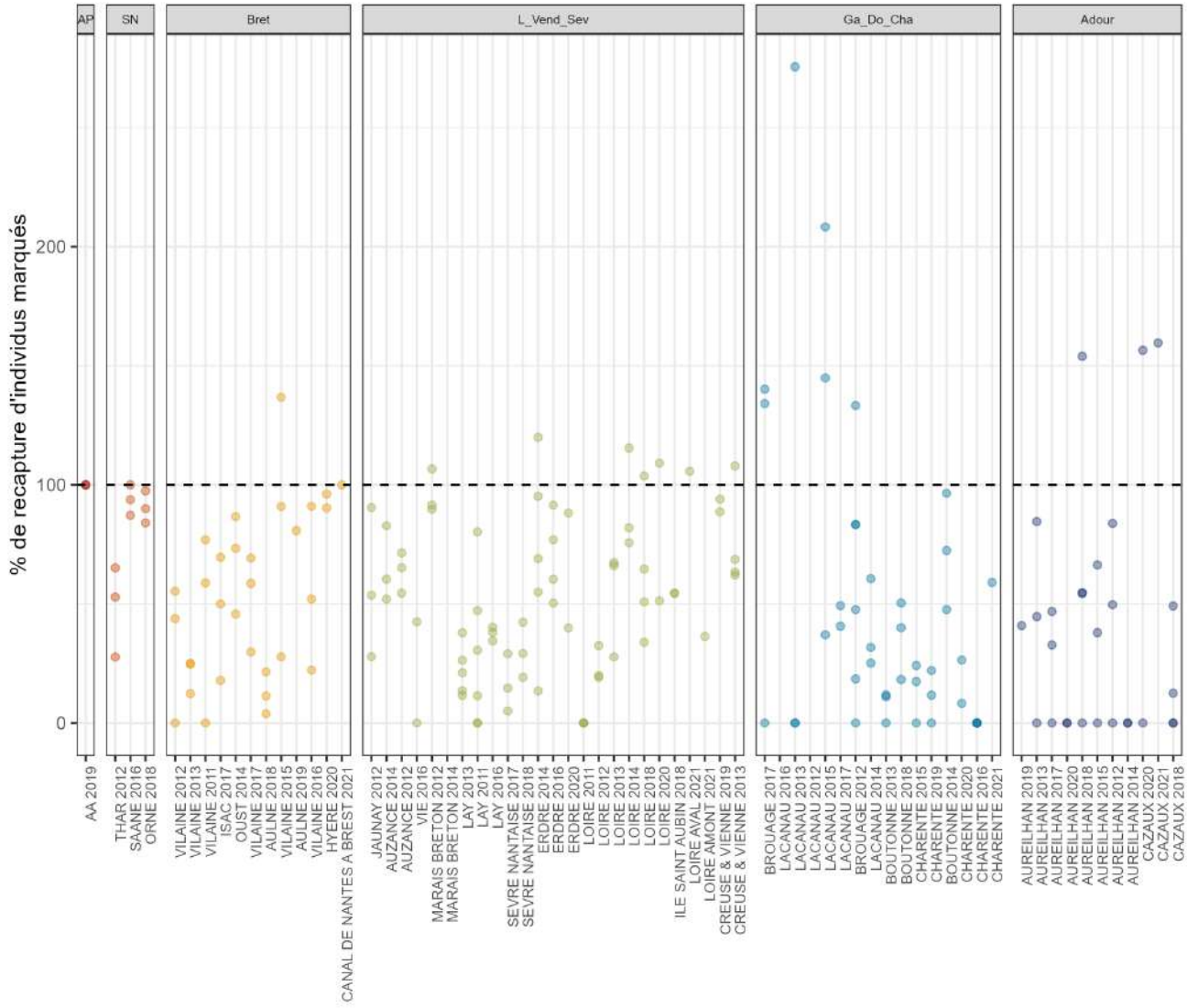


Figure 11 : Pourcentage de recapture d'individus marqués observés au sein des différents projets de repeuplement

Sur 192 pêches de suivi initiales, 173 disposaient des informations nécessaires (pourcentage de marquage initial, méthode de pêche renseigné) pour le calcul du taux de recapture. Également, pour limiter les biais liés à une mauvaise estimation du taux de recapture, 10 pêches présentant moins de 5 individus appartenant à la cohorte ont été écartés de l'analyse (n=163). Pour la modélisation du taux de recapture le modèle utilisait une loi de distribution normale.

A l'instar du taux de croissance, l'exploration des données a souligné une dépendance entre la variable distance à la mer maximale et l'UGA (Figure supplémentaire 4). L'interaction entre ces deux variables a ainsi été considérée afin de prendre en compte cette relation dans l'estimation des paramètres du modèle. La phase de sélection des variables a permis d'identifier un total de 7 modèles concurrents (delta AICc=0). Toutefois, l'absence de variation de l'AICc et du log-likelihood lors de l'ajout de paramètres additionnels a

suggéré la présence de plusieurs variables non-informatives pour le modèle (les variations interannuelles en fonction de l'UGA, la méthode de pêche utilisée et l'UGA). Suivant les recommandations de Leroux et al., 2019, le modèle le plus parcimonieux ne comportant que les interactions des variables "suivi" (temps depuis le repeuplement) et "la distance à l'embouchure" avec l'UGA, a donc été sélectionné (Tableau 6). Ce meilleur modèle a permis d'expliquer une part importante de la déviance totale (30,8%) et a présenté un bon ajustement à la loi normale, ainsi qu'une absence de tendance notable au sein des résidus (Figure 12).

Tableau 6 : Extrait de la table des modèles testés relatifs au taux de recapture des anguilles. "+" indique que le prédicteur est inclus dans le modèle, avec "Année": l'année de la pêche de suivi, "Suivi": le nombre de mois depuis le repeuplement, "Dist": distance à la mer, "P": La méthode de pêche utilisée. Ici les 7 modèles présentent des AICc équivalent (delta=0), indiquant qu'il s'agit de modèles concurrents mais souligne également la présence de paramètres non informatifs. Suivant l'approche proposée par Leroux et al., (2019), le modèle le plus parcimonieux a donc été privilégié (rouge).

Inter	Suivi/ UGA	Dist/ UGA	P	UGA	Année/UGA	df	logLik	AICc	deltaAIC	W
0,51	+	+	-	+	+	15	-47,07	129,60	0,00	0,12
0,51	+	+	+	+	+	15	-47,07	129,60	0,00	0,12
0,51	+	+	-	-	-	15	-47,07	129,60	0,00	0,12
0,51	+	+	-	-	+	15	-47,07	129,60	0,00	0,12
0,51	+	+	-	+	-	15	-47,07	129,60	0,00	0,12
0,51	+	+	+	-	+	15	-47,07	129,60	0,00	0,12
0,51	+	+	+	+	-	15	-47,07	129,60	0,00	0,12

Le modèle identifie des variations dans le taux de recapture à 6 mois entre les UGA (Figure 13). Les taux de recapture les plus importants sont retrouvés au sein des UGA situés aux extrémités du gradient latitudinal : Seine-Normandie (moyenne de 0,96 ± 0.19 SE) et Adour (moyenne de 0,93 ± 0.22 SE), et demeurent forts au sein des UGA Loire-Vendée-Sèvre Niortaise (moyenne de 0,55 ± 0.05 SE), Bretagne (moyenne de 0,51 ± 0.08 SE) et Garonne-Dordogne-Charente (moyenne de 0,61 ± 0.09 SE). Cet effet représente une mesure de l'hétérogénéité de la continuité écologique, liée notamment au nombre d'obstacles qui contrôlent les recrutements naturels sur les différents bassins. Enfin, il apparait que le faible nombre de pêches de suivi effectuées sur l'UGA Artois-Picardie rendent peu fiables les estimations produites (moyenne de 3,12 [-5,77 ; 12]). Elles ont, par conséquent, été exclues des graphiques.

Tableau 7 : Résumé du meilleur modèle du taux de recapture d'individus marqués.

Coefficients param	Terme	Estimate	SE	t-value	pval
	Intercept	0,5	0,03	14,3	
termes lissés	Terme	edf	Ref.df	F-value	pval
	Suivi:AP	1	1	6.36.10-30	1
	Suivi: SN	1	1	0,47	0,48
	Suivi: Bret	1	1	0,84	0,36
	Suivi: LVS	1	1	5,07	*
	Suivi: GDC	2,67	2,91	3,30	**
	Suivi: Adour	1	1	1,47	0,14
	Dist:AP	1	1	0,2	0,64
	Dist: SN	1,83	1,97	2,18	0,1
	Dist: Bret	1	1	7,27	**
	Dist: LVS	1	1	6,02	*
	Dist: GDC	1,9	1,99	9,21	***
	Dist: Adour	1	1	2	0,16

*** pval<0.01, * pval<0.05
Deviance explained=0.30 ; n=163

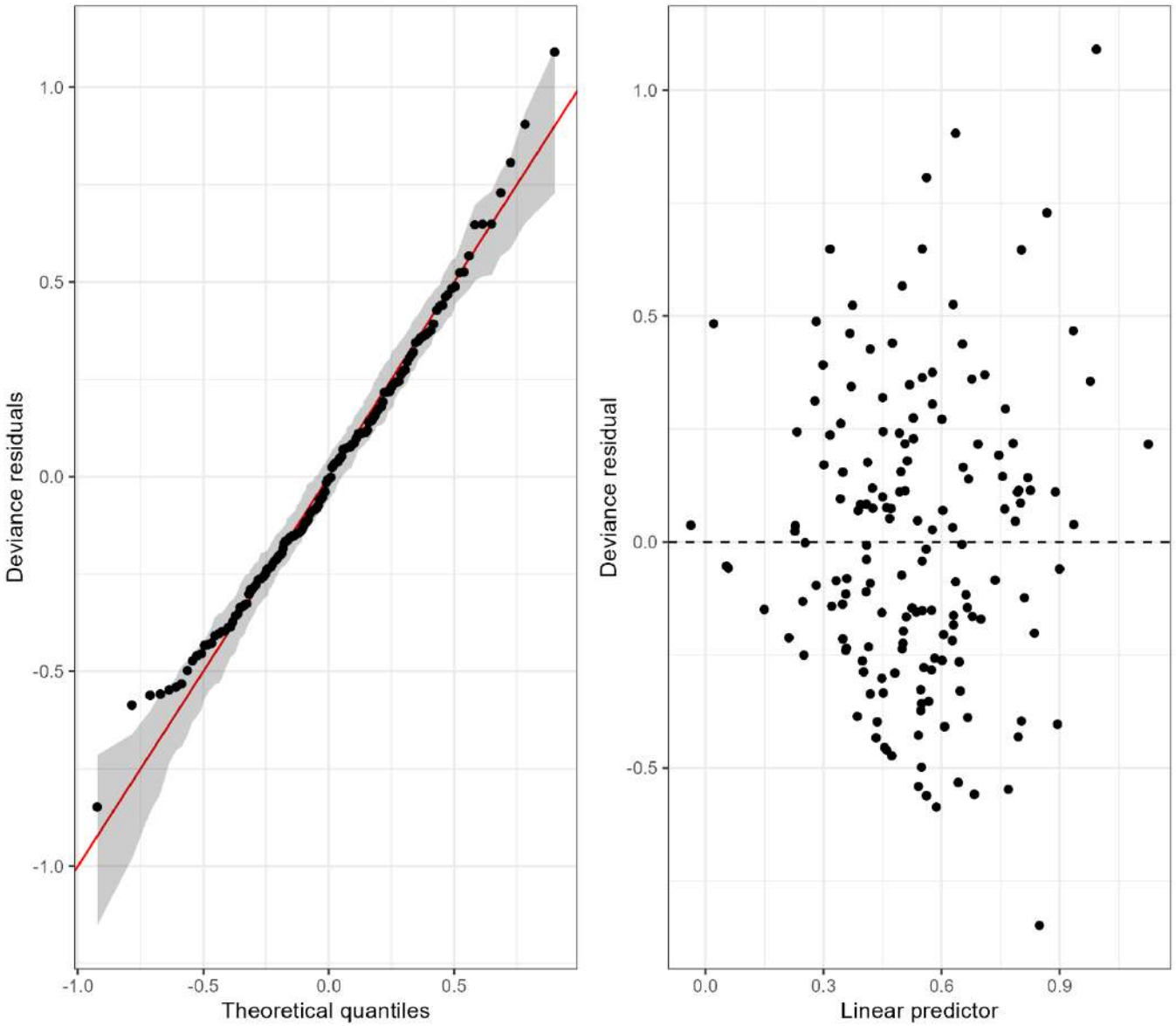


Figure 12 : Graphique de diagnostic du modèle sélectionné pour la modélisation du taux de recapture. Ces graphiques précisent l'ajustement des résidus à une loi de distribution gaussienne, et une absence de patron linéaire particulier.

Passés les 6 premiers mois, aucune diminution du taux de recapture au cours temps n'a été retrouvée qu'au sein des UGA Loire-Vendée-Sèvre Niortaise et particulièrement au sein de l'UGA Garonne-Dordogne-Charente (Figure 13). Enfin, les taux de recapture d'individus issus du repeuplement varient positivement avec la distance à la mer au sein des UGA Bretagne et Loire-Vendée-Sèvre Niortaise et négativement au sein de l'UGA Garonne-Dordogne-Charente. Cette dernière relation, plus surprenante, pourrait être due aux recrutements faibles dans les étangs aquitains (Lacanau) situés proches de l'embouchure par rapport aux zones estuariennes plus en amont.

En effet, le taux de recapture est proportionnel à l'abondance de la cohorte présente dans le cours d'eau au moment du déversement. Plus on remonte en amont et plus l'abondance des anguilles est supposée faible lorsque le recrutement naturel est bas, à la fois pour des raisons de migrations densité

dépendantes. La faible abondance des anguilles peut également s'expliquer par la rupture de la continuité écologique causée parfois dès l'aval par l'existence de barrages. Par conséquent, il semble attendu que le taux de recapture augmente avec la distance à la mer, plus ou moins vite en fonction de la qualité du continuum mer-cours d'eau.

L'évolution temporelle du taux de recapture peut suivre plusieurs tendances : il est stable si aucune mortalité ni aucun recrutement ne survient au cours du temps et si les mortalités sont identiques chez les marquées et non marquées ; il diminue si la cohorte marquée (ou repeuplée) est plus mobile et/ou subit une mortalité plus forte que les non marquées et/ou si un recrutement naturel existe - à noter que différentes études indiquent que les anguilles marquées ont des mortalités similaires aux anguilles marquées pour une cohorte donnée (Josset et al. 2014) ; il augmente si les anguilles marquées sont capturées plus que les non-marquées, si les anguilles non marquées sont plus mobiles que le marquées (ces dernières sortiraient du système suivi) et/ou si les non-marquées ont une mortalité supérieure à celle des marquées. Ces dernières hypothèses semblent peu vraisemblables.

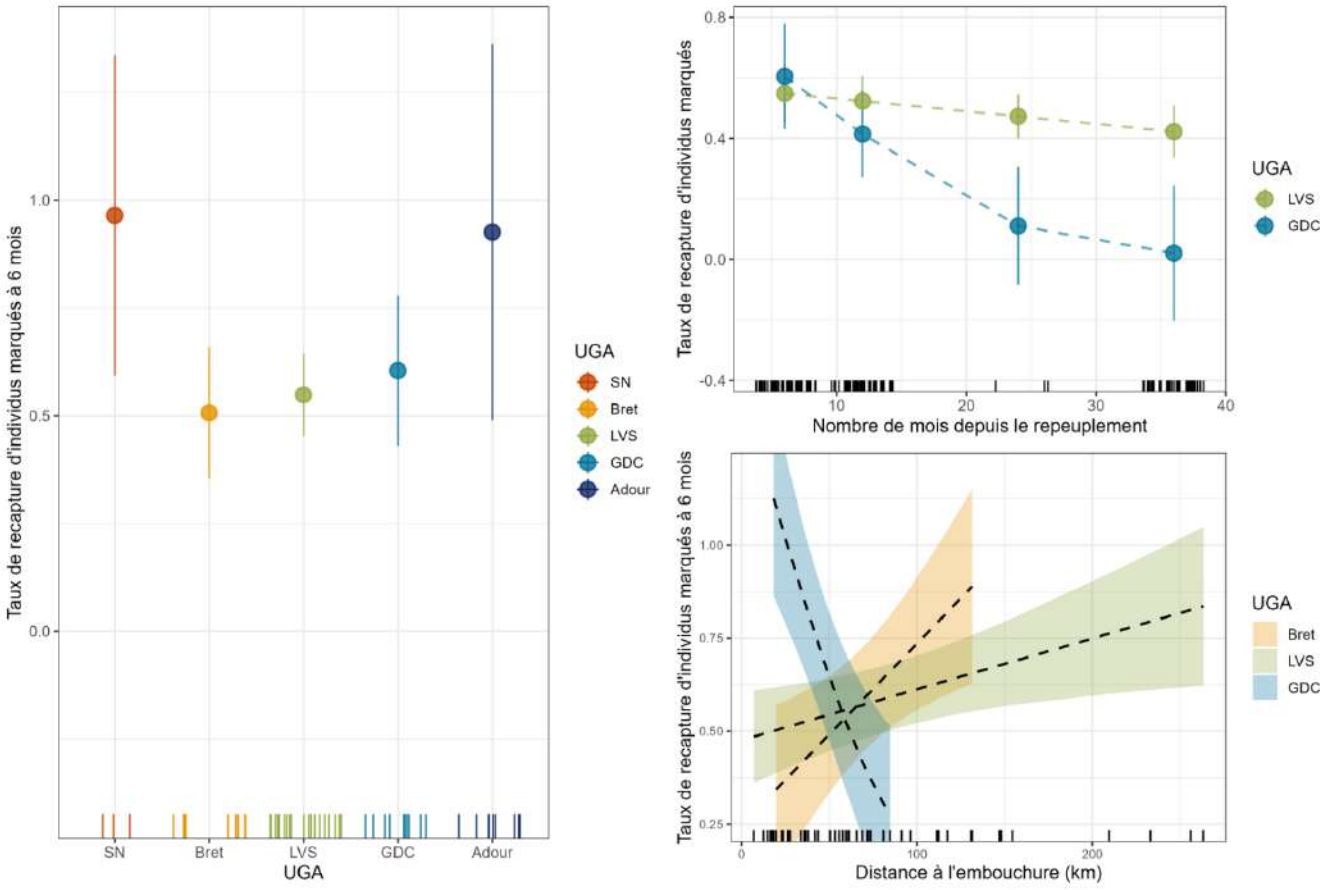


Figure 13. Variations du taux de recapture d'individus marqués à 6 mois entre les UGA (gauche), variations significatives du taux de recapture au cours du temps (depuis l'action de repeuplement) (haut droit), et variations significatives avec la distance à l'embouchure du taux de recapture d'individus marqués à 6 mois (bas droit). N.B: Les pêches de l'UGA Artois Picardie (Aa 2019; 100% de recapture), ne sont ici pas représentées.

Reposant sur ce modèle, la production d'une carte des variations du taux de recapture standardisées (Z-score) permet de mieux apprécier la variabilité spatiale du taux de recapture d'individus (Figure 14). A

l'amont des grands fleuves tel que la Loire, on observe en moyenne des taux de recapture plus importants, ainsi qu'au sein des fleuves du nord de la France (Aa 2019, Saâne 2016, Orne 2018). Inversement, les sites avec les taux de recapture les plus bas se retrouvent en majorité en aval des fleuves (Aulne 2018, Loire 2021), mais surtout sur la Charente (Charente 2015, 2016, 2019 et 2020) et la Boutonne, au sein de sites situés en aval d'importants obstacles. Ces résultats traduisent probablement une forte contribution du repeuplement à la population d'anguilles en place, dans les sites où il existe un déficit de recrutement naturel.

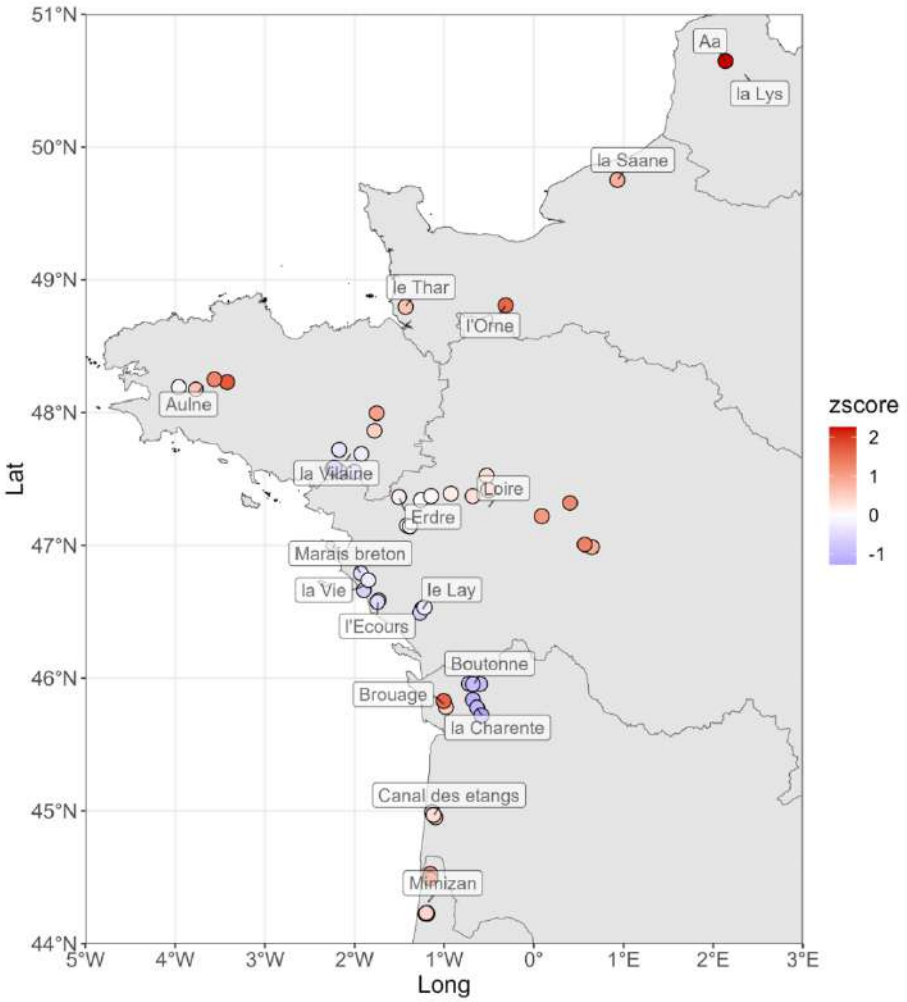


Figure 14: Carte des anomalies de prédictions standardisées des taux de recapture d'individus marqués. Les points rouges présentent des taux de croissance supérieurs à la moyenne tandis que les points bleus désignent l'inverse. Les étiquettes précisent le bassin-versant.

6.4 Analyse des densités associées au repeuplement

Sur 173 pêches de suivi utilisées pour l'estimation du taux de recapture d'individus marqués, seules les pêches électriques ont été utilisées pour estimer les densités associées au repeuplement (n=124). L'analyse des densités associées au repeuplement s'est concentrée sur l'influence des abondances de civelles déversées en fonction de l'UGA (Ab_civelle : UGA) et leurs variations au cours des pêches de suivi en utilisant un modèle linéaire généralisé mixte (GLMM) et une loi de distribution négative binomiale.

Seul l'interaction entre les abondances de civelles déversées et l'UGA (Ab_civelle : UGA) a été conservée au sein du meilleur modèle (Tableau 7). La variable "suivi" caractérisant le temps depuis le déversement des civelles n'a pas été retenue, soulignant des variations non significatives des densités après 6 mois. Le meilleur modèle présente un bon ajustement des résidus à la distribution théorique utilisée (Figure supplémentaire 10).

Une relation significative entre abondance de civelles déversées et densités estimées d'anguilles repeuplées a été identifiée au sein des UGA Adour, Bretagne, Loire-Vendée-Sèvre Niortaise et Seine-Normandie (Tableau 8). Aucune différence significative n'a été identifié entre ces UGA en utilisant le test post-hoc de Tukey HSD. Pour l'UGA Garonne-Dordogne Charente, les densités retrouvées restent indépendantes de la quantité de civelles déversées, ce qui pourrait indiquer un effet de saturation de certains sites conduisant en une émigration ou une mortalité plus importante. Toutefois, il est important de souligner qu'une fois encore, ces résultats reflètent des contextes environnementaux d'un projet à l'autre au sein d'une même UGA.

Tableau 8 : Extrait de la table des modèles testés relatifs aux densités d'anguilles issues du repeuplement. "+" indique que le prédicteur est inclus dans le modèle, "Suivi" : le nombre de mois depuis le repeuplement, "Ab_civelle" : Abondance de civelles déversées.

Intercept	Suivi	Ab_civelle : UGA	df	logLik	AICc	delta	weight
0,62	-	+	7	-309,3	633,6	0,0	0,7
0,75	+	+	9	-308,0	635,7	2,1	0,3
1,69	-	-	2	-339,0	682,0	48,5	0,00
1,80	+	-	4	-338,6	685,5	51,9	3,99E-12

Tableau 9 : Résumé du meilleur modèle relatif aux densités associées au repeuplement

Term	Estimates	Std error	Z value	pval
Ab_civelle : Adour	$7.06.10^{-7}$	$2.99.10^{-7}$	2.36	*
Ab_civelle: AP	$5.90.10^{-6}$	$5.07.10^{-6}$	1.16	0.24
Ab_civelle: Bret	$5.83.10^{-7}$	$2.02.10^{-7}$	2.89	**
Ab_civelle: GDC	$1.26.10^{-7}$	$1.93.10^{-7}$	0.65	0.51
Ab_civelle: LVS	$7.43.10^{-7}$	$9.6.10^{-8}$	7.75	***
Ab_civelle: SN	$3.83.10^{-6}$	$1.31.10^{-6}$	2.93	**

8 Discussion

Cette étude permet de tirer des enseignements inédits sur l'efficacité du repeuplement en France pour la gestion du stock d'anguilles européennes. Les points saillants de cette étude sont les suivants :

- Les abondances totales d'anguilles mesurées lors du suivi post repeuplement restent en, premier lieu, dépendantes des UGA. Dans certains UGA comme la Loire et la Garonne, on constate une augmentation de la densité avec la distance à la mer. Ce résultat tranche avec les patrons de distribution des populations d'anguilles, habituellement décrits dans la littérature, dont la densité décroît généralement avec la distance à la mer. Cette différence tiendrait, là aussi au fait que le modèle combine des résultats de cours d'eau différents de petite taille et dont l'accès à l'amont est contraint dès l'aval par des barrages (côtiers vendéens) ou présentant des habitats particuliers (étangs des landes). A l'inverse, certains grands cours d'eau (notamment la Loire) présentent des densités d'anguilles importantes à des distances importantes de l'estuaire. Ainsi les tendances observées à l'échelle des UGA masquent cette complexité et la variabilité de la continuité écologique entre les différents bassins versants.

- Le taux de croissance des anguilles transférées augmente globalement avec la distance à la mer, surtout sur les cours d'eau situés à plus de 100km de l'embouchure. Cette tendance est combinée avec une croissance qui décroit globalement avec la latitude. Si ce gradient nord sud de la croissance est couramment décrit dans la littérature (Voir par exemple Teichert et al. 2022, Bourrillon et al. 2022), l'augmentation du taux de croissance en fonction de la distance à la mer semble en contradiction avec de nombreux travaux qui indiquent que la croissance diminue d'amont en aval dans les milieux fluviaux (par exemple Daverat et al. 2012). Dans notre modélisation, nous avons regroupé les données à l'échelle des UGA ce qui rassemble des bassins versants de tailles variables et couvrant différents types d'habitats et plus ou moins aménagés. Par exemple, l'UGA Garonne-Dordogne-Charente regroupe en particulier les marais de Brouage, ainsi que les étangs de Lacanau à proximité de l'embouchure contrastant avec le bassin de la Charente situé plus en amont. Cette hétérogénéité environnementale peut au moins en partie expliquer les variations du taux de croissance notable au sein de cette UGA. Pour l'UGA Loire, les opérations de repeuplement ont été réalisées dans la portion médiane et aval des cours d'eau où l'habitat est probablement partout favorable à la croissance. Dans la Loire elle-même, la densité en anguilles diminue d'aval en amont, on peut donc faire l'hypothèse que la compétition intraspécifique diminue d'aval en amont. Cela favorise théoriquement la croissance et la survie, qui présentent des relations densité dépendantes. Cela suggère que les croissances sont favorisées par les opérations de repeuplement réalisées dans les habitats favorables à l'anguille mais où les densités sont faibles. Cette situation est observée dans de nombreuses situations, parfois dès l'aval des cours d'eau lorsque la continuité écologique est entravée par des barrages (Vilaine, Aulne, Aa) ou en cas de déficit de recrutement lié au

déclin de l'abondance de l'anguille (par exemple la Loire).

- La contribution relative des anguilles transférées à la population d'anguilles en place varie entre 10 et 100% des effectifs (et jusqu'à 200% pour certains projets). Elle augmente globalement avec la distance à la mer et demeure importante au sein des UGA Artois-Picardie et Seine-Normandie, où l'on retrouve le plus d'obstacles le long des cours d'eau. Il est intéressant de noter qu'à l'échelle des UGA, les taux de recapture d'individus marqués sont globalement inversement proportionnels aux densités totales observés. Les résultats suggèrent que la densité en anguilles et le recrutement naturel diminuent globalement avec la distance à la mer et le nombre d'obstacles à l'aval. Ce résultat souligne que les actions de repeuplement peuvent permettre de restaurer efficacement les populations dans les portions de cours d'eau où les anguilles ne sont plus présentes. Ces résultats permettent, en outre, l'identification de sites moins propices au repeuplement caractérisés par une diminution rapide du taux de recapture d'individus marqués à 6 mois et/ou par des taux de croissance plus faibles qu'attendu. Enfin, les variations des densités d'anguilles supposées issues du repeuplement et leurs relations avec la quantité de civelle déversées nous informent également que certains territoires pourraient être moins favorables au repeuplement. Bien que ces tendances s'observent à l'échelle des UGA, l'ensemble des résultats présentés soulignent également une forte variabilité inter-projets au sein d'une même UGA. Un tel constat suggère la possibilité d'une analyse plus fine à l'échelle par exemple bassin-versant, en particulier pour les UGA Loire-Vendée-Sèvre Niortaise et Garonne-Dordogne-Charente.

Le protocole mis en œuvre ne fournit qu'une information limitée de la survie des anguilles. Toutefois, étant donné que la littérature indique que la survie est densité dépendante, il est vraisemblable que la survie soit supérieure à l'amont des fleuves puisque la densité des anguilles y est plus faible qu'à l'aval. Evidemment, cette hypothèse ne tient qu'à la condition d'une bonne qualité de la qualité de l'eau et des habitats. Cette idée est supportée par les taux de croissance plus importants retrouvés au sein de ces zones, puisqu'une croissance accélérée s'accompagne le plus souvent d'une amélioration de la survie des individus. Ainsi, le déversement des anguilles dans des zones de faible densité, dans les sections moyennes des cours moyen des grands bassins versants et au sein de certains bassins pourrait conduire *in fine* à une production d'anguilles argentées plus importante que si les anguilles étaient restées à l'aval. Bien sûr, même si ces observations plaident en faveur d'un effet bénéfique du repeuplement à condition que les zones de déversement soient bien choisies (habitat favorable à la survie et la croissance, continuité écologique, faible densité d'anguilles), il reste à démontrer si les actions de repeuplement permettent ou non une augmentation de la production en anguilles argentées par rapport à un recrutement naturel.

Cette question doit être abordée par la poursuite de l'analyse de l'efficacité du programme de repeuplement français. Une telle étude consisterait à estimer la quantité (nombre et biomasse) des géniteurs produits par le transfert des 28 tonnes de civelles entre 2011 et 2021 (et après) par rapport à ce qu'elles auraient produit si elles avaient colonisé les bassins versants par leurs propres moyens. Toutefois, il sera indispensable de réaliser une recherche approfondie, collective et consensuelle pour paramétrer un

modèle à partir d'hypothèses sur les gains ou pertes de survie, de taux de croissance, de détermination sexuelle, de taille et d'âge à l'argenture. Ces paramètres pourront s'appuyer d'une part sur la littérature et d'autre part développer une approche empirique fondée sur les études de terrain mesurant la proportion les proportions d'anguilles argentées issues du repeuplement (marquées à l'AlizarineS) à l'échelle des bassins versants. Les premières anguilles argentées issues du repeuplement ont commencé à dévaler en 2018 en Loire et des études en cours indiquent qu'elles pourraient contribuer à 5 à 10 % du flux d'anguilles argentées (Bourillon, 2021).

8 - Figures supplémentaires associées à l'analyse

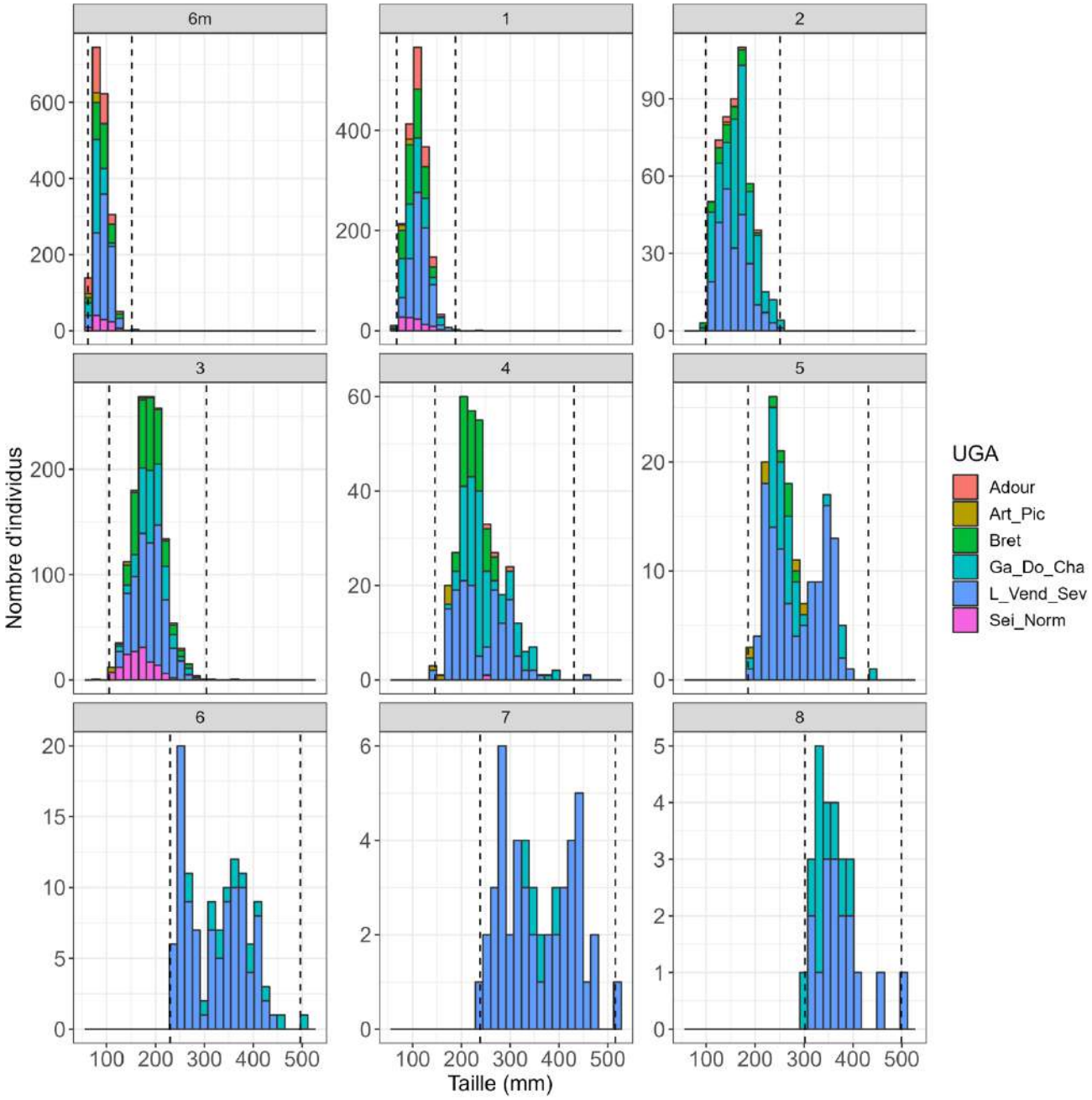


Figure supplémentaire 1 : Histogrammes des fréquences de tailles par âge évalué par analyse des otolithes, permettant d'identifier la cohorte suivie. Pour chaque âge, les lignes verticales pointillées précisent les tailles minimales et maximales (q=0,01 et q=0,999 de la distribution des tailles) de la cohorte suivie

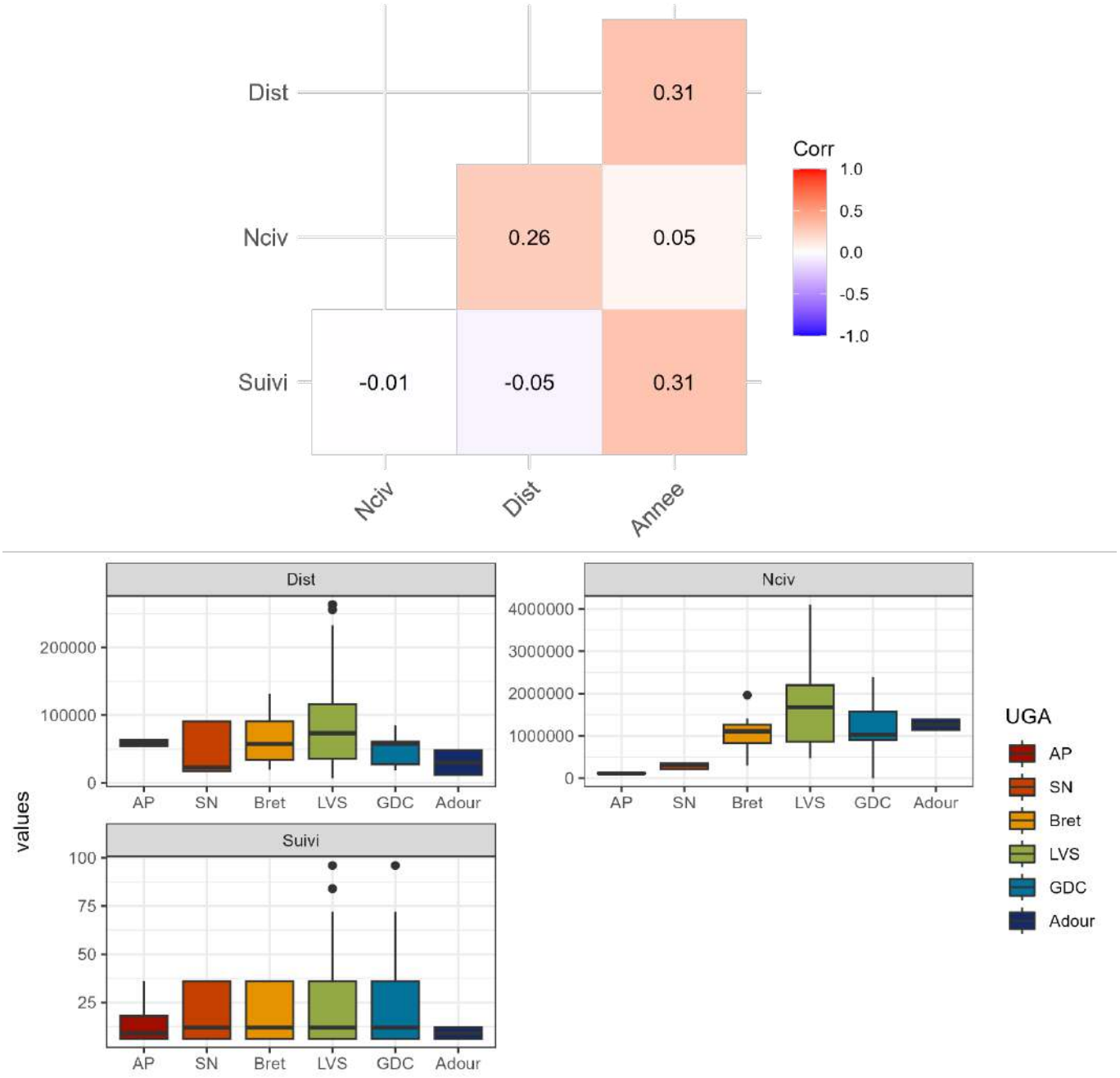


Figure Supplémentaire 2: Matrice des corrélations des variables quantitatives utilisées pour la modélisation des densités totales en anguilles et caractérisation des variables pour chaque UGA. Avec *Dist*: distance à l'embouchure, *Nciv*= Nombre de civelles déversées, et *Suivi*: nombre de mois depuis le déversement

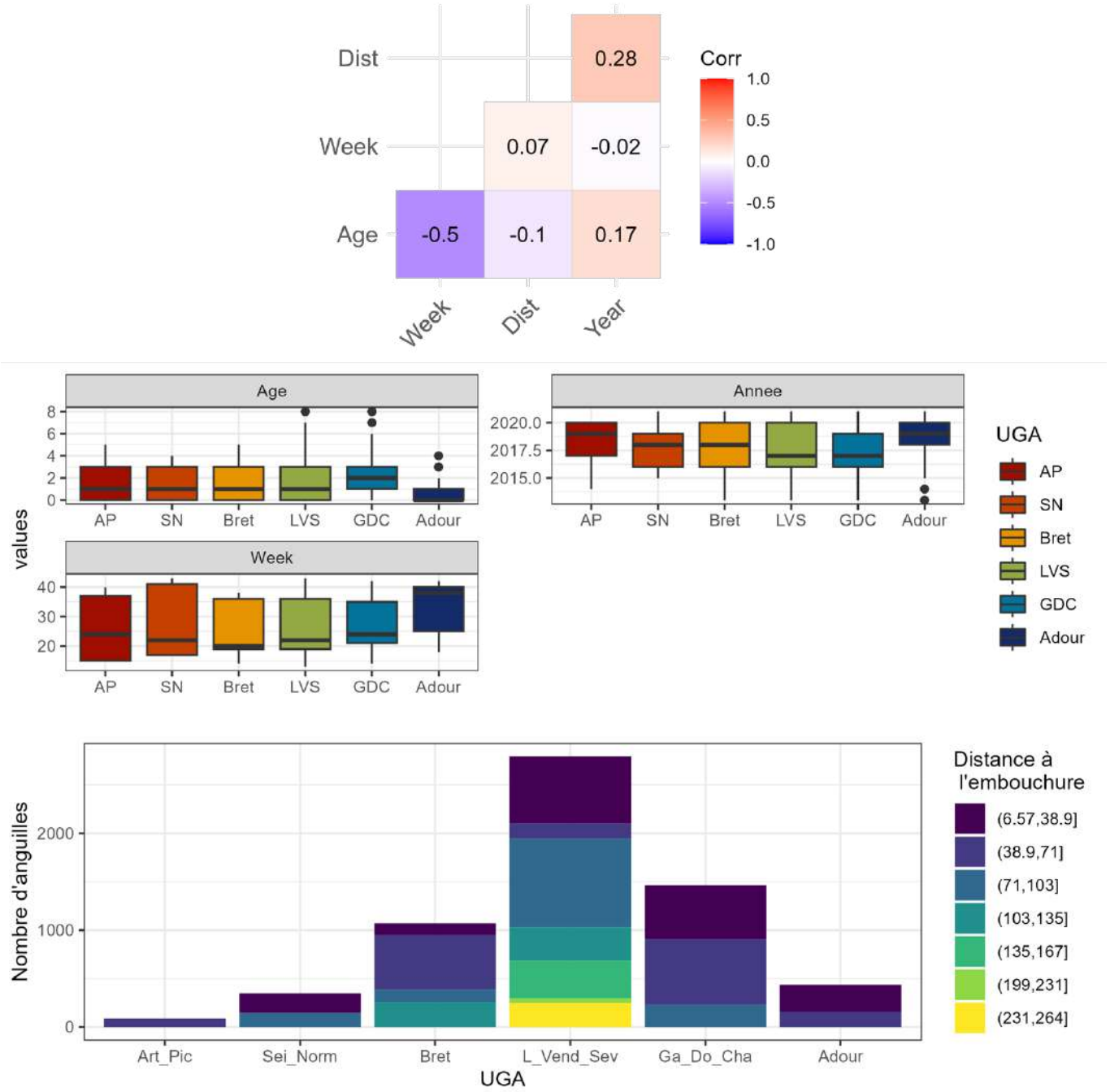


Figure supplémentaire 3: Matrice des corrélations des variables quantitatives utilisées pour la modélisation du taux de croissance et caractérisation des variables pour chaque UGA.

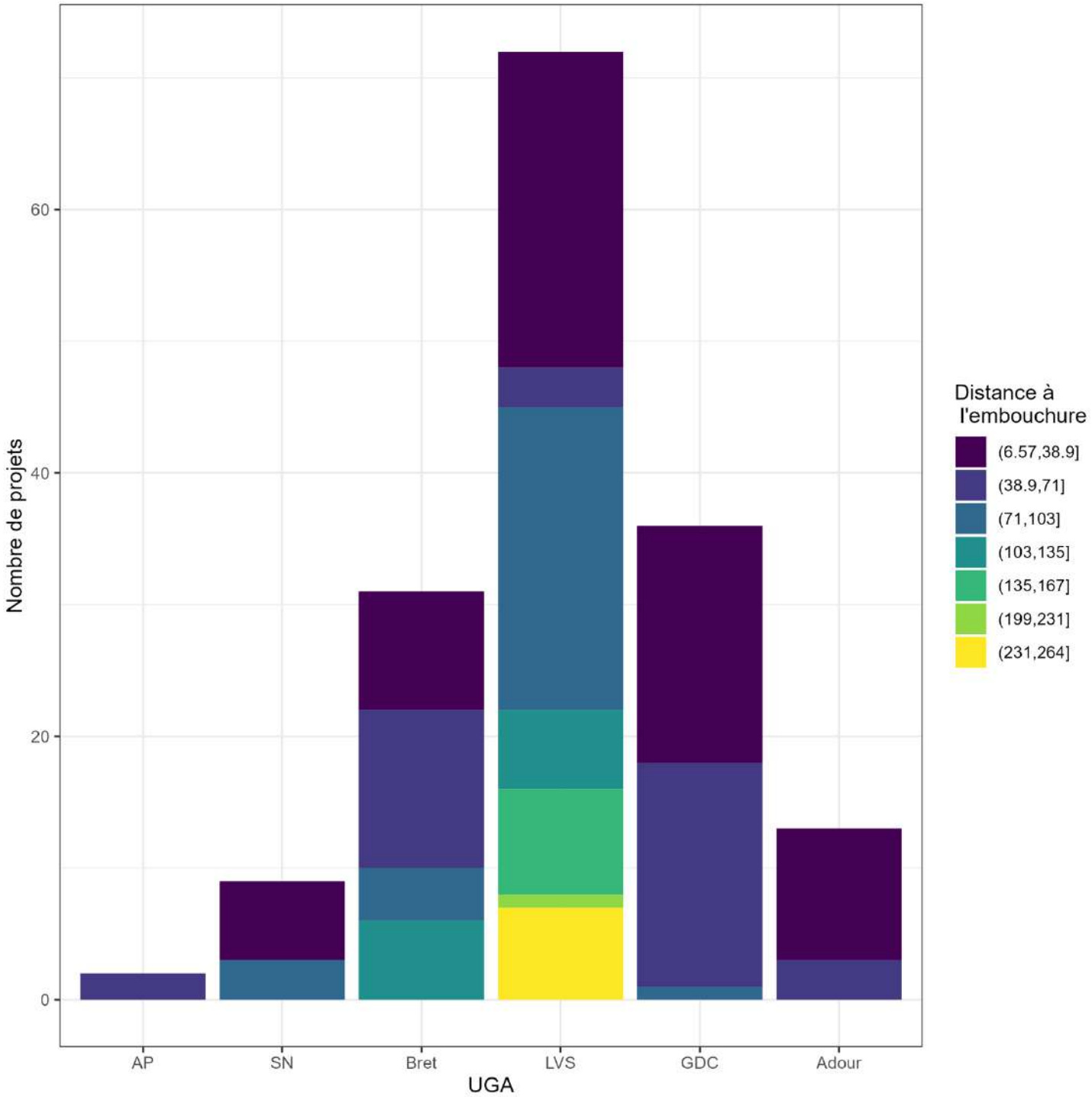


Figure supplémentaire 4 : Distance à l'embouchure des différents projets utilisés dans la modélisation du taux de recapture d'individus marqués.

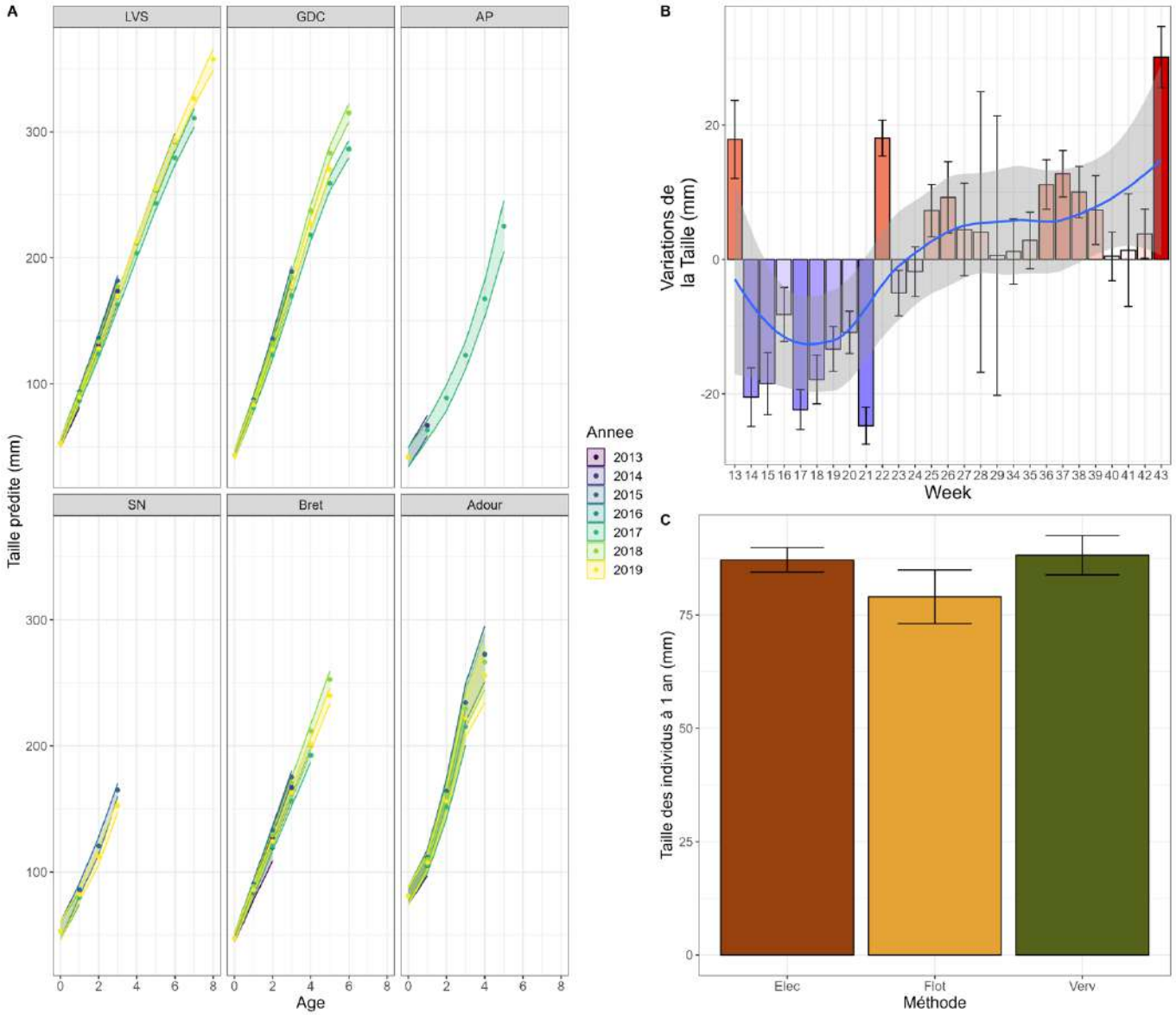


Figure supplémentaire 5: Effet de l'année sur le taux de croissance des anguilles (A), de la semaine de la pêche et de la méthode de pêche sur les tailles observées à 1 an (B et C, respectivement

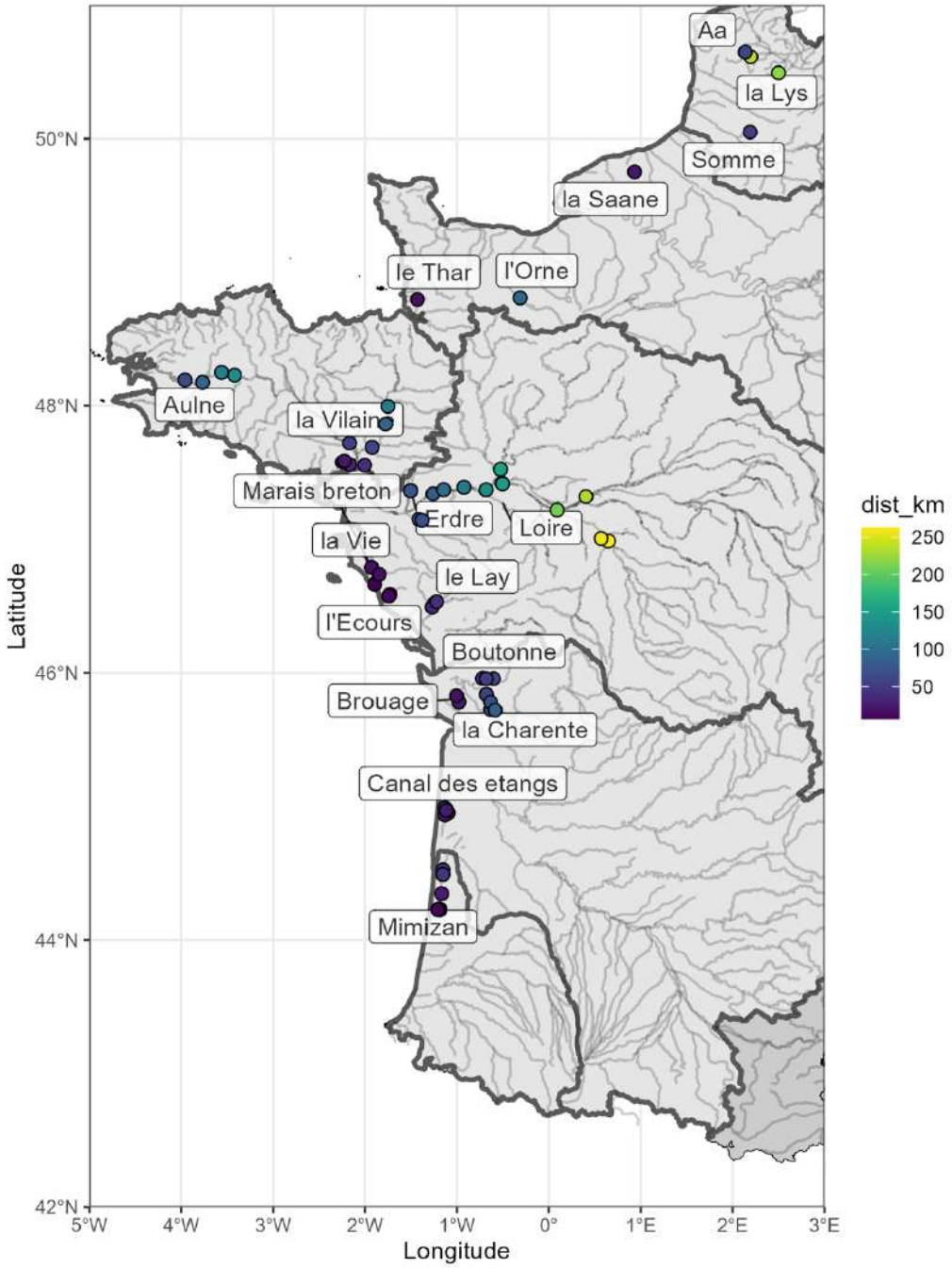


Figure supplémentaire 6: Cartographie de la distance à l'embouchure des différents projets de repeuplement. Les étiquettes précisent les différents bassins versants.

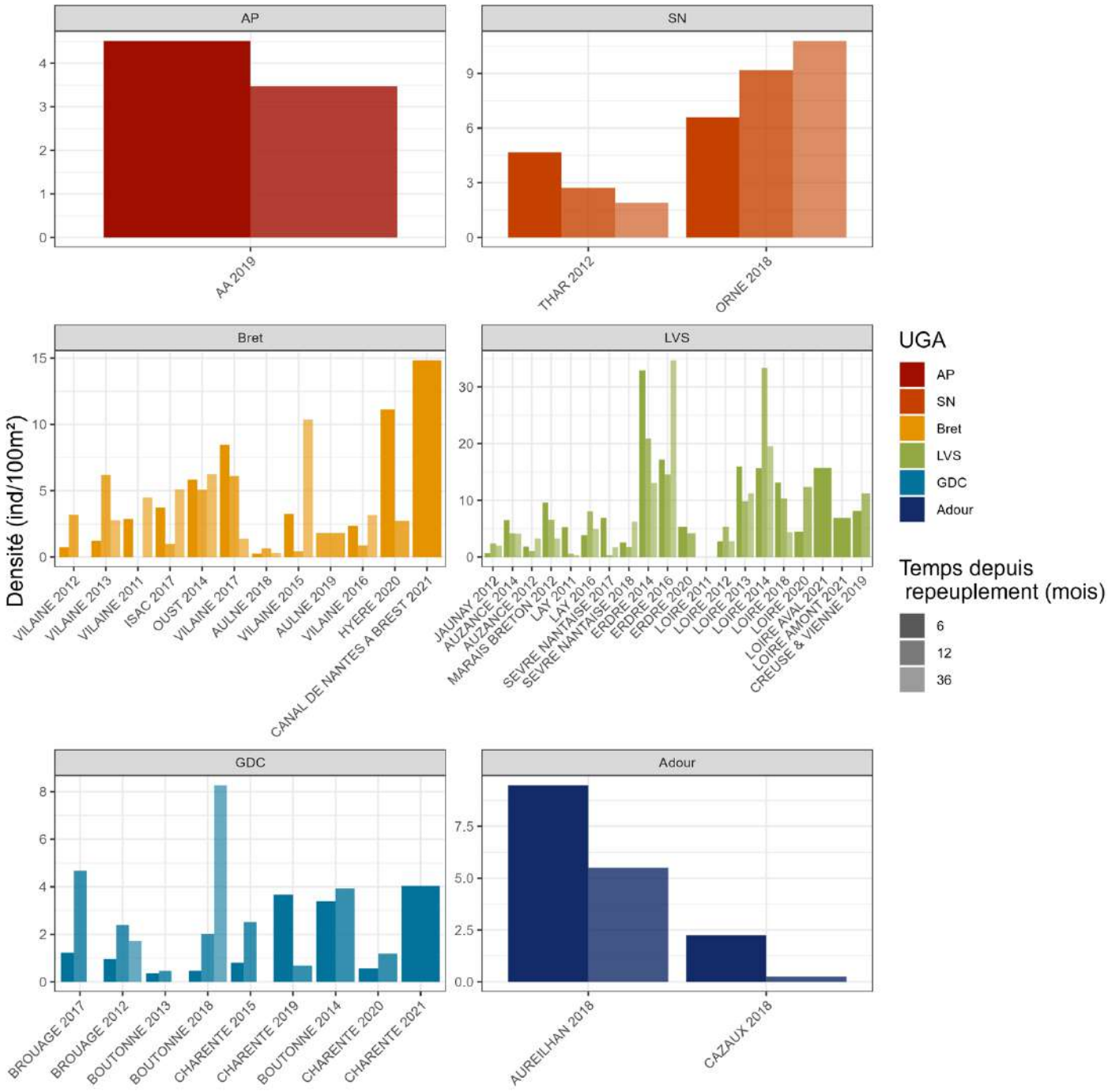


Figure supplémentaire 7: Variations des densités des anguilles estimées issues du repeuplement (densité cohorte X pourcentage de recapture d'individus issus du repeuplement) pour chaque projet au cours des pêches de suivi (à 6, 12 et 36 mois). Seuls les projets présentant initialement un marquage des civelles et utilisant la pêche électrique lors des pêches de suivi ont été représenté.

Projet	UGA	Poids civelles (kg)	Surface colonisable estimée (ha)	Densité de civelles (ind.100m²)
AUREILHAN 2018	Adour	353,2	9,5	1191,1
CAZAUX 2018	Adour	455,2	3,4	4097,8
AA 2019	AP	34,7	11,6	110,4
CLARENCE 2021	AP	85,5	5,2	483,5
LYS 2016	AP	38,0	8,1	162,4
AULNE 2018	Bret	435,0	29,6	454,2
AULNE 2019	Bret	438,0	28,3	500,0
CANAL DE NANTES A BREST 2021	Bret	361,0	1,2	8652,3
HYERE 2020	Bret	331,0	6,9	1402,1
ISAC 2017	Bret	92,0	14,0	218,5
OUST 2014	Bret	650,0	28,7	683,9
VILAINE 2011	Bret	200,0	2,7	2181,9
VILAINE 2012	Bret	333,0	57,9	191,9
VILAINE 2013	Bret	306,0	62,2	149,2
VILAINE 2015	Bret	225,0	28,7	290,4
VILAINE 2016	Bret	430,0	27,9	453,3
VILAINE 2017	Bret	348,0	28,2	412,0
BOUTONNE 2013	GDC	232,0	26,0	247,6
BOUTONNE 2014	GDC	850,0	24,3	986,5
BOUTONNE 2018	GDC	515,7	24,5	644,5
BROUAGE 2012	GDC	270,0	2,7	3381,0
BROUAGE 2017	GDC	500,0	4,3	3294,4
CHARENTE 2015	GDC	499,1	62,4	258,0
CHARENTE 2016	GDC	0,0	62,0	0,0
CHARENTE 2019	GDC	340,3	62,4	165,2
CHARENTE 2020	GDC	334,5	62,1	163,2
CHARENTE 2021	GDC	606,3	58,3	297,3
AUZANCE 2012	LVS	241,0	4,5	1925,4
AUZANCE 2014	LVS	347,0	7,5	1499,8
CREUSE & VIENNE 2013	LVS	298,0	63,7	137,5
CREUSE & VIENNE 2019	LVS	586,5	64,2	294,8
ERDRE 2014	LVS	824,8	14,5	1992,9
ERDRE 2016	LVS	610,0	14,5	1451,8
ERDRE 2020	LVS	747,0	14,5	1516,4

Table supplémentaire 8: Surfaces colonisables et densités de civelles déversées estimées pour chaque projet

Projet	UGA	Poids civelles (kg)	Surface colonisable estimée (ha)	Densité de civelles (ind.100m²)
ILE SAINT AUBIN 2018	LVS	495,5	65,5	222,4
JAUNAY 2012	LVS	181,0	8,3	774,6
LAY 2011	LVS	173,5	1,0	5815,1
LAY 2013	LVS	669,0	18,7	1102,0
LAY 2016	LVS	280,0	18,1	552,5
LOIRE 2011	LVS	150,0	198,8	26,9
LOIRE 2012	LVS	962,0	185,4	157,2
LOIRE 2013	LVS	700,0	3,3	6404,6
LOIRE 2014	LVS	1160,0	196,6	208,5
LOIRE 2018	LVS	592,3	165,6	114,2
LOIRE 2020	LVS	741,0	175,7	140,6
LOIRE AMONT 2021	LVS	876,3	127,0	197,1
LOIRE AVAL 2021	LVS	850,8	132,9	182,9
MARAIS BRETON 2012	LVS	300,0	4,1	2591,8
MARAIS BRETON 2014	LVS	1275,0	4,1	7861,9
SEVRE NANTAISE 2017	LVS	215,2	22,1	347,0
SEVRE NANTAISE 2018	LVS	250,2	22,1	413,9
VIE 2016	LVS	144,4	10,3	458,0
ORNE 2018	SN	65,8	18,3	118,9
SAANE 2016	SN	100,0	7,6	425,0
THAR 2012	SN	113,0	4,1	852,0

Table supplémentaire 8 (suite): Surfaces colonisables et densités de civelles déversées estimées pour chaque projet

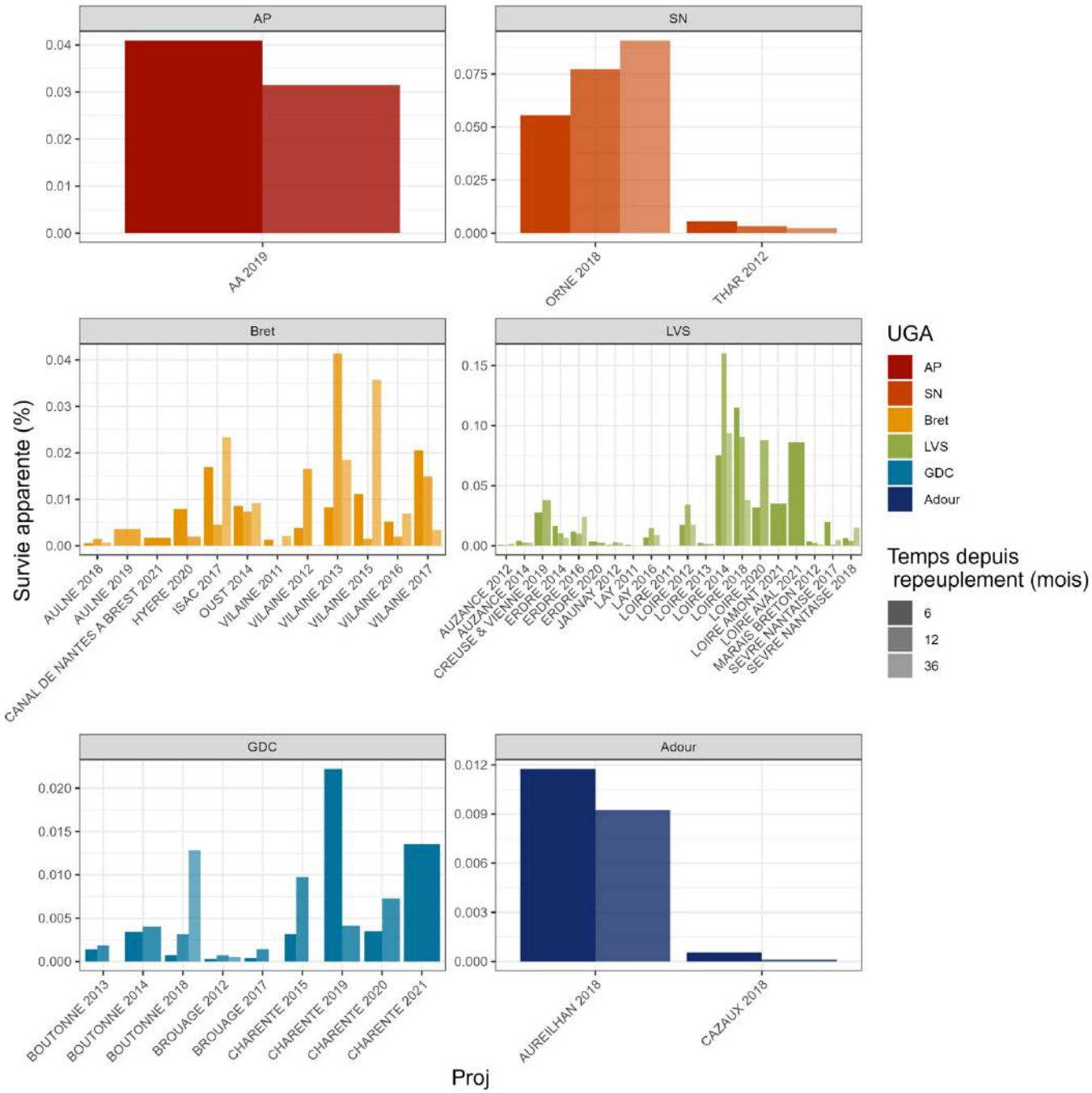


Figure supplémentaire 9: Variations des survies apparentes dans le temps (à 6, 12 et 36 mois) des anguilles estimées issues du repeuplement pour chaque projet. Il est important de noter que compte tenu de la forte incertitude associée à ces valeurs, elles ne sont données qu'à titre indicatif.

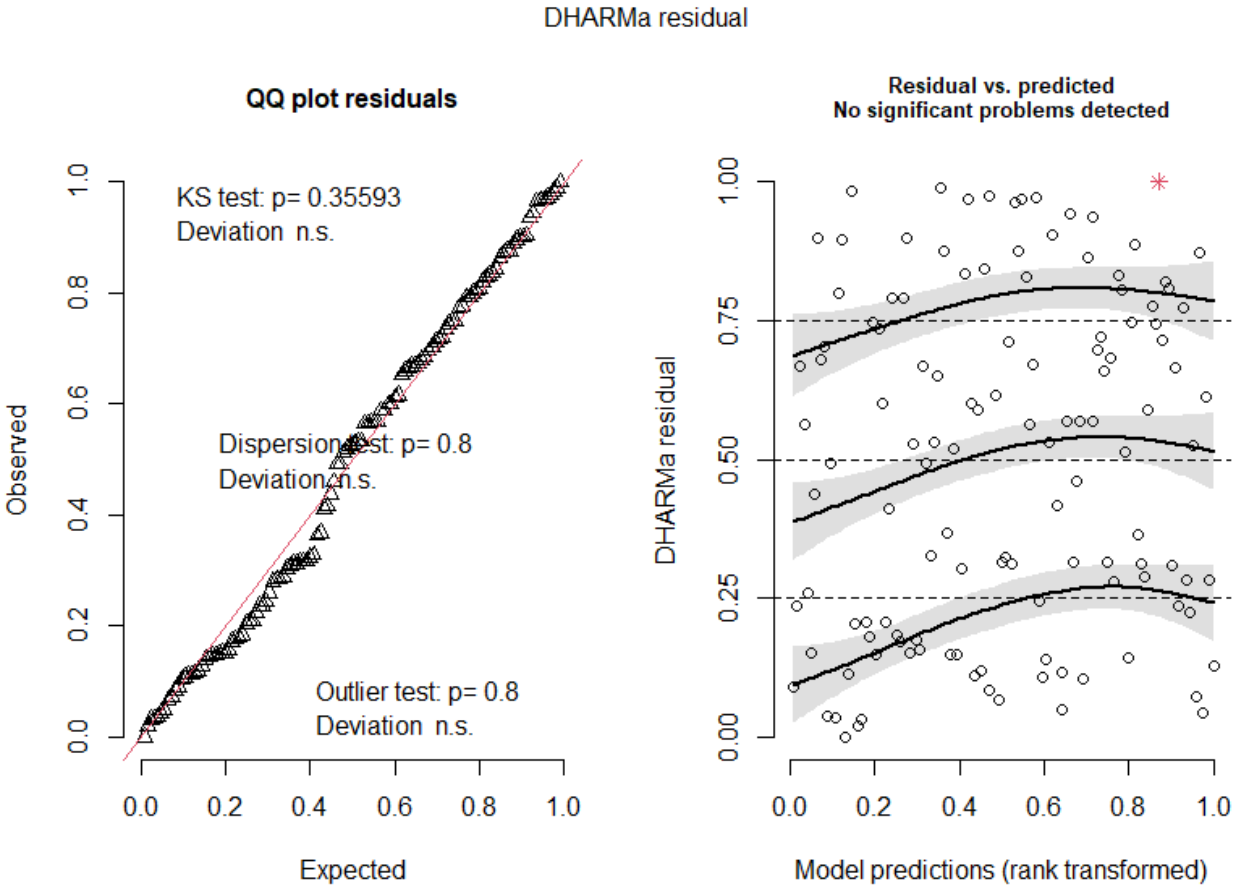


Figure supplémentaire 10 : Graphique de diagnostic du modèle sélectionné pour la modélisation des estimations de densités d'anguilles issues du repeuplement. Ces graphiques précisent l'ajustement des résidus à une loi de distribution négative binomiale, et une absence de patron linéaire particulier.

9 ANNEXES : Focus sur les résultats spécifiques à certains projets

Au fil des suivis scientifiques menés dans le cadre des repeuplements anguilles depuis 2011, certaines campagnes ont permis d'observer des résultats spécifiques sur certains projets en termes de taux de croissance, de dispersion et de colonisation, de taux de recapture, qui n'auraient pas été possible à obtenir en se limitant aux données accumulées dans le cas d'une application stricte du protocole de suivi préconisé dans le cadre de l'Appel à Projet repeuplement. Des données complémentaires (inventaires effectués dans le cadre de réseau de suivi par des partenaires externes) ont également permis de compléter les données de recaptures pour certains projets.

Nous présentons donc ici un focus (non exhaustif) sur des exemples de projets qui ont permis d'une part d'enrichir l'appréciation de l'efficacité des repeuplements et d'autre part, qui illustre les limites du protocole de suivi préconisé dans le cadre de l'Appel à Projet repeuplement pour l'évaluation complète du devenir des civelles déversées dans le cadre de ces opérations.

9.1 Comportement de dispersion et de colonisation des bassins versants par les anguilles repeuplées

L'Appel à Projet repeuplement anguille prévoit dans le cadre des suivis scientifiques à + 6 mois, + 1 an et + 3 ans de « Procéder à 25 stations d'échantillonnage situées entre 1 km en aval et 1 km en amont du site de déversement ». La localisation des stations jusqu'à 1 km au-delà de la zone de déversement doit permettre d'apprécier la dispersion des civelles repeuplées dans les bassins versants.

Cependant au fil des suivis, pour certains projets, des stations ont été localisées de plus en plus loin des sites de déversement, notamment en amont, que ce soit directement sur l'axe principal du cours d'eau concerné mais aussi dans ses affluents. Ces échantillonnages moins restreints à la seule zone du déversement ont permis d'observer un comportement marqué de dispersion des anguilles pour certains projets. Ces résultats démontrent donc une colonisation naturelle des bassins versants par une partie du contingent d'anguilles repeuplées, et ce parfois dès les premiers mois suivant le repeuplement. Les suivis scientifiques des opérations occultent donc un contingent difficilement quantifiable mais potentiellement important des anguilles repeuplées.

9.1.1 Colonisation des lacs Landais : Exemple du projet CAZAUX 2018

Les zones de repeuplement sur le projet Cazaux 2018 sont cantonnées à une partie du lac seulement, étant donné sa surface importante. Les 25 stations de suivi par pêche électriques qui ont été réalisées dans le cadre des suivis ont été réparties sur les berges du lac, en dépassent largement la limite recommandée au maximum de 1 km de distance des points de déversement (impossibilité de concentrer

les stations et présence d'une zone militaire). L'analyse des résultats des suivis à + 6 mois et + 1 an montre que le positionnement des stations bien au-delà de la zone de repeuplement et des 1 km recommandés a permis la recapture de la majorité des anguilles marquées recapturées (jusqu'à 5,7 km du point de déversement le plus proche dès 6 mois, de l'autre côté du lac).

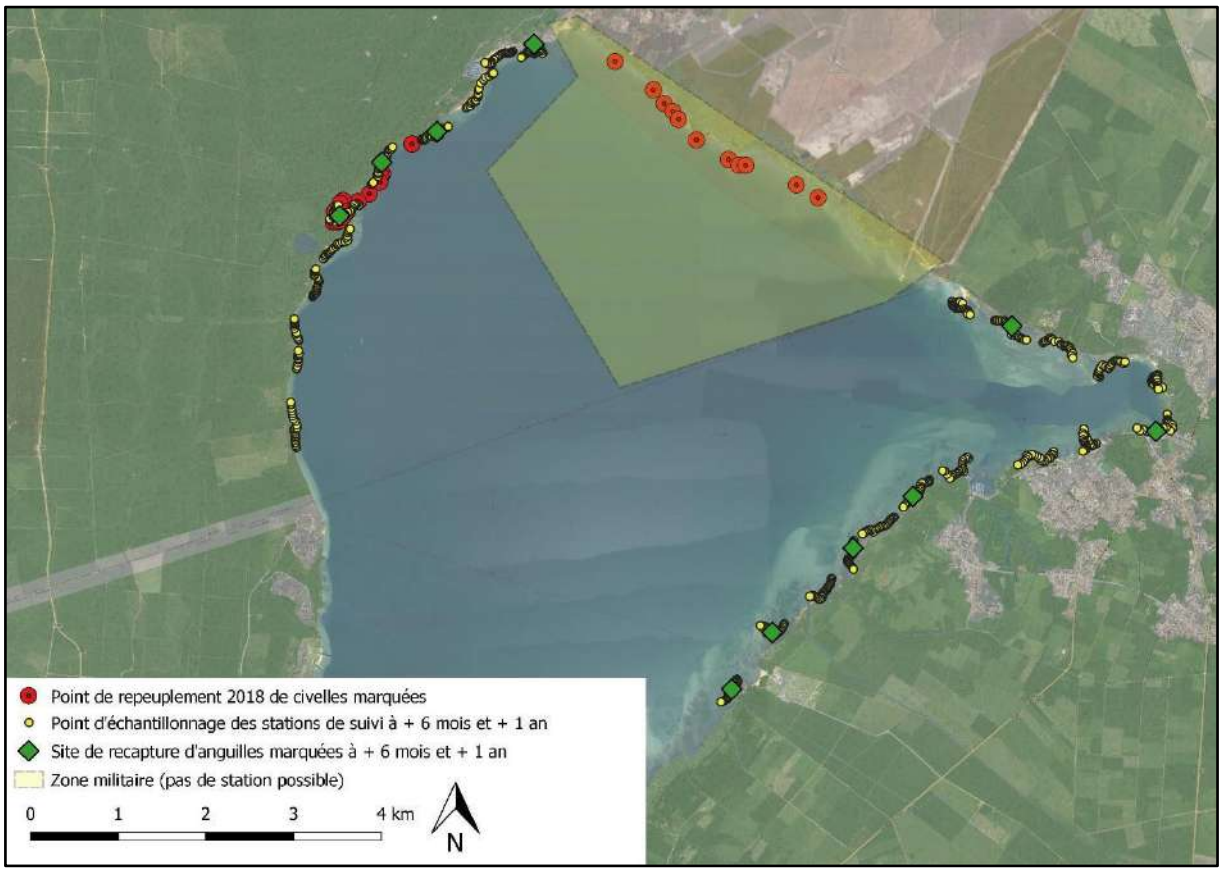


Figure annexe 11 : Localisation des points de repeuplements, des stations de suivis et des sites de recapture d'anguilles marquées pour le projet CAZAUX 2018 (CRPMEM Nouvelle-aquitaine).

Ces observations indiquent une colonisation importante du milieu dès les premiers mois suivant le repeuplement. On occulte donc une part non négligeable du contingent en ciblant uniquement les suivis scientifiques à proximité immédiate de la zone de déversement, comme c'est généralement le cas.

9.1.2 Colonisation des grands corridors fluviaux : Exemple du projet LOIRE AVAL 2021

Le projet de repeuplement Loire 2021 est localisé sur l'axe Loire, au niveau de la confluence de la Vienne et en aval de la confluence de l'Indre, affluents majeurs en rive gauche de la Loire. Des stations de suivi ont volontairement été positionnées sur l'axe Vienne (jusqu'à 3,2 km du point de repeuplement de civelles marquées le plus proche) au-delà des 1 km recommandés par le protocole de suivi, afin d'apprécier une éventuelle colonisation de cet axe de migration.

Dès le suivi à + 6 mois, des recaptures d'anguilles marquées ont été observées sur les stations positionnées sur l'axe Vienne. Ces recaptures se sont reconfirmées lors du suivi à + 1 an.

De plus, une station de suivi spécifique anguille de la Fédération d'Indre-et-Loire pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique situé sur l'Indre a permis la capture d'une anguillette marquée moins de 3 mois après le repeuplement, à 14 km du point de déversement le plus proche.

Enfin, dans le cadre du projet Creuse & Vienne 2019, lors du suivi à 3 ans, des petites anguilles ont été capturées sur les stations d'échantillonnages. Certaines ont été conservées pour un examen otolithométrique, dans l'hypothèse où elles pourraient provenir du projet 2021 réalisé sur la Loire plus en aval. Il s'est avéré qu'effectivement des anguillettes analysées étaient marquées et provenaient donc du projet Loire 2021, à plus de 50 km du point de repeuplement le plus proche, 1 an après l'opération.

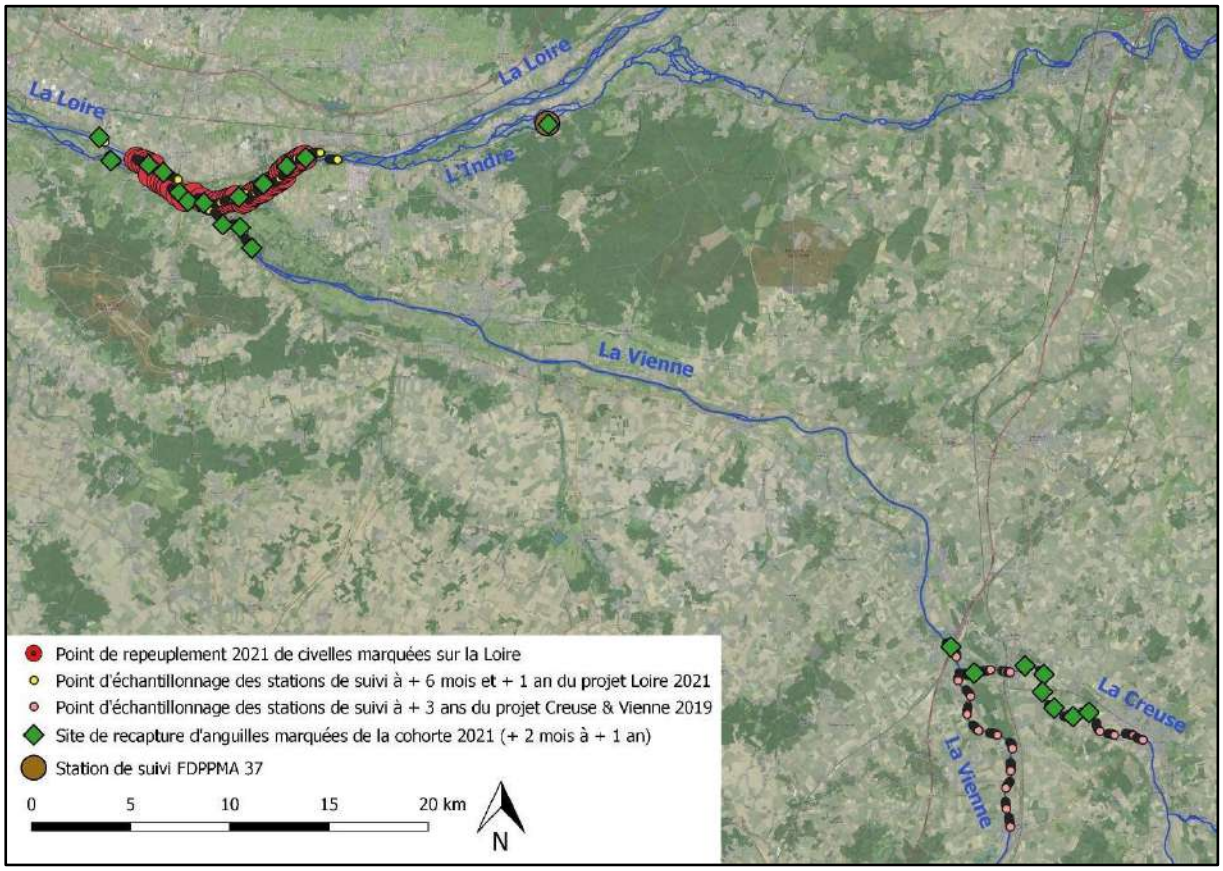


Figure annexe 12 : Localisation des points de repeuplements, des stations de suivis et des sites de recapture d'anguilles marquées pour le projet LOIRE 2021 et des stations de suivi du projet CREUSE/VIENNE 2019 (COREPEM – FDPPMA 37).

Le cas du projet Loire 2021 illustre bien le comportement de dispersion d'une partie du contingent issue de l'opération de repeuplement. Dès 2 mois après le repeuplement, des anguillettes ont déjà colonisées les affluents. 1 an après l'opération, on retrouve des anguilles issues du projet à plus de 50 km des points de déversement. Sans l'existence d'un projet 2019 sur la Creuse et la Vienne plus en amont, ce résultat n'aurait pas été obtenu. On constate ici l'importance d'envisager des suivis à des échelles plus larges, considérant qu'une partie importante du contingent reprend son comportement migratoire et de colonisation des bassins versants à la suite de l'opération de repeuplement.

9.1.3 Colonisation des petits cours d'eau salmonicoles : Exemple du projet LYS 2016

Le bassin de la Lys est situé dans le Pas-de-Calais et caractérisé par une population naturelle d'anguille très vieillissante. En effet, l'accès au bassin versant est rendu très difficilement accessible pour les anguilles en phase de colonisation active. Les jeunes anguilles doivent emprunter, non sans difficultés migratoires, le canal de l'Aa puis celui de la Lys (et leurs écluses), avant de pouvoir espérer atteindre la Lys « rivière », sur laquelle la présence de seuils de moulins réduit encore les chances de colonisation. Par conséquent, la population d'anguille était considérée comme relictuelle sur le bassin avant le projet de repeuplement, avec l'unique présence d'anguilles de taille importante et en densité assez faible (aucune anguille échantillonnée de moins de 300 mm dans le cadre des suivis effectués par la Fédération Départementale du Pas-de-Calais pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique avant le repeuplement 2016).

Le repeuplement 2016 sur la Lys rivière de 38 kg de civelles (environ 131 000 poissons) réparties sur 3 points n'a donc pas nécessité de marquage par balnéation, la simple recapture de jeunes anguilles permettant de déterminer leur origine dans le cadre des suivis scientifiques.

Seulement 3 stations ont été retenues pour le suivi scientifique à + 6 mois, + 1 an et + 3 ans dans le cadre de ce projet. Les stations ont été localisées directement au niveau des points de déversement. Les résultats des suivis ont permis la recapture de 10 anguilles de la cohorte cible lors du suivi à 6 mois en 2016, 11 anguilles de la cohorte cible lors du suivi à 1 an en 2017 et 8 anguilles de la cohorte cible lors du suivi à 3 ans en 2019. Avec seulement ces données disponibles, difficile d'apprécier l'efficacité et la plus-value de ce projet.

Cependant, des données complémentaires externes sont venues enrichir cette appréciation. En effet, sur la Lys rivière un suivi est réalisé par la FDPPMA 62 dans le cadre de son « Monitoring Anguille ». La campagne 2021 a permis la capture de jeunes anguilles de moins de 300 mm pour la première fois sur une station localisée 1,1 km du point de déversement le plus proche. Au vu de la distribution des tailles et de la croissance très faible des anguilles observées sur la Lys, ces poissons proviennent avec un fort degré de certitude de l'opération de repeuplement 2016. De même, une station de suivi dans le cadre du Réseau de Contrôle et de Surveillance de l'OFB est située à 1,4 km du point de déversement le plus proche. Cette station échantillonnée en 2018, 2020 puis 2022 sur le même linéaire (pêche complète à 1 passage sur environ 170 m linéaire) a permis la capture croissante au cours du temps d'anguilles issues de l'opération de repeuplement.

Tableau 7 : Résultat des captures d'anguilles sur la station RCS « 01053000 » de l'OFB (Dir HdF OFB)

	2018 (+ 2 ans)	2020 (+ 4 ans)	2022 (+ 6 ans)
Surface en eau échantillonnée	1303 m²	1275 m²	1319 m²
Effectif total d'anguilles capturées	32	40	85
Effectif d'anguilles de la cohorte cible du repeuplement 2016	21	34	73

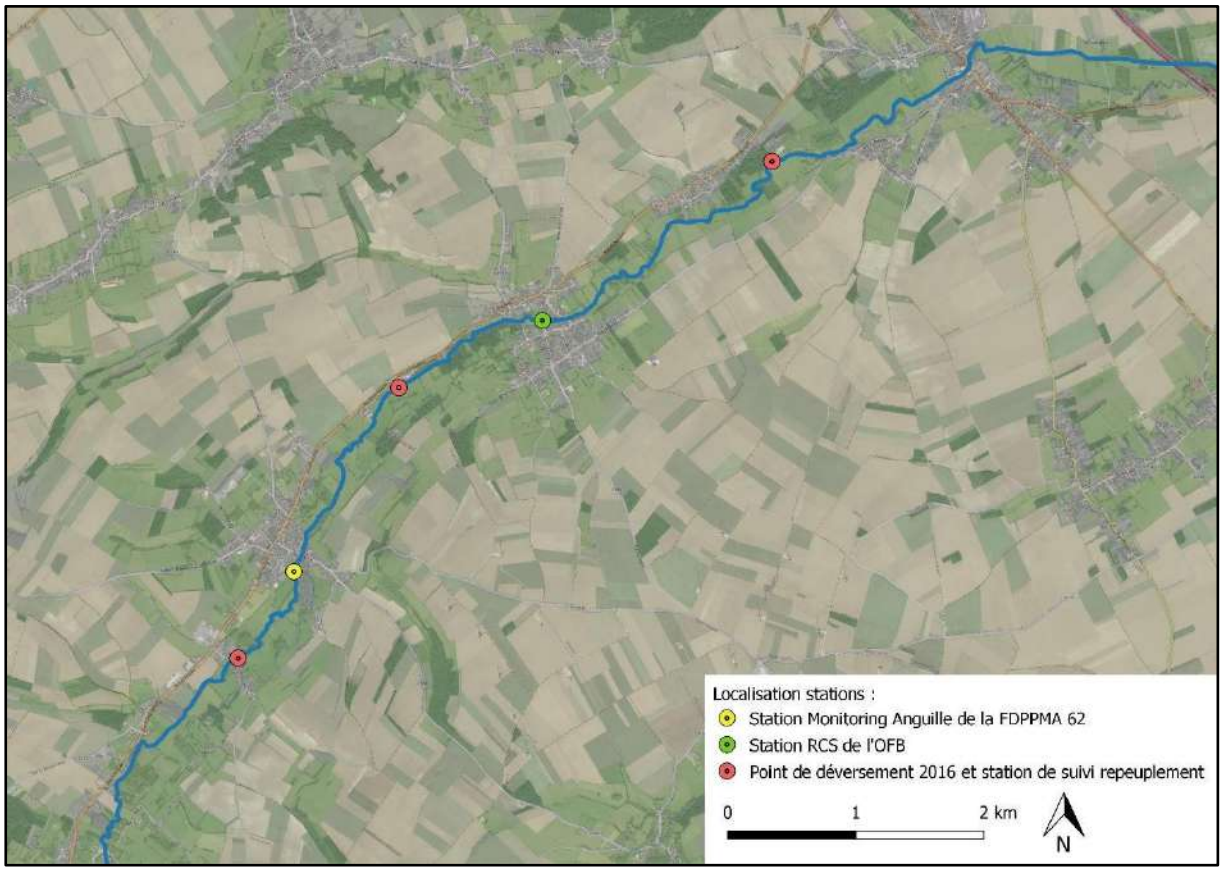


Figure annexe 13 : Localisation des station suivis (FDPPMA 62 - Dir HdF OFB - CRPMEM HdF)

Le cas de la Lys illustre bien que la limitation du nombre de stations de suivi et leur durée dans le temps, peut conduire à une vision très incomplète pour juger de l'efficacité d'un projet. Aussi, l'opportunité d'effectuer certaines stations de référence en « pêche complète » à un ou plusieurs passages sur des petits cours d'eau comme la Lys, permettrait d'acquérir des données complémentaires sur des densités d'anguilles repeuplées (estimation de la dispersion, des taux de survie etc…).

9.1.4 Colonisation des petits affluents : Exemple des projets ORNE 2018 et AA 2019

Ces dernières années, des stations sont de plus en plus systématiquement positionnées dans des petits affluents aux axes principaux concernés par les projets de repeuplement. C'est par exemple le cas

sur l'Aa en 2019 (positionnement d'une station sur le Bléquin).

Lors des suivis à + 3 ans, des anguilles marquées ont été recapturés sur les stations localisées sur les affluents pour ces projets (à plus de 4 km des points de repeuplement les plus proches). Ici encore, on observe une colonisation efficace des anguilles repeuplées et on note l'intérêt de suivre les cohortes cibles à l'échelle du bassin versant en ne se limitant pas à la seule zone de repeuplement.

9.2 Recapture d'anguilles marquées au-delà des 3 ans de suivi

Le suivi des cohortes et l'analyse des taux d'anguilles marquées recapturées est prévu jusqu'à 3 ans par l'Appel à projet : « Réaliser trois campagnes d'échantillonnage, soit 6 mois, 1 an et 3 ans après le déversement ». Aucune campagne spécifique au-delà des 3 ans n'est donc réalisé pour les projets de repeuplement Français. Cependant, certains projets sont localisés sur des bassins versants qui avaient déjà fait l'objet de projet de repeuplement par le passé. Lors des suivis à + 6 mois, + 1 an ou + 3 ans, il est alors arrivé de conserver des poissons de la cohorte cible des anciens projets afin de vérifier les taux de recaptures et les taux de croissances.

9.2.1 Recapture d'anguilles marquées jusqu'à + 6 ans pour les projets ERDRE

Sur l'Erdre, trois projets de repeuplement ont été effectué, en 2014, en 2016, puis en 2020. Lors du suivi à 3 ans du projet 2016 (donc en 2019), des anguilles âgées de 5 ans (provenant donc potentiellement du projet 2014) ont été conservées pour une analyse otolithométrique. Lors du suivi à 6 mois du projet 2020 (donc en 2020), des anguilles âgées de 4 ans (provenant donc potentiellement du projet 2016) et des anguilles âgées de 6 ans (provenant donc potentiellement du projet 2014) ont été conservées pour une analyse otolithométrique. Dans ces 3 cas, des anguilles marquées des anciens projets ont été recapturées (Tableau 8).

Tableau 8 : Résultat des taux de recaptures d'anguilles marquées lors des suivis sur l'Erdre (COREPEM)

	PROJET 2014	PROJET 2016	PROJET 2020
Taux d'anguilles marquées lors du repeuplement	30 %	36 %	29 %
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 6 mois	28,3 % 15 ang / 53 étudiées	22,4 % 11 ang / 49 étudiées	26 % 13 ang / 50 étudiées
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 1 an	36,4 % 20 ang / 55 étudiées	37 % 17 ang / 46 étudiées	13 % 6 ang / 46 étudiées
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 3 ans	20 % 7 ang / 35 étudiées	34,4 % 11 ang / 32 étudiées	/
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 4 ans	/	23,1 % 9 ang / 39 étudiées	/
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 5 ans	4,7 % 2 ang / 43 étudiées	/	/

Taux de recapture d'anguilles marquées à + 6 ans	27,3 % 9 ang / 33 étudiées	/	/

La recapture d'anguilles marquées au-delà des 3 ans de suivi a permis de constater que les taux de recapture restent du même ordre. Cette observation indique donc une faible dilution de la population d'anguilles en place et qui provient du repeuplement, avec des anguilles potentiellement issues d'un recrutement naturel. La poursuite de certains suivis au-delà de 3 ans permettrait de constater que la population en place serait fortement impactée en l'absence de repeuplement.

9.2.2 Recapture d'anguilles marquées jusqu'à + 9 ans pour le projet CREUSE 2013

Sur la Creuse, deux projets ont été effectués, l'un en 2013 et l'autre en 2019. Lors du suivi à 1 an du projet 2019 (donc en 2020), des anguilles âgées de 7 ans (provenant donc potentiellement du projet 2013) ont été conservées pour une analyse otolithométrique. Lors du suivi à 3 ans du projet 2019 (donc en 2022), des anguilles âgées de 9 ans (provenant donc potentiellement du projet 2013) ont été conservées pour une analyse otolithométrique.

Dans ces deux cas, des anguilles marquées du projet 2013 ont été recapturées Tableau 9).

Tableau 9 : Résultat des taux de recaptures d'anguilles marquées provenant du projet CREUSE 2013 (COREPEM)

	PROJET 2013
Taux d'anguilles marquées lors du repeuplement	30 %
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 6 mois	18,8 % 9 ang / 48 étudiées
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 1 an	22,2 % 12 ang / 54 étudiées
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 3 ans	47 % 16 ang / 34 étudiées
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 7 ans	21,4 % 3 ang / 14 étudiées
Taux de recapture d'anguilles marquées à + 9 ans	33,3 % 2 ang / 6 étudiées

Figure annexe 14 : Anguille marquée de 545 mm recapturée sur la Creuse en 2022 et provenant du repeuplement 2013 (COREPEM)

Bien qu'il ne s'agisse que de 2 anguilles, la recapture d'anguilles marquées de 9 ans sur la Creuse a permis de confirmer l'apport du repeuplement 2013 à la densité d'anguilles en place sur la Creuse. En effet, au vu des taux de recaptures d'anguilles marquées à + 7 ans et + 9 ans, la dilution avec des anguilles de la cohorte 2013 issues d'un recrutement naturel apparait faible pour l'aval de la Creuse, pourtant accessible depuis l'estuaire de la Loire sans obstacle migratoire.

9.3 Taux de croissance et détermination des cohortes cible

Il est difficile de cibler précisément les cohortes d'âge chez l'Anguille européenne. En effet, les taux de croissance varient fortement à l'échelle interindividuelle et populationnelle. La température (liée à la situation géographique, aux caractéristiques hydro-morphologiques et à la saison), la disponibilité alimentaire, le stress et la qualité du milieu interagissent fortement sur la croissance.

Ainsi, bien que l'Appel à projet préconise des tailles cibles « individus inférieurs ou égal de 110 mm à 6 mois, individus de 110 à 150 mm à un an et 190 à 240 mm à trois ans », l'évolution des cohortes étudiées au fil des projets démontre la très grande variabilité des taux de croissances en fonction des individus et des bassins versants.

9.3.1 Croissance lente : Exemple des projets LYS 2016 et SEVRE NANTAISE 2018

Pour certains projets, des croissances particulièrement lentes ont été observées.

Tableau 10 : Résultat des taux de croissances pour des projets à « croissance faible » (CRPMEM)

	Taille MIN	Taille MOY	Taille MAX
Anguilles 1+ du projet SEVRE NANTAISE 2018 (9 anguilles)	82 mm	97 mm	106 mm
Anguilles 3+ du projet LYS 2016 (8 anguilles)	113 mm	129 mm	153 mm

Dans le cas de la sèvre Nantaise, on observe une taille des anguilles à 1 an comprise entre 82 mm et 106 mm, soit 97 mm en moyenne, en dessous des tailles cibles à rechercher (> 110 mm).

Pour la Lys, on retrouve une taille moyenne à 3 ans de 129 mm, avec des anguilles de taille comprise entre 113 mm et 153 mm. Ici aussi, on est bien en dessous de la cohorte cible théorique recommandée (190 mm / 240 mm).

9.3.2 Croissance forte : Exemple des projets ERDRE 2016 et ORNE 2018

Les croissances observées sur d'autres projets sont plutôt importantes.

Tableau 11 : Résultat des taux de croissances pour des projets à « croissance importante » (CRPMEM)

	Taille MIN	Taille MOY	Taille MAX
Anguilles 0+ du projet ORNE 2018 (40 anguilles)	79 mm	105 mm	128 mm
Anguilles 3+ du projet ERDRE 2016 (11 anguilles)	189 mm	230 mm	270 mm

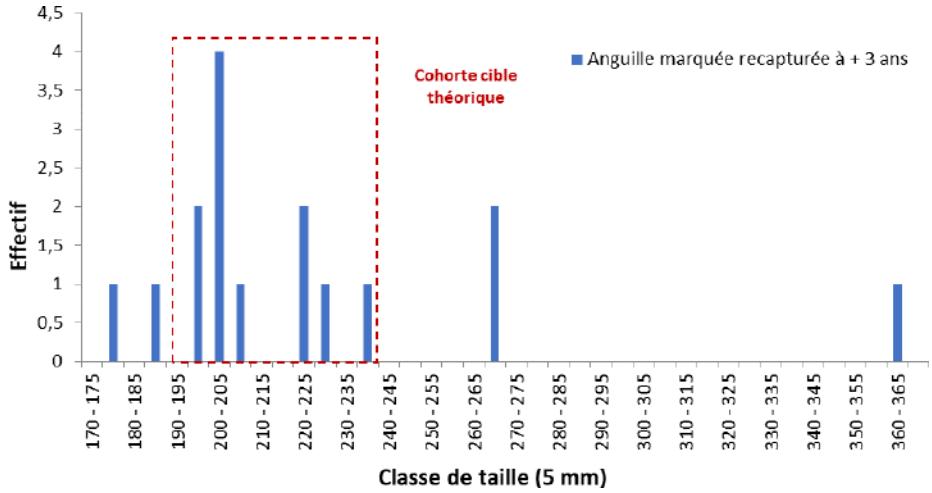
Pour l'Orne, sur 40 anguilles marquées recapturées à 6 mois, 14 soit 35 % ont une taille supérieure à 110 mm. On occulte donc une partie importante des anguilles repeuplées en ne s'intéressant qu'aux poissons de taille inférieure à 110 mm. Dès le suivi à 6 mois, on peut donc avoir une vision erronée et limitée sur l'appréciation de l'efficacité d'un projet.

Dans le cas de l'Erdre, on observe une taille moyenne des anguilles marquées à 3 ans proche de la limite haute (240 mm) et surtout, plusieurs anguilles dépassent cette taille. Il est possible qu'en ayant conservé des anguilles de taille encore plus importante, certaines auraient aussi été marquées.

9.3.3 Variabilité importante de distribution des tailles : Exemple des projets CREUSE 2013 ET BRETAGNE 2021

La variabilité des croissances entre individus d'un même projet s'illustre parfaitement en s'intéressant à la distribution en taille des anguilles marquées recapturées, grâce aux données accumulées dans le cadre des projets ou les cohortes ciblées ont été plus larges.

Figure annexe 15 : Distribution des classes de tailles des anguilles marquées à 3 ans sur la Creuse pour le projet 2013 (CRPMEM)



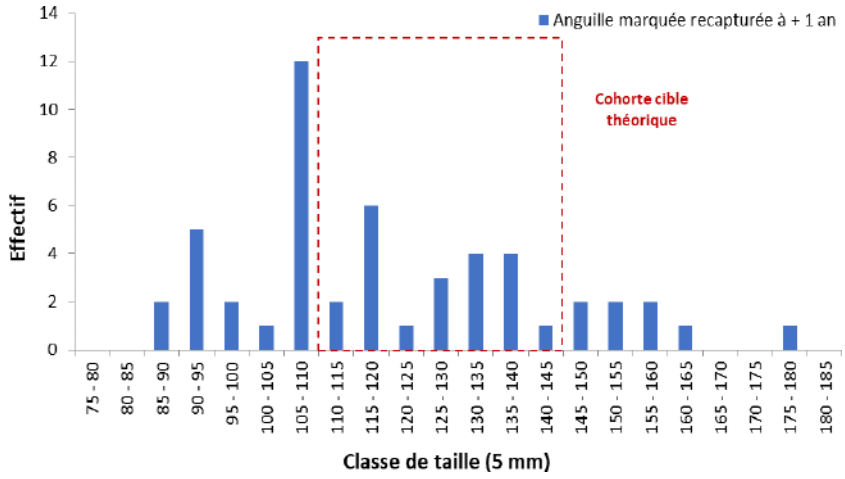


Figure annexe 16 : Distribution des classes de tailles des anguilles marquées à 1 an sur le canal de Nantes à Brest pour le projet 2021 (CRPMEM)

Ces deux exemples illustrent bien la forte variabilité des taux de croissance observée. La recherche d'anguilles d'une cohorte « cible » afin d'évaluer l'efficacité des opérations de repeuplement induit indéniablement une recherche sélective des individus, avec de fortes probabilités d'exclure du champ d'analyse une partie du contingent provenant de l'opération.

Bibliographie

ADAM G., FEUNTEUN E., PROUZET P., RIGAUD C., 2008. L'anguille européenne, Indicateurs d'abondance et de colonisation, éditions Quae, 393 p.

Aprahamian, M.W., 1988. Age structure of eel, Anguilla anguilla (L.), populations in the River Severn, England, and the River Dee, Wales. Aquaculture Research 19, 365–376. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1988.tb00586.x

BEAULATON, L., & BRIAND, C. 2007. Effect of management measures on glass eel escapement. ICES Journal of Marine Science, 64(7): 1402-1413.

BELLIARD,J., DITCH, JM., ROSET, N., DEMBSKI, S. 2012. GUIDE PRATIQUE DE MISE EN OEUVRE DES OPERATIONS DE PECHE A L'ELECTRIQUE. Dans le cadre de réseaux de suivi des peuplements de poisons. ONEMA

BERG, S., & JORGENSEN, J. 1994. Stocking experiments with 0+ eel (Anguilla anguilla) in Danish streams: post-stocking movements, densities and mortality. In I. G. Cowx. Blackwell Scientific (Ed.), Rehabilitation of Freshwater Fisheries: 314-325. Oxford.

BISGAARD J., et PEDERSEN, MI., 1991. Mortality and growth of wild and introduced cultured eels (Anguilla anguilla (L.)) in a Danish stream, with special reference to a new tagging technique. Dana, 9: 57-69.

BOURILLON B., 2021. Variations Biogéographiques Variations biogéographiques et temporelles des traits de vie des anguilles argentées (Anguilla anguilla) en réponse aux changements environnementaux et à la contamination chimique . Thèse du MNHN, 262 pages + Annexes

BOURILLON B., BODIN M., ACOU A., VIRAG LS., TRANCART., BOISNEAU., FEUNTEUN E., 2022. Suivi et estimation du flux d'échappement des anguilles argentées de la Loire fluviale de 2017 à 2019 et retour d'expériences sur le repeuplement. [Rapport de recherche] Museum National d'Histoire Naturelle, station de Dinard, France. 2021, pp.135.

BRAMICK U., FLADUNG E., et SIMON J., 2016. Stocking is essential to meet the silver eel escapement target in a river system with currently low natural recruitment. ICES Journal of Marine Science, Volume 73, Issue 1, Pages 91–100.

BRETELER JGP. Et DEKKER W., 1990. Growth and Production of Yellow Eels and Glass Eels in Ponds. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. Volume75, Issue2, Pages 189-205.

BRIAND C., BARDONNET, A., & RIGAUD, C. 2008. Connaissances et recommandations scientifiques du Groupe anguille du Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Poissons Amphihalins (GIS GRISAM) pour la mise en œuvre française du règlement européen visant à restaurer le stock d'anguille, GRISAM : 57p.

BRIAND C., SAUVAGET B., BEAULATON L., GIRARD P., VERON V., FATIN D., 2008. Les tamis poussés sont responsables de blessures et de mortalités chez la civelle (Anguilla anguilla). 16p.

CARAGUEL JM., CHARRIER F., MAZEL V. et FEUNTEUN E. 2014. Mass marking of stocked European glass eels (Anguilla anguilla) with alizarin red S. Ecology of Freshwater Fish. doi : 10.1111/eff.12158.

COWX IG., 1999. An appraisal of stocking strategies in the light of developing country constraints. Fisheries Management and Ecology, 6:21-34

Daverat, F., Beaulaton, L., Poole, R., Lambert, P., Wickström, H., Andersson, J., Aprahamian, M., Hizem, B., Elie, P., Yalçın-Özdilek, S., Gumus, A., 2012. One century of eel growth: changes and implications. Ecology of Freshwater Fish 21, 325–336. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00541.x

DEKKER W., 2003a. Status of the European eel stock and fisheries. In: Aida K., Tsukamoto K. and Yamauchi K. (eds.), Eel Biology, Tokyo, Springer-Verlag, 237–254.

DEKKER W. 2004. Slipping Though Our Hands – Population Dynamics of the European Eel. PhD thesis of Faculty of Science (FNWI) in Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics (IBED).

DEKKER W., et BEAULATON L., 2016. Faire Mieux Que La Nature? the History of Eel Restocking in Europe. Environment and History 22(2):255-300.

DELAGE N., AZAM D. et BEAULATON L., 2019. ACOR – Apport de Connaissances aux Opérations de Repeuplement en anguille. Rapport de recherche INRA-AFB n°2018_037_03.

DESPREZ M., CRIVELLI AJ., LEBEL I. MASSEZ G. et GIMENEZ O., 2016. Demographic assessment of a stocking experiment in European eels. Ecology of Freshwater Fish. Pages 17-26.

ESSL K., GASSNER H., SCHABETSBERGER R., JAGSCH A. et KAISER R. 2014. The development of stocked eels (Anguilla anguilla) in previously eel-free Austrian Alpine lakes. Ecology of Freshwater Fish. Volume25, Issue1, Pages 17-26.

FEUNTEUN E., LAFFAILLE P., ROBINET T., BRIAND C., BAISEZ A., OLIVIER JM., ACOU A., 2003 A review of upstream migration and movements in inland waters by Anguillid eels: towards a general theory. In: Aida, K., Tsukamoto, K. & Yamauchi, K. (Eds), Eel Biology, Chapter 14, 191–213.
Feunteun, E., 2002. Management and restoration of European eel population (Anguilla anguilla): An impossible bargain. Ecological Engineering 18, 575–591. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00021-6
Feunteun, E., Acou, A., Guillouët, J., Laffaille, P., Legault, A., 1998. Spatial distribution of an eel population (Anguilla anguilla L.) in a small coastal catchment of northern Brittany (France). Consequences of hydraulic works. Bull. Fr. Pêche Piscic. 129–139. https://doi.org/10.1051/kmae:1998038
FELIX PM., COSTA JL., MONTEIRO R. et al. 2020. Can a restocking event with European (glass) eels cause early changes in local biological communities and its ecological status? Global Ecology and Conservation. Volume 21, e00884.
JOSSET Q., 2014. Le programme de repeuplement de l'anguille : bilan de trois années de suivi. Sciences agricoles 2014.
Josset, Q., Acou, A., Trancart, T., Charrier, F., Mazel, V., Souben, J., Beaulaton, L., Feunteun, E., 2014. Is Restocking an Efficient Measure to Sustain Eel Populations? Three Years of Glass Eels Restocking in France.
KULLMANN B., et THIEL R., 2018. Bigger is better in eel stocking measures? Comparison of growth performance, body condition, and benefit-cost ratio of simultaneously stocked glass and farmed eels in a brackish fjord. Fish. Res. 205:132-140.
Laffaille, P., Briand, C.F., Lafage, D., Lasne, E., 2005. Point sampling the abundance of European eel (Anguilla anguilla) in freshwater areas. archiv_hydrobiologie 162, 91–98. https://doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0162-0091
Laffaille, P., Feunteun, E., Baisez, A., Robinet, T., Acou, A., Legault, A., Lek, S., 2003. Spatial organisation of European eel (Anguilla anguilla L.) in a small catchment. Ecology of Freshwater Fish 12, 254–264. https://doi.org/10.1046/j.1600-0633.2003.00021.x
LAMBERT, P. 2008. Évaluation des effets possibles de différents niveaux de réduction des impacts sur le temps de restauration du stock d'anguille européenne, Cemagref: 15p.
LEROUX, S.J., 2019. On the prevalence of uninformative parameters in statistical models applying model selection in applied ecology. PLoS ONE 14, e0206711. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206711
MATONDO NB., DELREZ N., BARDONNET A. et VANDERPLASSCHEN A., 2022. A complete check-up of European eel after eight years of restocking in an upland river: Trends in growth, lipid content, sex ratio and health status. Science of The Total Environment 807:151020.
MATONDO NB., SELECK E., DIERCKX A., BENITEZ JP., ROLLIN X. et OVIDIO M., 2019. What happens to glass eels after restocking in upland rivers? A long-term study on their dispersal and behavioural traits. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 29:374-388.
MORIARTY C. 1982. Stock enhancement in the Irish eel fishery (Documents presented at the symposium on stock enhancement in the management of freshwater fish). Tenu à Budapest du 31 mai au 2 juin 1982 à l'occasion de la douzième session de la CECPI.
OVIDIO M., TARRAGO-BES F., MATONDO BN., 2015. Short-term responses of glass eels transported from UK to small Belgian streams. Ann. Limnol. Int. J. Limnol. 51:219-226.
Panfili, J., Boulenger, C., Musseau, C., Crivelli, A.J., 2022. Extreme variability in European eel growth revealed by an extended mark and recapture experiment in southern France and implications for management. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 79, 631–641. https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0419
PEDERSEN MI., 2009. Does Stocking of Danish Lowland Streams with Elvers Increase European Eel Populations? American Fisheries Society Symposium 58:149–156.
PLAN DE GESTION ANGUILLE DE LA FRANCE. Application du règlement R(CE) n°1100/2007 du 18 septembre 2007 : Volet National.
PODDA C., SABATINI A., PALMAS F. et PUSCEDDU A., 2021. Hard times for catadromous fish: the case of the European eel Anguilla anguilla (L. 1758). Advances in Oceanography and Limnology, 12(2). doi: 10.4081.
PRIGGE E., MAROHN L. et HANEL R., 2013. Tracking the migratory success of stocked European eels Anguilla anguilla in the Baltic Sea. Journal of Fish Biology 82(2):686-99.
PSUTY I. et DRAGANIK B., 2008. The effectiveness of glass eel stocking in the Vistula Lagoon, Poland. Acta Ichthyologica Et Piscatoria 38(2):103-111.
RIGAUD C., BEAULATON L., BRIAND C., CHARRIER F., FEUTEUN E. et al., 2015. Le programme français de repeuplement en civelles : bilan des trois premières années de transferts. [Rapport de recherche]

Irstea. pp.229.hal-02602580.
SHIAO JC., LOZYS L., LIZUKA Y. et TZENG WN., 2006. Migratory patterns and contribution of stocking to the population of European eel in Lithuanian waters as indicated by otolith Sr:Ca ratios. Journal of Fish Biology, 69:749-769.
SIMON J. et DORNER H., 2014. Survival and growth of European eels stocked as glass- and farm- sourced eels in five lakes in the first years after stocking Ecol. Freshw. Fish 23:40-48.
Trancart, T., Acou, A., De Oliveira, E., Feunteun, E., 2013. Forecasting animal migration using SARIMAX: an efficient means of reducing silver eel mortality caused by turbines. Endang. Species. Res. 21, 181–190. https://doi.org/10.3354/esr00517
Teichert, N., Bourillon, B., Suzuki, K., Acou, A., Carpentier, A., Kuroki, M., Righton, D., Trancart, T., Virag, L.-S., Walker, A., Otake, T., Feunteun, E., 2023. Biogeographical snapshot of life-history traits of European silver eels: insights from otolith microchemistry. Aquat Sci 85, 39. https://doi.org/10.1007/s00027-023-00940-4
WALKER A. et al., 2009. Developing Guidelines for Best Practice in Stocking Eel For Enhancement Purposes. Marine and Fisheries Agency, 63p.
WESTIN L., 2003. Migration failure in stocked eels Anguilla Anguilla. Marine Ecology Progress Series 254:307-311.
WICKSTROM H., WESTIN L. et CLEVESTAM P. 1996. The biological and economic yield from a long-term eel-stocking experiment. Ecology of Freshwater Fish. Volume5, Issue3, Pages 140-147.