

Projet Seine-Aval 5

ANACONDHA

« Analyse spatiale de la connectivité des habitats fonctionnels
pour les poissons à l'échelle de l'estuaire »

Septembre 2018

Coordination : Céline Le Pichon

Co-auteurs : Maria Alp



TABLE DES MATIERES

RESUME EXECUTIF	4
SCIENTIFIQUES AYANT PARTICIPE AU PROJET	7
PARTICIPANTS AU SUIVI DE PROJET	7
RESULTATS	8
Introduction	8
1 Travail préliminaire : Choix des cas d'étude	14
1.1 Connaissance des espèces	14
1.2 Données géomatiques disponibles	17
1.2.1 Données concernant l'embouchure et le chenal de la Seine	19
1.2.1 Données concernant les affluents	19
2 Modélisation de la connectivité	25
2.1 Le bar commun	25
2.1.1 Introduction du cas d'étude : colonisation de l'estuaire par les juvéniles	25
2.1.2 Hypothèses de modélisation	27
2.1.3 Variabilité de la disponibilité des habitats de nurserie à pleine mer	28
2.1.4 Modélisation « chronologique » des habitats connectés au cours d'une marée	29
2.1.5 Résultats	37
2.1.6 Conclusions bar	47
2.2 La truite de mer / truite fario	50
2.2.1 Introduction des cas d'étude	50
2.2.2 Cas d'étude de la Risle	52
2.2.3 Cas d'étude : LeCailly	70
2.2.4 Conclusion des cas d'étude	80
Conclusion générale	81
Avantages et limites d'une modélisation géomatique de la connectivité	81
Capacité à fournir une analyse cartographique des potentialités de préservation et de réhabilitation.	83
Perspectives	84
BIBLIOGRAPHIE	85



Annexe 1 : Bilan détaillé des cas d'études analysés	89
Annexe 2. Données et traitements géomatiques réalisés par le GIP SA (document préparé par Eric L'Ebrellec).	91
Annexe 3. Estimations des vitesses de courant (m/s) pour les zones intertidales au cours d'un cycle de marée, flot (t1-t14), jusant (t24-t45). Résultats des projets IBIS (Deloffre et al., 2012), DEFHFIS (Lesourd et al., 2012) utilisés pour estimer les vitesses des zones intertidales et des filandres. Les vitesses pour les vasières s'inspirent aussi de Verney et al. (2007).	97
2.3 Annexe 4. Homogénéisation des catégories de faciès	100



RESUME EXECUTIF

Compte tenu de l'effort d'amélioration de la continuité écologique dans le bassin de la Seine, il s'avère important d'essayer de quantifier les conséquences de différents scénarios d'aménagements de l'estuaire pour les poissons estuariens et migrateurs. Dans ce contexte, le projet ANACONDHA s'intéresse à la connectivité fonctionnelle de l'estuaire de la Seine et à la capacité des différentes espèces de poissons d'y réaliser une partie ou l'ensemble de leur cycle de vie.

Les objectifs sont (1) de tester une approche de modélisation géomatique de la connectivité fonctionnelle et (2) d'évaluer sa capacité à fournir une analyse cartographique des potentialités de préservation et de réhabilitation des habitats estuariens.

Dans un premier temps, un bilan des échelles spatio-temporelles où la connectivité entre habitats s'avère importante pour les espèces utilisant l'estuaire est fait. Après consultation de 15 experts comptant des chercheurs (Irstea, Ifremer, Inra), des acteurs régionaux (ONEMA, départements) et des acteurs locaux (Fédérations de pêche, PNRBSN, Cellule de Suivi Littoral, MNHN), 6 espèces avec des cycles de vie contrastés et présentant des enjeux différents au sein de l'estuaire ont été sélectionnées comme candidates pour modéliser la connectivité fonctionnelle: le bar commun, la truite de mer, l'anguille européenne, le mulot porc, le flet et la brème commune.

Considérant la disponibilité des données géomatiques (notamment les données hydrodynamiques et les faciès d'écoulement, les substrats, et la présence et la franchissabilité des ouvrages), la liste des espèces candidates et les avis des experts en termes des priorités régionales, le choix a été fait de se concentrer dans les modélisations sur deux cas d'étude contrastés : 1) les migrations tidales des juvéniles du bar commun vers les nourriceries et les habitats de refuge au cours d'une marée et 2) les migrations des adultes de truite commune (forme rivière et mer) vers les frayères. Ces choix permettent de tester l'approche de modélisation géomatique de la connectivité sur des cas qui impliquent des étendues spatiales (embouchure versus tout l'estuaire avec les affluents) et des échelles temporelles (un cycle de la marée versus une période de plusieurs mois) très différentes.

Les nourriceries des bars juvéniles sont localisées dans les zones de faible profondeur (notamment les zones intertidales) de la partie aval de l'estuaire et leur disponibilité et accessibilité sont fortement influencées par les dynamiques temporelles des conditions hydrologiques (moment de la marée, coefficient de la marée, débit) associées à la complexité topographique de l'estuaire. Deux approches sont appliquées pour pouvoir prendre en compte les variations des conditions hydrologiques sur différentes échelles temporelles. Au cours de la marée, l'étendue des zones en eau change et les digues sont progressivement submergées. La distribution des habitats et leur accessibilité changent ainsi selon le flot et le jusant. Pour prendre en compte cette dynamique, une sélection de 10 pas de temps pertinents pour couvrir ce changement progressif de l'accessibilité d'habitat a été faite. Le modèle Mars 3D et le MNT (GIP Seine Aval), ainsi que la carte détaillée de la distribution des substrats du fond dans l'estuaire (GIP Seine Aval) ont été utilisés pour cartographier les habitats et générer les cartes de possibilités de mouvements des juvéniles. La modélisation du chemin de moindre coût est faite à l'aide du logiciel ANAQUALAND et permet de rendre compte de la connectivité entre les habitats pendant l'ensemble d'un cycle

de la marée (flot-jusant). Plusieurs scénarios de comportement des juvéniles sont modélisés reflétant différentes étapes de la colonisation des habitats et une augmentation de la capacité de dispersion des poissons au cours de leur croissance. Ces analyses sont réalisées pour des conditions médianes de débit ($250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et pour deux coefficients de la marée : 85 (quartile 75) et 52 (quartile 25) qui sont représentatifs des conditions observées lors de la période de migrations des juvéniles du bar (avril à mi-novembre). Pour mettre ces résultats en perspective et prendre en compte d'autres sources de variation hydrologique, ces analyses sont complétées par l'évaluation de la disponibilité des nourriceries à pleine mer pour plusieurs coefficients de marée et deux débits. Le modèle de niveau d'eau statistique (GIPSA) est utilisé pour ces analyses complémentaires.

Ce travail a montré qu'au cours d'une marée, la disponibilité des habitats varie fortement entre les divers secteurs de l'estuaire, notamment entre la partie embouchure et le secteur des filandres. Une différence importante entre le Nord et le Sud de l'estuaire est observée, pouvant être renforcée sous certaines conditions de la marée (vives-eaux). De même, la disponibilité des habitats à pleine mer varie avec le débit et le coefficient de marée en lien avec la complexité topographique de l'estuaire. Les surfaces d'habitats disponibles varient à pleine mer surtout en lien avec le coefficient de marée et peu avec le débit. A noter, l'évolution contraire des disponibilités d'habitats avec le coefficient de marée entre l'embouchure et la zone des filandres : les forts coefficients diminuent fortement la disponibilité dans l'embouchure, surtout dans le secteur sud, alors qu'ils augmentent la disponibilité dans les filandres. L'analyse des localisations où des habitats de nourricerie s'observent à divers coefficients peuvent ainsi constituer des secteurs précis à conserver en priorité lors de choix de mesures de gestion. Les modélisations de la connectivité des habitats suggèrent qu'avec une dispersion presque passive, les juvéniles de bar en début de printemps doivent être capables de coloniser les nourriceries disponibles dans la partie basse de l'estuaire de la Seine en quelques marées successives. Les coefficients de marée faibles apparaissent plus favorables car la disponibilité des habitats est importante à chaque phase de la marée et les vitesses de courant facilitent le déplacement pendant toute la marée. Le fort coefficient de marée étudié génère des vitesses de courant plus fortes dans la seconde phase du flot qui peuvent créer un effet barrière à la colonisation des habitats de nourricerie latéraux.

La migration de reproduction des truites de mer vers les frayères potentielles dans les affluents à partir de l'embouchure de l'estuaire suppose dans un premier temps un mouvement avec le flot dans l'embouchure et le chenal. Selon les débits, les coefficients de marée et la structure de la confluence, les affluents peuvent être plus ou moins accessibles. Passée la confluence, la remontée dans l'affluent est fonction de la distribution spatiale des habitats et de la présence d'obstacles plus ou moins franchissables. Les frayères de truites se trouvent notamment souvent dans les zones bien oxygénées de fortes vitesses de courant et granulométrie type « gravier ».

Les deux exemples proposés pour la migration de la truite de mer dans la Risle et le Cailly nous ont permis de tester l'approche de modélisation couplant les mouvements depuis l'embouchure, facilités par les vitesses de flot, puis un mouvement lié aux faciès et aux obstacles dans la partie de l'affluent non soumis à marée. L'exemple de modélisation dans le Cailly permet d'aborder la question de la connectivité de la confluence qui dépend du niveau

d'eau et donc du coefficient de marée. Dans les deux cas, on observe l'effet facilitant des vitesses de flot sur la migration vers l'amont. Dans le cas du Cailly, l'effet bénéfique est plus important lorsque le coefficient de marée est fort. Pour les deux cas étudiés, la modélisation pour divers scénarios d'aménagement, soit de la confluence pour le Cailly, soit des obstacles pour la Risle, apporte des éléments en termes de gains de mobilité. Elle permet aussi d'identifier les obstacles qui sont les plus pertinents pour améliorer les accessibilités mais aussi de hiérarchiser les bras du cours principal qui pourraient être les voies de migrations les plus accessibles. Dans le cas du Cailly, on a pu observer aussi l'effet du coefficient de marée et du niveau d'eau sur l'accessibilité du nouveau bras créé et évaluer son accessibilité temporelle.

SCIENTIFIQUES AYANT PARTICIPE AU PROJET

- **Equipe 1** : Irstea UPR Hydrosystèmes et Bioprocédés (HBAN),
Coordination scientifique : Céline Le Pichon
Autres chercheurs (ou équivalents) : Maria Alp

PARTICIPANTS AU SUIVI DE PROJET

Personnes ayant contribué au suivi du projet ou ponctuellement à un atelier de travail.

Acteurs de l'estuaire : Germain Sanson (FDPPMA 27), Pierre Beaudouin (GPMH), Geoffroy Garrot (Seinormigr), Thomas Lecarpentier (Maison de l'Estuaire) ; Marie Lehallé (GPMR) ; Olivier Leprettre et Guillaume Fresnel (Métropole Rouen Normandie) ; Franck Macé (CD27), Ivan Mirkovic (FDPPMA 76), Florian Rosanska (PNRBSN).

Scientifiques : Sylvain Duhamel (CSLN), Hélène de Pontual (Ifremer), Eric Feunteun (MNHN-CRESCO), Jérémy Lobry (IRSTEA), Jean-Luc Baglinière (INRA- Rennes), Jean-Michel Olivier (Université de Lyon)

REMERCIEMENTS des porteurs de projet :

Jérôme Belliard, Stéphane Forgeois, Ronan LeGoff, Mario Lepage, Mike Pawson, Eric Rochard pour les discussions très enrichissantes ;

Geoffrey Bailleul, Claire Bertolone, Morgane Boisramé, Emilien Bordier, Kevin Caillebotte, Delphine Clément, Thomas Dupuis, Hassan El-Machkouri, Maxime Fauvel, Benoit Féron, Mélanie Jugy, Vincent Lefebvre, Rod Lefée, Mathieu Lefrançois, Frank Mace, Ivan Mirkovic, Arnaud Rosan, Régis Royer, Laetitia Soulier, le Parc Naturel Régional des Boucles de la Seine pour leur disponibilité à fournir des données et répondre à diverses questions ;

Eric L'Ebrellec, Sylvain Descloux, Jean-Philippe Lemoine, Amandine Zahm pour un soutien très important à la réalisation des modélisations;

Evelyne Tales et l'équipe Hydroécologie fluviale (Irstea) pour le soutien général et les financements supplémentaires.

Introduction

La directive cadre sur l'eau de 2000 (DCE) prévoit l'atteinte du bon état écologique des cours d'eau. Or, pour 50 % des masses d'eau de surface française, la canalisation des cours d'eau et les obstacles à l'écoulement constituent un « risque de non atteinte du bon état ». Ainsi, la recolonisation progressive des bassins par les espèces autochtones est un des objectifs poursuivis, à l'échelle nationale, par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA, 2006) ainsi que par le Plan National d'Actions pour la Restauration de la Continuité Ecologique des cours d'eau (PARCE, 2009).

Dans ce contexte réglementaire, la réhabilitation des habitats et leur accessibilité constitue un des objectifs principaux des programmes de restauration écologique, notamment dans le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE). Le Grenelle de l'environnement de 2007 a renforcé les objectifs de diminution de la fragmentation et de l'isolement des habitats aquatiques et de restauration de la biodiversité pour les cours d'eau, existants dans les précédentes lois sur l'eau. Les Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE), par la mise en place d'actions en faveur des trames vertes et bleues, ont pour objectif « d'enrayer la perte de biodiversité en participant à la ... remise en bon état des milieux nécessaires aux continuités écologiques, tout en prenant en compte les activités humaines... ». En effet, pour être efficaces et permettre de retrouver des habitats fonctionnels, les mesures de réhabilitation doivent considérer l'arrangement spatial des différents habitats complémentaires nécessaires au cycle de vie des espèces et leur connectivité.

CONTEXTE

IMPORTANCE DE LA CONNECTIVITE POUR LA REALISATION DES CYCLES DE VIE COMPLEXES

Le cycle de vie des poissons est complexe et requiert divers types de milieux aquatiques (milieu marin, zone côtière, estuaire saumâtre, chenal courant, bras secondaires, annexes hydrauliques, etc...) adaptés à chaque stade de leur développement (larve, juvénile et adulte) (Figure 1-B). Aux stades juvénile et adulte un cycle saisonnier se met en place (Figure 1-A). Plusieurs fonctions doivent être réalisées au sein de ce cycle: hivernage, alimentation, reproduction, repos. Pour certaines espèces, toutes ces fonctions s'effectuent dans un même type de milieu comportant différents types d'habitats; pour d'autres, au contraire, des milieux différents éventuellement séparés par de grandes distances sont nécessaires. Selon le stade de développement et sa capacité de dispersion, le cycle de vie implique tout d'abord des mouvements passifs ou actifs, puis des migrations actives entre ces habitats vitaux (Figure 1-A).

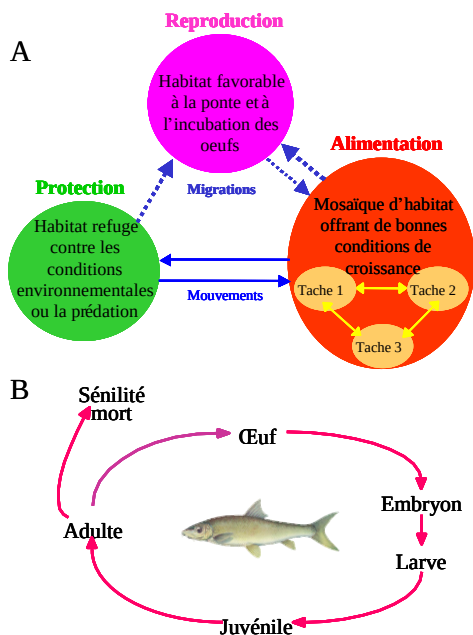


Figure 1. A) Cycle saisonnier d'utilisation des habitats vitaux (fonction d'alimentation, de repos et de reproduction), d'après (Schlosser, 1995) ; B) cycle de vie d'un poisson d'eau courante.

Les estuaires, qui assurent des fonctions importantes pour des espèces marines, diadromes et d'eau douce (Sheaves et al., 2015), sont des milieux caractérisés par un fort dynamisme et une hétérogénéité spatiale très prononcée. Pour comprendre le fonctionnement et la qualité des estuaires en tant qu'espaces vitaux, il est essentiel de prendre en compte cette variabilité spatiale et temporelle et ses conséquences pour la distribution et l'accessibilité des habitats. Dans ces milieux très dynamiques, les organismes doivent se déplacer pour accéder au bon moment aux habitats nécessaires selon leur stade de vie. En fonction du cycle de vie de chaque espèce, les mouvements et les migrations s'effectuent sur différentes échelles spatiales et temporelles (Figure 2).

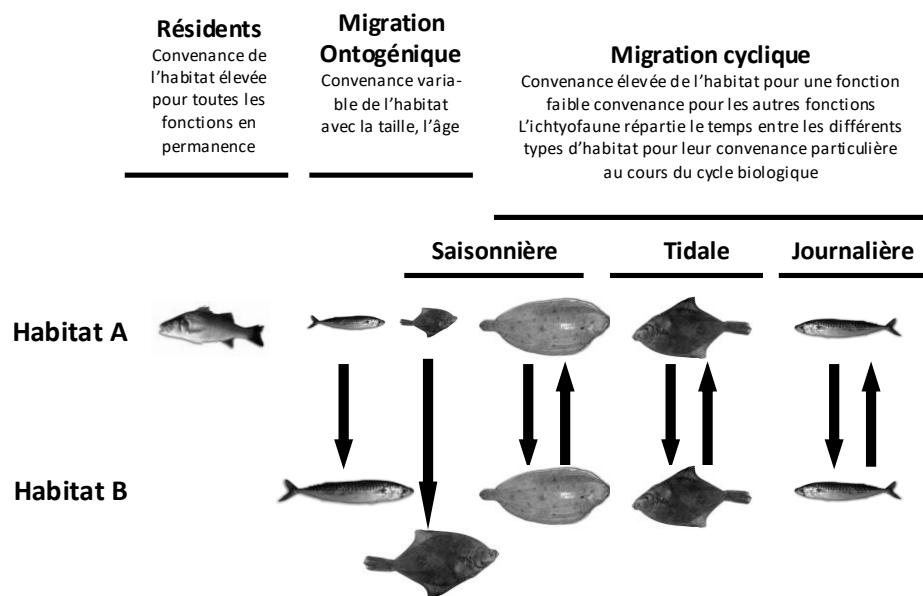


Figure 2. Schéma conceptuel illustrant les échelles spatio-temporelles de mouvements des espèces au sein des habitats estuariens (d'après Rountree and Able, 2007)

ALTERATION DE LA CONNECTIVITE DANS L'ESTUAIRE DE LA SEINE

L'estuaire de la Seine assure des fonctions de nurserie, de transit et de croissance pour de nombreux groupes d'espèces inféodées à l'estuaire (ex. poissons, invertébrés, oiseaux). Or les pressions anthropiques subies depuis les débuts de la navigation et de l'industrialisation ont profondément altéré les habitats ainsi que les flux longitudinaux et latéraux de matière et d'organismes (Tecchio et al., 2016). La continuité de la Seine est interrompue par un barrage au niveau de Poses (limite de la marée dynamique) et de nombreux ouvrages affectent la connectivité dans les affluents. De même, la connectivité entre la Seine et ses affluents est souvent entravée par des aménagements inadaptés qui, selon les fluctuations de la marée, ne permettent pas l'accès des organismes aquatiques aux affluents. Concernant la connectivité latérale aux zones intertidales, les aménagements ont profondément modifiés l'embouchure de la Seine depuis le XVIII^{ème} siècle (Figure 3) et conduit à l'atterrissement d'une partie de ces milieux (Foussard et al., 2010). Parmi les zones intertidales touchées, on trouve des chenaux transversaux à l'axe principal du fleuve qui se remplissent avec le flot et sont vides à marée basse appelés filandres.



Figure 3. Evolution de l'estuaire de la Seine depuis 1750 (source GIP Seine-Aval, 2015).

Depuis 250 ans, la progressive canalisation et la construction des digues submersibles et des digues de calibrage ont fortement modifié la structure spatiale des milieux latéraux intertidaux, ainsi que la leur connexion temporelle au chenal principal (Figure 4). En particulier, le déplacement du chenal de navigation vers le sud a fait disparaître la zone intertidale de ce secteur et notamment les filandres rive gauche qui sont passées de 30 ha en 1936 à 1,8 ha en 2011 (source GIP Seine Aval, 2013, « les filandres à l'embouchure de la Seine »).



Figure 4. Vue de la digue submersible à marée basse. A gauche, le chenal de navigation. Photo S. Moussard (GIPSA).

Dans ce contexte, il s'avère important de définir les potentialités d'amélioration du fonctionnement écologique de l'estuaire de la Seine. Cela passe par l'analyse des possibilités de préservation et de réhabilitation des habitats fonctionnels nécessaires aux espèces utilisant l'estuaire pour tout ou partie de leur cycle de vie. Mais aussi par les possibilités de maintien, de création ou de restauration de la connectivité entre ces habitats fonctionnels.



Les estimations du niveau de connectivité entre les habitats fonctionnels peuvent être obtenues par des mesures empiriques de la dispersion des poissons et des taux de migration à l'aide de diverses techniques de bio-télémétrie et de marquage-recapture (Kanno et al., 2014). À l'échelle des réseaux fluviaux, la génétique des populations peut également être utilisée pour déterminer la connectivité biologique et l'impact de la fragmentation des milieux aquatiques à travers ses empreintes dans l'histoire de la reproduction des individus et des populations (Torterotot et al., 2014). Bien que réalisable pour des grands milieux comme le fleuve Saint-Laurent, Canada (Leclerc et al., 2008), l'acquisition de telles données est coûteuse et peut être difficile à mettre en œuvre, en particulier pour des milieux très dynamiques. Cela pourrait être cependant un outil complémentaire, intégrant le temps long et donc la variabilité interannuelle de la connectivité fonctionnelle. La méthodologie proposée dans notre étude consiste à réaliser une modélisation spatialement explicite de la connectivité fonctionnelle des milieux aquatiques selon diverses conditions hydro-dynamiques, en fournissant des estimations quantitatives des habitats accessibles. Dans les écosystèmes terrestres, les approches géomatiques, utilisant les systèmes d'informations géographiques (SIG) pour modéliser la connectivité entre habitats complémentaires sont assez courantes, utilisant des données d'usage du sol et d'habitats relativement faciles d'accès (Images satellitaires, Orthophoto, LIDAR terrestre etc). Bien que des travaux en milieu aquatique existent sur ce thème, l'étude de la connectivité des habitats des poissons fluviaux reste un défi (Fullerton *et al.*, 2010), notamment parce que la cartographie exhaustive des milieux sub-aquatiques reste plus difficile à réaliser. Une autre difficulté est de pouvoir représenter la variabilité temporelle des variables dynamiques telles que la hauteur d'eau, la vitesse du courant, la température ou l'oxygène, particulièrement dans la zone estuarienne présentant une variabilité nycthémérale et tidale. Les méthodes produisant des cartes de hauteur d'eau et de vitesse du courant utilisent souvent le couplage d'une bathymétrie haute résolution avec un modèle hydraulique en 2-D. Ainsi, un compromis est à trouver entre la gamme de variabilité temporelle des variables choisies et la disponibilité des données spatiales.

Dans le présent projet, la modélisation de la connectivité fonctionnelle utilise des outils et des méthodes d'analyse spatiale qui ont précédemment été développés et testés sur divers milieux aquatiques (fleuve, estuaires, petits cours d'eau). Elle estime la connectivité fonctionnelle des habitats via la modélisation géomatique de la perméabilité des milieux aquatiques pour diverses espèces selon leurs capacités de déplacements (Le Pichon *et al.*, 2006, Roy et Le Pichon, 2017). L'approche de modélisation géomatique du chemin de moindre coût repose sur les hypothèses générales de la théorie de l'alimentation optimale (Davies *et al.*, 2012) prévoyant que les poissons auront tendance à minimiser les coûts d'énergie pendant leur voyage (Giske *et al.*, 1998). Le chemin de moindre coût correspond au chemin ayant le coût cumulé le plus faible entre deux points par l'intégration de la distance et de la résistance au déplacement d'une espèce dans un milieu (Resistance Cumulée Minimal ou « distance fonctionnelle », exprimée en mètres fonctionnels : mf) (Knaapen *et al.*, 1992, Adriaensen *et al.*, 2003). Dans cette approche, le déplacement de l'individu est considéré de façon indirecte puisque la résistance est attribuée au milieu et non aux individus. La résistance, appelée aussi « coût de friction » traduit à la fois un coût énergétique de déplacement, un



évitement comportemental et un risque de mortalité. Ainsi, le chemin le moins coûteux entre deux tâches d'habitat fonctionnel pourrait parfois impliquer de parcourir une distance plus longue que la distance d'écoulement la plus courte afin d'éviter un obstacle ou une zone à risque. En pratique, des gammes de résistance peuvent être établies sur la base d'avis d'experts, de littérature sur l'utilisation des habitats, des expériences de radio-tracking ou de capture-marquage-recapture. La résistance peut ainsi être exprimée avec des valeurs positives. « 1 » correspond à une résistance neutre (la distance fonctionnelle (mètres fonctionnels) parcourue est équivalente à la distance physique (mètres). Les valeurs de résistance entre 0 et 1 correspondent à une facilitation du mouvement par le milieu (les mètres fonctionnels parcourus > mètres physiques). Les valeurs >1 expriment un ralentissement dû à la résistance du milieu (les mètres fonctionnels parcourus < mètres physiques). Par exemple, 500 mf peuvent correspondre à 400 m hydrographique dans un milieu résistant ou à 600 m hydrographique dans un milieu facilitant. Dans tous les cas, ils sont équivalents à 500 m parcourus dans un milieu neutre.

Le logiciel Anaqualand 2.0 a été utilisé pour quantifier la connectivité fonctionnelle entre les habitats (Le Pichon *et al.*, 2006, Roy and Le Pichon, 2017). Il permet d'évaluer la connectivité des habitats par le calcul de la probabilité pour une espèce d'atteindre un habitat en fonction de la distance hydrographique et des capacités de l'espèce.

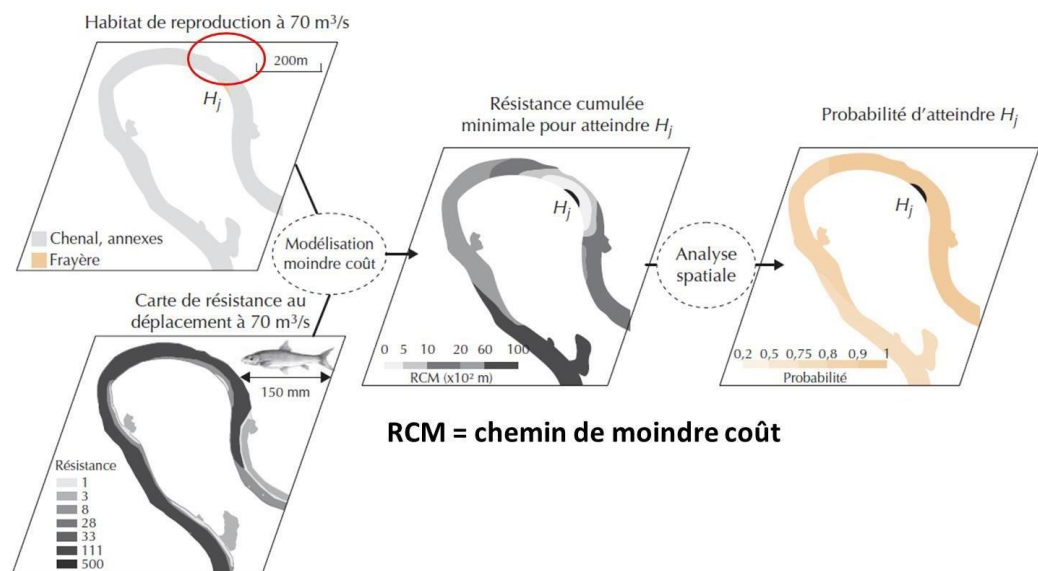


Figure 5. Schéma de principe de la modélisation de moindre coût (d'après le Pichon *et al.*, 2007). La résistance cumulée minimale (RCM) est exprimée en mètres fonctionnels (mf).

OBJECTIFS

L'objectif du projet est de tester une approche de modélisation géomatique de la connectivité fonctionnelle pour différentes espèces estuariennes et diadromes et de la discuter par rapport à la problématique de restauration de l'estuaire. Il se décline ainsi en différentes parties :

- Définir les cas d'espèces à étudier au vue des connaissances et de l'analyse des données disponibles :
 - faire un bilan des espèces pour lesquelles l'estuaire constitue une étape indispensable dans le cycle de vie et à quelle échelle spatio-temporelle la connectivité entre habitats est importante.
 - Faire un bilan des variables pertinentes d'accessibilité et de disponibilité des habitats au vu 1) des exigences écologiques des espèces, 2) de la variabilité nycthémérale, tidale et saisonnière, 3) des différents secteurs de l'estuaire et 4) de la disponibilité sous forme de données géographiques.
- Tester, pour des cas sélectionnés présentant des contrastes dans leurs besoins de connectivité aux habitats, une approche de modélisation géomatique de la connectivité fonctionnelle visant à quantifier la disponibilité et l'accessibilité des habitats.
- Evaluer la capacité de cette approche à fournir une analyse cartographique des potentialités de préservation et de réhabilitation des habitats estuariens.

1 Travail préliminaire : Choix des cas d'étude

Les objectifs spécifiques de ce travail préparatoire étaient de faire un bilan des espèces pour lesquelles l'estuaire constitue une étape indispensable dans le cycle de vie. Il s'agissait ensuite de déterminer à quelle échelle spatio-temporelle la connectivité entre habitats s'avérerait importante. Enfin, un bilan des données géomatiques disponibles était nécessaire pour définir les cas d'études réalisables dans le temps imparti par l'étude et sans acquisition de nouvelles données géomatiques.

1.1 Connaissance des espèces

Une recherche bibliographique a été effectuée et a permis de compiler une liste détaillée des espèces des poissons qui utilisent les habitats de l'estuaire : dans l'embouchure, dans le chenal principal, et/ou dans les affluents de la Seine en aval de Poses. Un bilan a été fait sur les types de cycles de vie, les stades concernés, les capacités de la dispersion, les fenêtres temporelles et les étendues spatiales concernées (voir le fichier annexe : *Liste_especes.xlsx*). En parallèle, le bilan des variables nécessaires pour pouvoir effectuer les modélisations de la connectivité fonctionnelle a été réalisé pour 22 espèces de poissons. Pour compléter les



informations recueillies et identifier des enjeux plus spécifiques localement, 15 experts comptant des chercheurs (Irstea, Ifremer, INRA, MNHN Cresco), des acteurs régionaux (ONEMA, départements) et des acteurs locaux (Fédérations de pêche, PNRBS, Cellule de Suivi Littoral) ont été consultés (voir bilan des entretiens, fichier annexe : *Anacondha_liste_des_poissons_experts.docx*).

Suite à ce travail, 6 espèces avec des cycles de vie contrastés et présentant des enjeux différents au sein de l'estuaire ont été sélectionnés comme candidates pour modéliser la connectivité fonctionnelle : le bar commun, la truite de mer, l'anguille européenne, le mulot porc, le flet et la brème commune (Tableau 1). Des tableaux ont été constitués avec toutes les informations utiles aux modélisations (voir exemple avec le Tableau 2).

Tableau 1. Exemple des espèces candidates pour modéliser la connectivité fonctionnelle. Une note de 1 à 5 est donnée pour caractériser la mobilité sur la base des capacités de dispersion et de franchissement des obstacles physiques (Voir colonne du tableau 2).

Espèce	Stade	Mobilité (de 1 à 5)	Emprise spatiale	Echelle temporelle	Habitat cible
Truite de mer (<i>Salmo trutta</i>)	Adulte	5	Baie-chenal- affluents jusqu'à Poses	Saison	Frayères
Mulet porc (<i>Liza ramada</i>)	Juvenile Adulte	4	Baie-chenal- annexes	Saison/marée	Nourriceries
Brème (<i>Abramis brama</i>)	Adulte	3	Chenal-affluents- annexes ($< 8-10 \text{ ‰}$)	Saison	Frayères / Nourriceries
Bar (<i>Dicentrarchus labrax</i>)	Jeune de l'année (G0)	2	Baie - chenal - annexes aval ($>0,5 \text{ ‰}$)	Saison / marée	Nourriceries
Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>)	Civelle	2	Baie-chenal- annexes	Saison	Nourriceries
Flet (<i>Platichthys flesus</i>)	Jeune de l'année (G0)	1	Baie-chenal- affluents-annexes ($5-15 \text{ ‰}$)	Saison	Nourriceries



Tableau 2. Exemple de données recueillies pour préparer les cas de modélisation.

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Stade	Fonction	Connectivité concerné	Habitat A (source)	Habitat transit	Habitat B (cible)	échelle géographique à considérer	Fenêtre temporelle	Fenêtre physiologique : T°C	Fenêtre physiologique : Salinité	Possible résolution temporaire des calculs	Données nécessaires	Capacité de dispersion / de franchir les obstacles	Facteurs influençant la dispersion	Probleme clefs identifiés
<i>Liza ramada</i>	Mulet Porc	juvenile (YOY 2-3 mois)	TRANSIT /MONTAISON AUX NOURRICERIES	longitudinale (la baie vers les affluents), laterale (intertidale/vasières)	baie	chenal	NOURRICERIE : vasières /zones intertidales amont	La baie - Poses (la Risle)	Avr-Jun /flot	15 – 21°C	0-40 ‰	Period pic / flot / debit haut-moyen	reseaux hydrographique: principale + annexes / obstacles et leurs ICE / abris / condition berges/turbidité/ courant (direction/velocity)/ affluents: granulometrie/ habitat-faciès /			obstacles, degradation des zones intertidales/ des filandres
<i>Liza ramada</i>	Mulet Porc	juvenile	TRANSIT/ DEVALAISON DES NOURRICERIES	longitudinale (affluents vers la baie), laterale (intertidale/vasières)	NOURRICERIE amont : vasières /zones intertidales	chenal	baie	La baie - Poses (la Risle)	Sept-Oct	16 – 21°C	0-40 ‰	Period pic / flot - jusan/ debit haut-moyen	reseaux hydrographique: principale + annexes / obstacles et leurs ICE / abris / condition berges/turbidité/ courant (direction/velocity)/ affluents: granulometrie/ habitat-faciès /			obstacles, degradation des zones intertidales/ des filandres
<i>Liza ramada</i>	Mulet Porc	adulte	ALIMENTATION	laterale : petite échelle	baie	chenal	ALIMENTATION: subtidale/ vasières intertidales/ filandres	La baie - l'embouchure	Avr-Sept /flot- jusan/ migrations JOURNALIERES	14 – 21°C	0-40 ‰	été / flot / debit haut-moyen	reseaux hydrographique embouchure: principale + annexes / courant (direction/velocity)/ habitats-faciès /	très mobile, capacité de saut	marée (+)	degradation des zones intertidales /des filandres
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Bar	juvenile (G0 / G1-3)	MIGRATION ENTRE CHENAL ET NOURRICERIES	laterale	la baie/zones cotieres	chenal	zones de croissance: filandres, vasières, les marais salés intertidaux, zones connexes; ; profondeur: YOY: 2-3 m; 1+, 2+: 4-5 m / zones turbides preferées	embouchure (Grande Vasière - littoral Augeron); amont: de Quilleboeuf jusqu'à Duclair + zones cotières	fin printemps - été/jour/flot	>10°C (activité) / Topt: 22-24°C / Tcrit = 0-32°C	0,5 – 35‰	saison / debit haut (YOY)/ flot (aller)-jusan (retour) /Temp >10°C	reseau hydrographique embouchure: principale + annexes / digues /habitat-faciès /salinité/temperature / turbidité		turbidité (+ (refuge) / marée (flot+)	interruption de la connectivité laterale, digues, destruction des habitats intertidales
<i>Abramis brama</i>	Brème commune (population semi-anadrome aval)	adulte	ACCES AUX FRAYERES-NOURRICERIES (pas que estuariennes)	laterale (chenal-annexes)	chenal principale: mesohalin		es: annexes littorales /oligohalin-eaux douces/ macrophytes / fonds végétalisés et/ou cailloux, graviers/ profondeur: 20-80cm/ faciès lentique < 30 cm.s-1	tous l'estuaire jusqu'à la zone mesohaline	printemps	(>20°C)	< 8-10‰	periode de pic / débit (bas-moyen-haut) / flot-jusan	reseau hydrographique (l'estuaire à partir de la zone mesohaline): principale + annexes / faciès / temperature/ salinité/obstacles	utilise les passes à poisson/ Migration pour repo 7-8km	-	-

Deux cas d'étude ont été sélectionnés pour réaliser des modélisations de la connectivité à des échelles spatiales et temporelles différentes et sur des espèces/stades à mobilité contrastés (voir un bilan détaillé des deux cas en Annexe 1). Le choix du bar juvénile et de la truite (de mer et résidente), permet de traiter les deux grandes classes d'occupation de l'espace estuarien : habitat vital et habitat de transit.

Le premier cas est un exemple de connectivité latérale avec la colonisation des nourriceries par les juvéniles de bar commun sur la partie basse de l'estuaire. La distribution des habitats et la résistance du milieu au déplacement sont toutes les deux fortement influencées par la dynamique de la marée. La capacité propre de déplacement des bars à ce stade (G0 : jeunes de l'année) est très réduite.

Le deuxième cas d'étude sélectionné est la migration vers les frayères des adultes de truite de mer. Partant de l'embouchure de la Seine, les truites réalisent une migration de reproduction vers les affluents. Comme d'autres salmonidés, les adultes de truites sont caractérisés par une capacité de dispersion et de franchissement des obstacles particulièrement prononcée. Les étendues spatiale et temporelle considérées pour ce cas d'étude sont donc beaucoup plus grandes.

1.2 Données géomatiques disponibles

Un bilan des variables importantes à prendre en considération pour décrire les habitats ou pour définir la résistance du milieu aquatique aux déplacements des espèces est réalisé (exemple dans le Tableau 2) et leur disponibilité et résolution spatio-temporelle est évaluée. Bien que la qualité d'eau ou la température soit des variables importantes qui jouent sur la disponibilité alimentaire (qualité des nourriceries par exemple) ou les capacités de migration, elles sont difficilement mobilisables car non cartographiables sur l'emprise spatiale de la zone d'étude. Ainsi, pour les deux cas d'études réalisés, les variables environnementales retenues pour caractériser l'étendue d'étude, l'habitat, ou la résistance du milieu au déplacement sont : la salinité, la hauteur d'eau, la vitesse de courant, le type de faciès hydro- morphologique, le substrat de fond et les obstacles physiques.

Selon les échelles spatiales concernées par les cas d'études, il a été nécessaire de rassembler à la fois des données concernant l'embouchure et le chenal jusqu'à Poses et des données décrivant les principaux affluents en aval de Poses (Tableau 3).

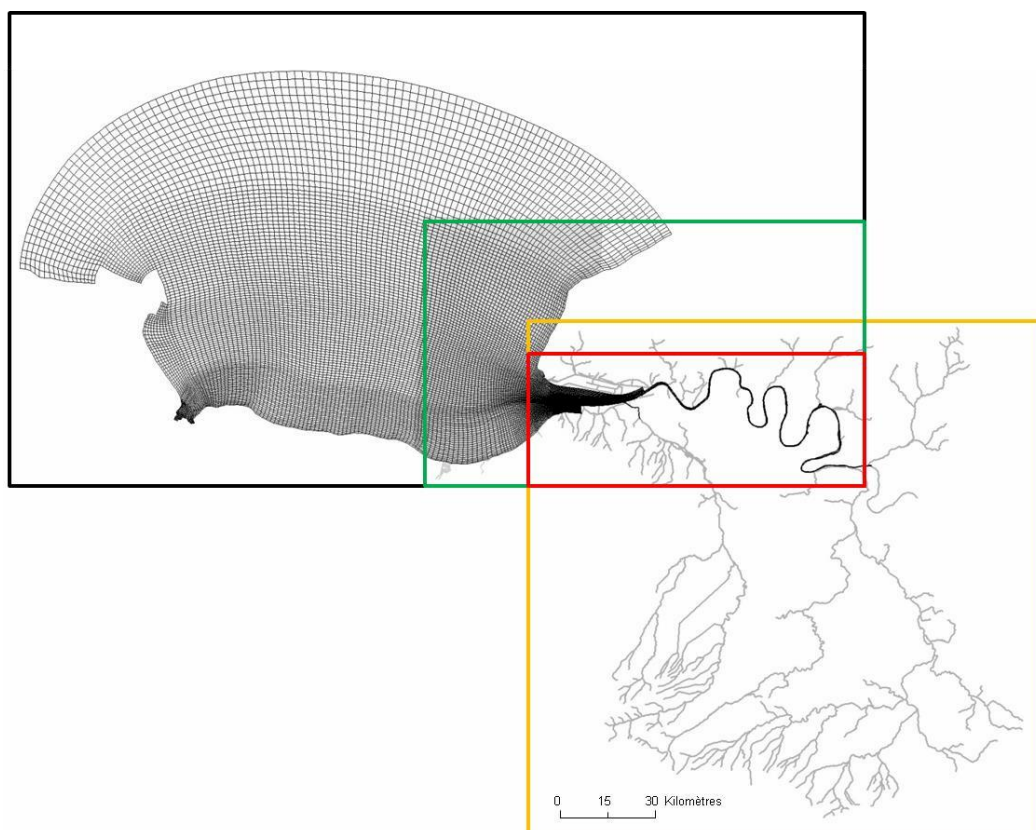


Figure 6. Emprise spatiale des types de données utilisées et emprise de la zone d'étude. En noir, l'emprise du modèle MARS3D (Ifremer) ; en vert, l'emprise des données substrat de fond pour le chenal et l'embouchure ; en rouge, l'emprise de la topographie LIDAR et en orange, l'emprise de la zone d'étude avec le réseau hydrographique principal.

Tableau 3. Types et sources des données mobilisées

Type des données	Source
Estuaire jusqu'à Poses	
Chenal, embouchure et zones intertidales: profondeur	Bathymétrie et topographie (Model numérique de terrain LIDAR (GIP SA)
Chenal et embouchure: vitesses de courant, profondeur et salinité	Mars 3D (Ifremer)
Zones intertidales: vitesses	Etudes GIP SA: DEFHFIS, IBIS
Substrats	Etudes GIP SA
Affluents	
Réseau hydrographique	Piren-Seine (Seneque, 2008), PNRBSN 2016 et réseau hydrographique théorique RHT (Pella et al. 2012).
Faciès hydromorphologiques, substrats	Fédérations de pêche, Syndicats des rivières, PNRBSN
Franchissabilité des ouvrages	ROE (ONEMA), Syndicats des rivières, Fédérations de pêche, ICE (ONEMA, délégation Nord-ouest)

1.2.1 Données concernant l'embouchure et le chenal de la Seine

Les données géomatiques concernant l'embouchure et le chenal de la Seine ont été fournies par le GIP Seine Aval (L'Ebrelllec, 2017, Annexe 2). Elles utilisent la topographie haute résolution (5 m) de l'estuaire de la Seine (projet LIDAR, Bacq, 2013), la bathymétrie du chenal intégrant les obstacles (en particulier les digues submersibles, résolution 5 m), les niveaux d'eau statistiques (en CMH) issus d'une synthèse statistique des niveaux mesurés aux 18 marégraphes présents dans l'estuaire (Annexe 2), les données sédimentaires des zones subtidales et intertidales et les données de modélisation du modèle hydrodynamique MARS 3D (projet MODEL, Le Hir et Lafite 2012) de la baie à Poses. Le modèle MARS 3D permet la modélisation des dynamiques de la salinité, des vitesses de courant et du niveau d'eau d'une année donnée au pas de temps d'une minute. Le maillage du modèle MARS 3D est irrégulier, dans la partie de l'estuaire de la Seine concernée par notre étude la taille de maille varie entre 50 et 300 m (Figure 6).

L'année 2010, année représentative des patrons hydrologiques pour l'estuaire de la Seine sur la base des chroniques (1941-2016) a été modélisée avec MARS 3D (Annexe 2).

Les hauteurs d'eau ont été calculées en faisant la différence entre les niveaux d'eau statistiques ou les niveaux d'eau issus du modèle MARS3D et le modèle numérique de terrain de l'ensemble de l'estuaire (bathymétrie et topographie). Ces données de base ont permis d'obtenir des hauteurs d'eau au cours d'un cycle de marée pour divers débits et coefficients de marée (Annexe 2).

Les données de vitesses du modèle MARS 3D étant peu fiables lorsque les profondeurs sont faibles, elles ont été utilisées essentiellement dans les zones subtidales (embouchure, chenal, fosses Nord et Sud). Pour les zones intertidales: filandres, vasières, zones intertidales le long du chenal, les vitesses n'étant pas validées, elles ont été estimées pour différents moments de la marée en utilisant les mesures existantes (projets GIPSA4 : IBIS (Deloffre et al., 2012), DEFHFIS (Lesourd et al., 2012), Annexe 3). Selon les cas d'étude et leur temporalité, on pourra utiliser des vitesses pour divers pas de temps d'un cycle de marée (cas du bar) ou les vitesses moyennes pendant un flot/jusant (cas de la truite). La modélisation effectuée avec MARS 3D a aussi permis un calcul de valeurs moyennes de salinité sur un flot dans la période concernée. Elles ont été utilisées pour déterminer l'étendue d'étude pour les juvéniles du bar qui se trouve entre 0.5 et 35 ‰ selon la littérature (Claireaux & Lagardère 1999). Finalement la couche des données sédimentaires a été construite à partir de diverses sources de données (Annexe 2).

1.2.1 Données concernant les affluents

Un réseau hydrographique principal, « hydro-ANACONDHA », a été constitué pour servir de repère à l'ensemble du secteur d'étude (Figure 6). Ce réseau est constitué à partir de plusieurs réseaux hydrographiques existants : le réseau du Piren-Seine (Seneque, 2008) et celui du Parc Régional Naturel des Boucles de la Seine Normande (PNRBSN) (F. Rozanska, 2016). Dans certains cas, de petits cours d'eau du réseau hydrographique théorique RHT (Pella et al. 2012) ont été ajoutés lorsque des obstacles du référentiel des obstacles à l'écoulement (ROE V6, Onema 2014) se trouvaient hors des précédents réseaux.

De nombreux experts locaux (responsables des SAGEs et des PPRES¹, Fédérations de pêche, PNRBSN) ont été sollicités afin de dresser un bilan des données géomatiques existantes et disponibles pour les affluents de la Seine en aval de Poses (Tableau 4).

¹ Plan Pluriannuel de Restauration et d'Entretien

Tableau 4. Données géomatiques décrivant les faciès hydromorphologiques et substrats observés dans les affluents de la Seine en aval de Poses.

Departement	Cours d'eau	Organisme	Année	Contenu
76	Lézarde	CODAH, le Havre	2014	Faciés/Granulométrie
27	Vilaine	PNRBS/Fédération de Pêche 27	2014	Faciés/Granulométrie
27	Morelle	PNRBS/Fédération de Pêche 27	2012	Faciés/Granulométrie
27	Corbie	Fédération de Pêche 27	2004	Faciés/Granulométrie
27	Risleamont (source de la Risle - Grosley sur Risle)	SOGETI	2004	Faciés/Granulométrie
27	Risle mediane (Rugles - confluence avec Charentonne)	ASARM	2014	Faciés/Granulométrie
27	Charentonne /Gueil	SAFEGE	2004	Faciés
27	Basse Risle (Grosley sur Risle - Pont Audemer)	SIBVR	2004	Faciés/Granulométrie
76	Brouisseresse	Fédération de Pêche 76 / Caux Vallée de Seine	2007	Faciés/Granulométrie
76	Theluet	Fédération de Pêche 76 / Caux Vallée de Seine	2007	Faciés/Granulométrie
76	Commerce	Fédération de Pêche 76 / Caux Vallée de Seine	2007	Faciés/Granulométrie
76	Hannetot	Fédération de Pêche 76 / Caux Vallée de Seine	2007	Faciés/Granulométrie
76	Ambion/Sainte Gertrude	PNRBS/SMBV CAUX SEINE	2014	Faciés/Granulométrie
76	Rançon/Fontenelle	PNRBS/SMBV CAUX SEINE	2014	Faciés/Granulométrie
76	Austreberthe	Fédération de Pêche 76/SIRAS	2009	Faciés/Granulométrie
76	Cailly	Syndicat Cailly , Aubette, Robec	2010/2014	Faciés/Granulométrie
76	Aubette, Robec	Syndicat Cailly , Aubette, Robec	2010/2014	Faciés/Granulométrie
27	Eure aval	Communauté d'agglomération Seine Eure	2015	Faciés/Granulométrie
27	Eure/Itton	SAVITON	2011-2016	Faciés/Granulométrie
76	Andelle	Fédération de Pêche 76 /SIBA/SYMAC	2012/2015	Faciés/Granulométrie

Cette démarche a permis de récupérer les données géomatiques les plus à jour dans une grande partie du réseau. Dans un premier temps, les faciès hydromorphologiques (combinaison de la profondeur et de la vitesse de courant (Malavoi and Souchon, 2002)) et les substrats (granulométrie dominante du fond du lit) des divers affluents sont assemblées dans une couche commune.

Le détail et les appellations des catégories de faciès et de substrats étant différentes selon les affluents et ne suivant pas toujours des classifications usuelles comme celle de (Malavoi and Souchon, 2002), un travail d'harmonisation des catégories a été nécessaire pour les rendre homogènes (Annexe 4).

Les faciès et substrats harmonisés sont ainsi décrits par les catégories présentées au Tableau 5.

Tableau 5. Catégories de faciès hydromorphologiques et substrats harmonisés pour les affluents de la Seine en aval de Poses

Faciès	Substrats
chenal lentique	Dalles
chenal lotique	Blocs
plat courant	Pierre
plat lentique	Galet
radier	Caillou
seuil/gué/rapide/cascade	Gravier
fosse/ mouille	Sable
écoulement pérenne	Sables fins
eau stagnante	Vase
souterrain	Argilo-limoneux
	Limono-argileux
	Limons

Le bilan des données faciès et substrats recueillies et homogénéisées sont présentées dans la Figure 7. Ces données ayant été fournies dans divers formats géomatiques, elles ont été converties en format vecteur « shapefile » d'ArcGis dans le système de coordonnées projetées officiel Lambert 93. Pour les données fournies en format ligne (1D), il a été nécessaire de les transformer en données polygones 2D en utilisant les données de largeur disponibles dans les tables attributaires des fichiers lignes ou les largeurs renseignées dans la couche d'information « hydro-ANACONDHA ». Une largeur minimale de cours d'eau de 4m est choisie afin d'être compatible avec la résolution minimale utilisée pour la modélisation de connectivité.

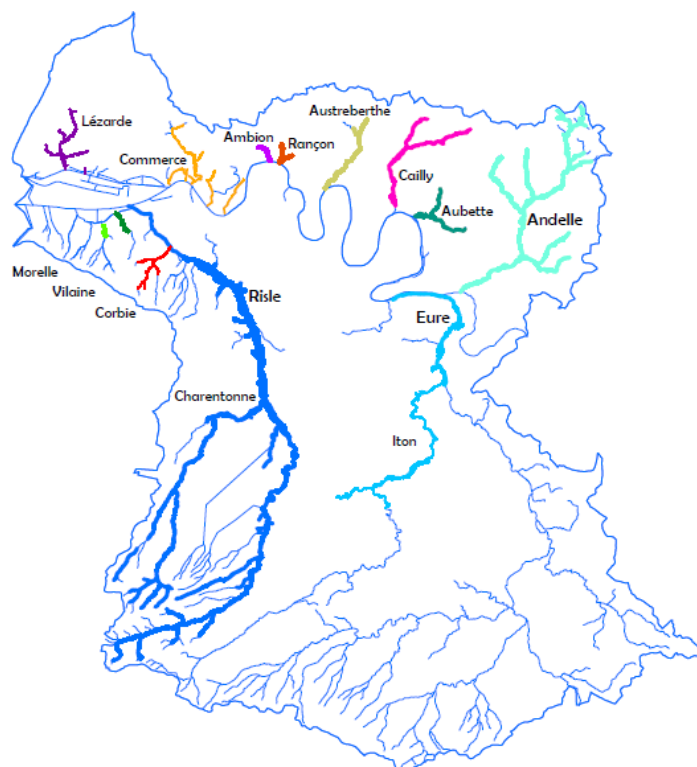


Figure 7. Ensemble des bassins versants concernés par le présent projet. En couleur le linéaire des affluents où les données géomatiques de faciès et substrat ont été harmonisées. En trait bleu fin, le réseau hydrographique principal « hydro-ANACONDHA ».

Les obstacles physiques à la mobilité des espèces dans les affluents proviennent des données de la base nationale ROE V6 (ONEMA/AFB, mai 2014) et des mises à jour locales de l'AFB, des Fédérations de pêches, des syndicats de rivière et de l'agglomération de Rouen).

Pour chaque affluent, sa connectivité à la Seine a été caractérisée en renseignant sa cote de fond par rapport au chenal (Tableau 6). Quelques exemples de ces confluences sont visibles sur la Figure 8.

Tableau 6. Données disponibles pour décrire la cote de la confluence de certains affluents

<i>Affluent</i>	<i>Cote</i>	<i>Valeur à la confluence (CMH)</i>	<i>Source</i>
Risle	fond du lit mineur	8.678	Département de l'Eure/ PNRBSN
Commerce	fond du lit	9.148	Port de Rouen
Ambion	ligne d'eau	6.118	PNRBSN
Rançon (Fontenelle)	ligne d'eau	7.278	PNRBSN
St Gertrude	ligne d'eau	4.868	PNRBSN
Austreberthe	fond du lit mineur	5.078-5.178	SIRAS
Cailly	radier de la buse	5.348	Métropole Rouen Normandie



Figure 8. Exemple de confluence entre la Seine et quelques affluents. Le canal de retour « Nord-Sud » porte les eaux du Joble et de la Morelle à la Seine. Les clapets anti-retour équipent les fossés du Marais Vernier.

Ces données permettent d'évaluer la connectivité temporelle des affluents en fonction du niveau de la marée considérée. En utilisant les données de niveau d'eau statistique (Annexe 1) en fonction du débit et du coefficient de marée, on peut représenter la courbe de marée au niveau de chaque affluent. Ainsi, la cote de fond du lit mineur de l'Austreberthe peut être placée sur les courbes de marée indiquant le degré de connectivité des affluents. Au débit $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, le niveau d'eau de la Seine est plus bas que la cote de fond du lit de l'Austreberthe pendant 31% du temps de la marée au coefficient 45 et 18% au coefficient 115.

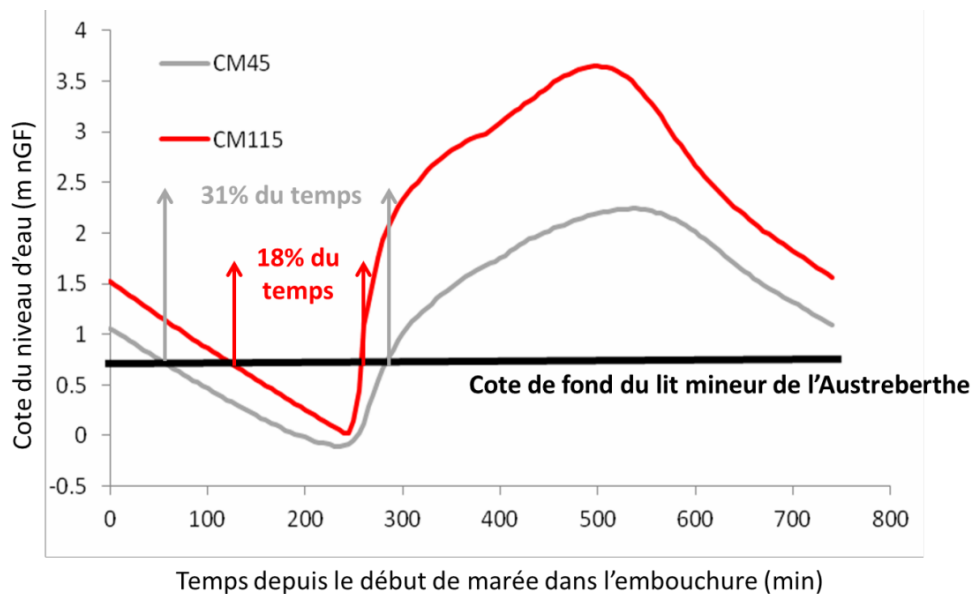


Figure 9. Courbes de marée au niveau de l'Austreberthe (pk 278) pour deux coefficients au débit $250 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Position de la cote de fond du lit mineur et pourcentage de temps pour lesquels le niveau de la Seine est inférieur à la cote de fond de l'affluent.

Lorsque les profils en long existent, comme par exemple pour la Rançon et l'Ambion/Sainte-Grtrude, établis par le PNR BSN, ils permettent d'apprécier la connectivité de la confluence en fonction de la cote de la ligne d'eau de la Seine. La Rançon est relativement bien connectée à la Seine pendant la pleine mer pour les coefficients supérieurs à 80 au débit $250 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.

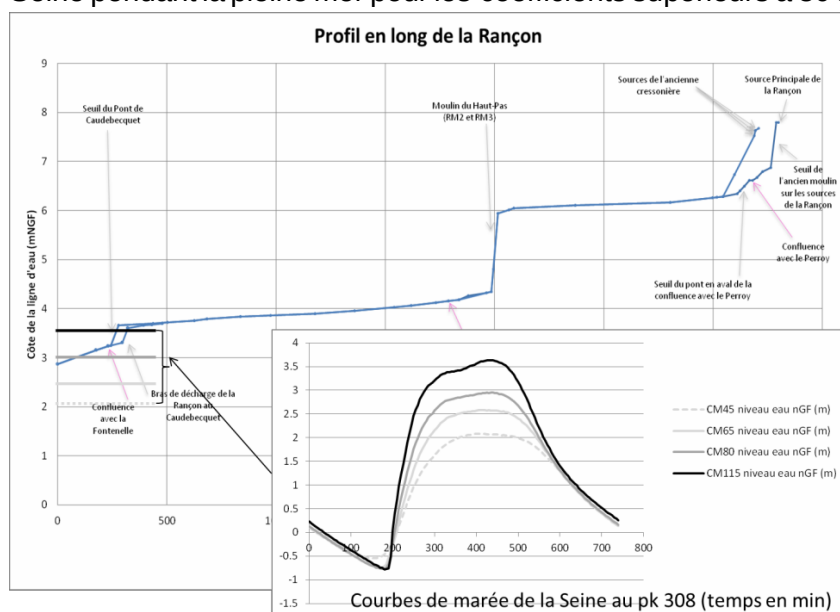


Figure 10. Profil en long de la Rançon et courbes de marée au niveau de la Rançon (pk 308) pour quatre coefficients de marée au débit $250 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$

2 Modélisation de la connectivité

2.1 Le bar commun

2.1.1 Introduction du cas d'étude : colonisation de l'estuaire par les juvéniles

Le bar est un poisson démersal côtier qui effectue des migrations entre les aires de ponte situées au large et au nord de la Manche et les zones d'alimentation en période estivale sur la côte (Laugier, 2015, López *et al.*, 2015). Ces migrations ont lieu de mi-février à juin en Manche (Carpentier *et al.*, 2009) (Figure 11). Au printemps, les larves pélagiques dérivent vers la côte où elles séjournent jusqu'à atteindre la taille de 10 mm (Jennings and Pawson, 1992). A partir de la fin du printemps, les juvéniles colonisent les estuaires (Selleslagh and Amara, 2008). En hiver, dans les estuaires qui présentent des zones en eau à basse mer, les juvéniles gagnent les zones plus profondes (Holden et Williams, 1974 ; Martinho *et al.*, 2007) ou ils migrent jusque dans le milieu côtier et reviennent au printemps suivant (Cabral et Costa, 2001). Dans certains estuaires, les juvéniles restent toute l'année et peuvent y séjourner jusqu'à 4-5 ans (Pickett et Pawson, 1994). De même, en rade de Brest, les juvéniles ne quittent véritablement l'estuaire (salinité supérieure à 34‰) qu'à 4-5 ans (BARGIP, Ifremer 2016).

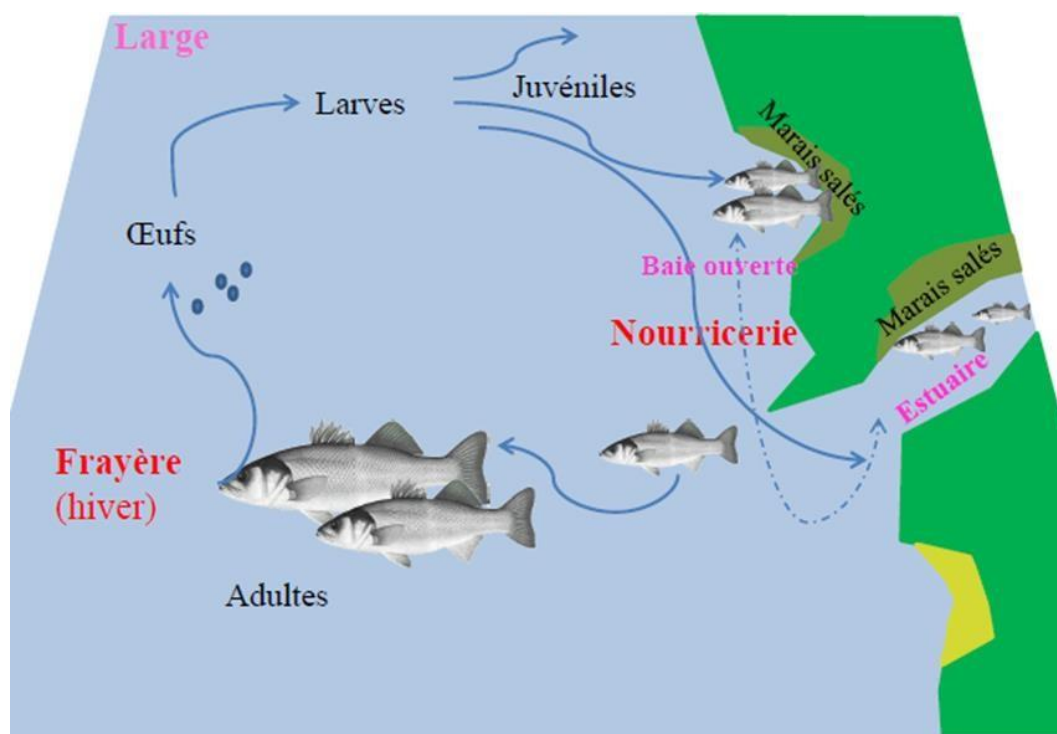


Figure 11 : Cycle de vie du bar commun (*Dicentrarchus labrax*) (Laugier, 2015).

L'estuaire de la Seine joue un rôle fondamental de nurserie pour les jeunes bars de l'année (G0). Ils sont présents sur l'ensemble du domaine halin; sur le littoral augeron en milieu marin et dans l'estuaire au niveau de l'embouchure jusqu'à Orival (domaine dulçaquicole) (Duhamel et Feunteun, 2012). Mais les fréquences d'occurrence et les indices d'abondance sont généralement plus élevés pour des salinités supérieures à 10 PSU. Compte tenu de ces connaissances, l'étendue d'étude a été limitée en amont à la limite de salinité 0.5‰ qui fluctue dans le secteur de Vieux Port, pk 325 (Figure 12).

L'habitat préférentiel du bar au stade jeune de l'année (G0) évolue au cours de sa croissance : dès son arrivée au stade post-larvaire, il utilise à pleine mer les zones intertidales : vasières et particulièrement les filandres polyhalines (filandre Harle, voir le rapport du projet Seine-Aval 4 DEFHFIS), puis colonise également les filandres mésohalines (vasière artificielle) (Duhamel et Feunteun, 2012); (Figure 12). Autour de 5-6 cm, ils resteraient moins dans les filandres et peuvent utiliser le chenal de la Seine (Sylvain Duhamel, comm. pers.) (Figure 13). Grégaires, les jeunes bars fréquentent pendant le flot les eaux peu profondes et riches en nourriture (Cabral *et al.*, 2001). Pendant le jusant, les juvéniles essaient de rester au plus proche des zones d'alimentation utilisées pendant le flot, cherchant des lieux avec de faibles courants résiduels pour éviter d'être emportés (Hélène de Pontual, comm. pers.).

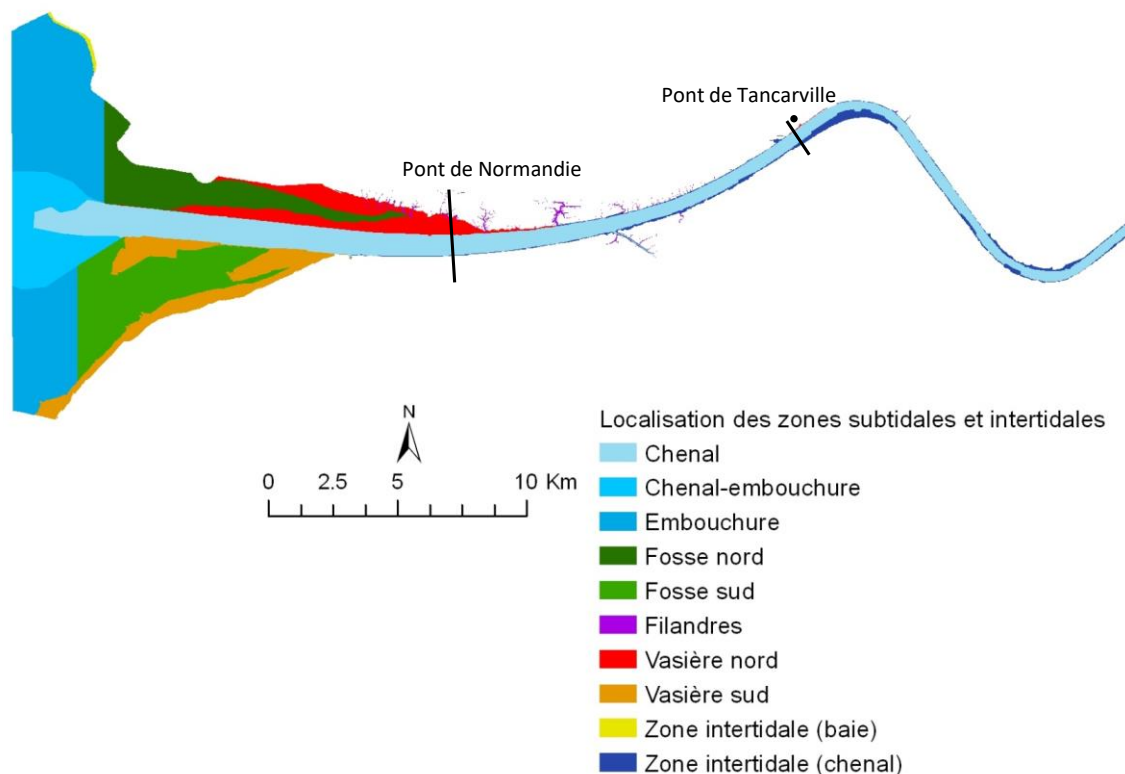


Figure 12. Etendue de la zone d'étude et localisation des zones subtidales et intertidales.

La profondeur est une des deux variables principales structurant la répartition des juvéniles de bar commun. La bathymétrie préférée dans la baie de Seine correspond à la zone intertidale jusqu'à 2 m de profondeur ; le chenal jusqu'à 5 m de profondeur est également utilisé dès juillet par les bars G0 de plus de 7 cm, probablement à marée basse (Sylvain Duhamel, comm.pers). En rade de Brest, les nurseries des bars juvéniles (G0) sont localisées dans les zones de faibles profondeurs : 90% pour des profondeurs inférieures à 1.1 m dont 50% en zone intertidales (Projet BARGIP, Ifremer, 2016). Ces préférences ont été utilisées dans le projet SIG Habitats fonctionnels pour cartographier les habitats potentiels pour la fonction de nurseries du bar G0 dans des conditions moyennes (Figure 13).

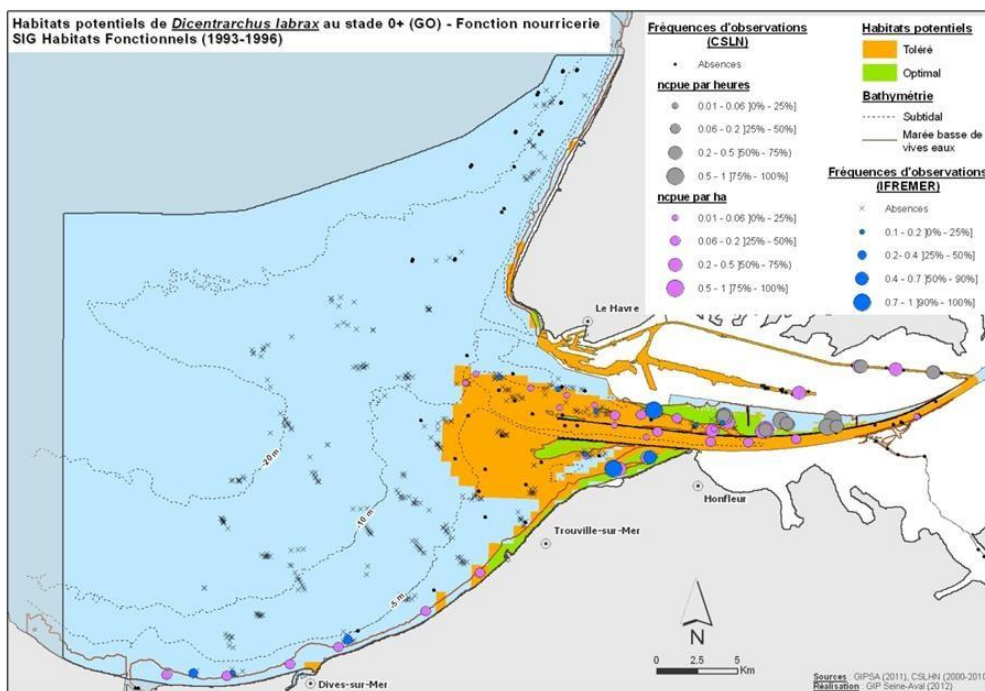


Figure 13. Habitats potentiels de nurricerie du bar juvéniles G0 (SIG Habitats fonctionnels, Bacq et al., 2011) et fréquences d'observation de l'espèce (CSLHN et Ifremer).

La disponibilité et l'accessibilité de ces profondeurs est fortement influencée par les dynamiques spatio- temporelles des conditions hydrologiques (moment de la marée, coefficient de la marée, débit), et nécessite une approche plus dynamique pour quantifier la disponibilité des habitats du bar juvénile G0 au cours d'une marée.

L'accès aux habitats au cours d'une marée requiert une connectivité latérale vers les vasières et les filandres qui peut être restreinte par des barrières physiques plus ou moins permanentes comme les digues submersibles ou les digues de calibrage (Figure 4). L'hydrodynamisme de l'estuaire génère de forts courants dans le chenal de navigation à certaines phases de la marée et peut constituer une « barrière physique » au sens où les juvéniles sont emportés passivement et peuvent subir des dommages corporels, comme cela a été montré pour les larves de brochet (*Esox lucius*) (Peake, 2004). De plus, les vasières et les filandres subissent actuellement des comblements progressifs qui restreignent spatialement l'accès des juvéniles à ces milieux (Lesourd et al., 2012). Ces comblements écourtent aussi le temps que les juvéniles peuvent passer dans ces milieux pendant le flot (ICHTYO, Duhamel 2012).

2.1.2 Hypothèses de modélisation

La première colonisation de l'estuaire par les bars juvéniles G0 au printemps a été modélisée en faisant l'hypothèse qu'ils sont présents dans une zone favorable de l'embouchure en début de flot et en quantifiant la connectivité vers les habitats potentiels utilisés au cours d'une marée. Les juvéniles arrivent l'estomac vide et se nourrissent essentiellement pendant le flot (Laffaille et al., 2001), nous avons donc choisi de modéliser l'accessibilité aux nurriceries pendant le flot. Pendant le jusant, ils essayent de se maintenir dans des zones peu profondes et calmes, de salinité et d'oxygène favorables (E. Feunteun, comm. pers.) et de rester au plus près de leurs zones d'alimentation. Nous avons donc fait le choix de modéliser l'accessibilité aux habitats de refuge pendant le jusant.

Nous faisons l'hypothèse que deux facteurs peuvent influencer cette colonisation : la disponibilité des habitats au cours de la marée et leur accessibilité (Figure 14). Ces deux facteurs étant liés à l'hydrodynamique de l'estuaire, la modélisation doit se faire à des coefficients de marée et des débits représentatifs de la variabilité des niveaux d'eau auxquels les juvéniles de bars peuvent être confrontés.

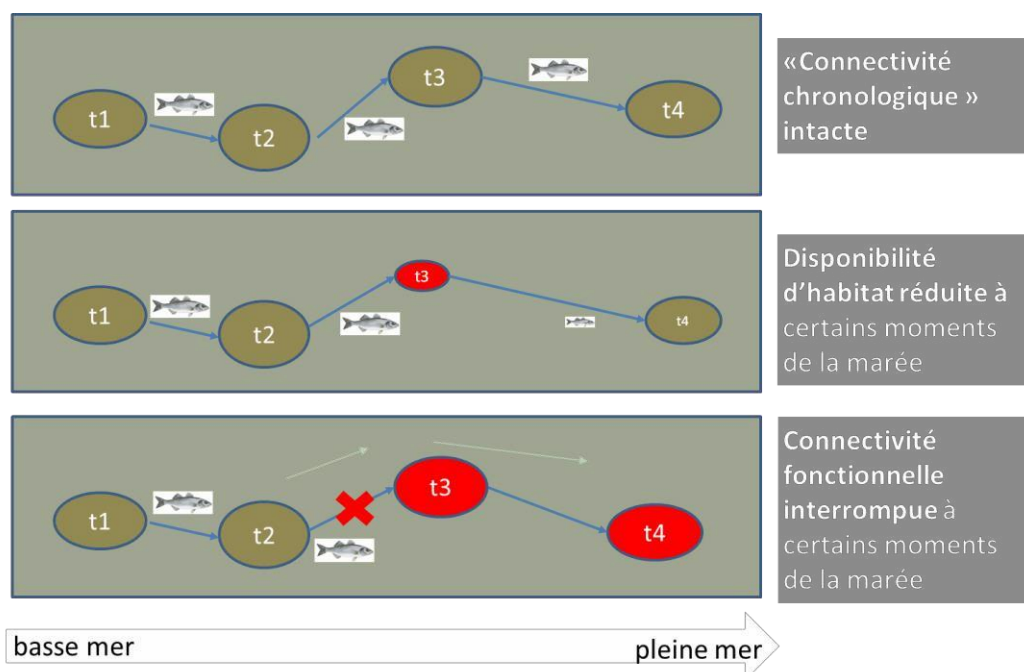


Figure 14. Schéma des effets hypothétiques de la réduction de la disponibilité d'habitat et de l'interruption de la connectivité sur l'accessibilité des nourriceries du bar G0 au cours d'une marée. A titre d'exemple, t1-t4 représentent les surfaces d'habitats potentiels à quatre temps successifs de la marée.

2.1.3 Variabilité de la disponibilité des habitats de nurserie à pleine mer

La colonisation de l'estuaire par les juvéniles de bar se fait à partir d'un seuil de température supérieur à 10°C (Pastoureaud, 1991). En analysant les chroniques des températures journalières prises à Honfleur, nous avons déterminé que ce seuil est dépassé en général de mars à novembre. Pour cette période de mars à novembre, nous avons étudié les chroniques de débits à Poses et les coefficients de marée pour la période 1941-2016. L'analyse des valeurs classées donne un aperçu de la distribution des fréquences de dépassement par rapport aux débits et aux coefficients de marée observés pendant la période étudiée (Figure 15). Quatre coefficients de marée ont été choisis pour représenter la variabilité de la période mars- novembre (45, 65, 80 et 115). Les deux débits disponibles pour notre étude correspondent à un débit dépassé 60% du temps ($250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et à un débit dépassé 5% du temps ($800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) pour cette période.

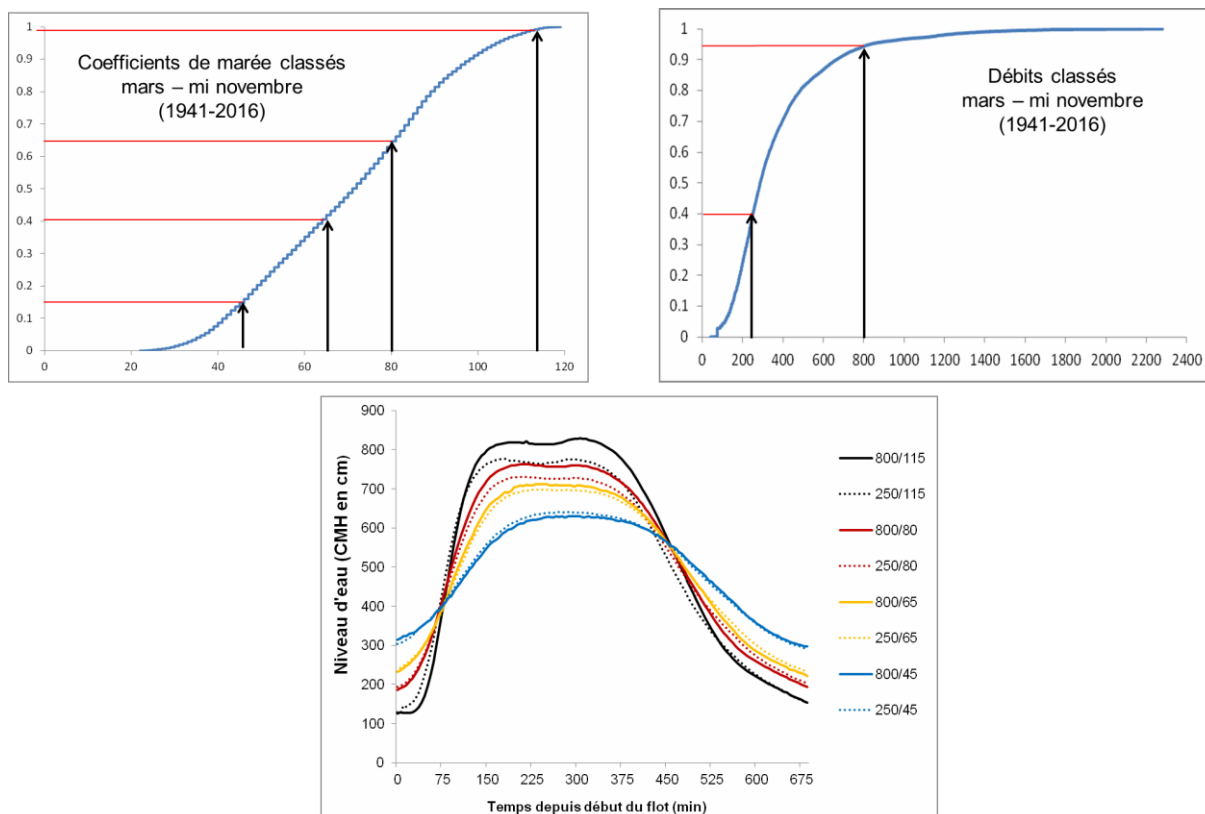


Figure 15. En haut : débits classés de la Seine à Poses et coefficients de marée classés. Les flèches verticales indiquent les débits et les coefficients retenus dans cette étude. En bas, les courbes de marée à Honfleur pour les combinaisons débits/coefficient de marée étudiées.

L'habitat d'alimentation optimal des juvéniles de bar est défini par des hauteurs d'eau de 20 à 200 cm et des substrats : sables moyens, sables fins et vases (Bacq et al., 2011). Les données de hauteur d'eau disponibles pour étudier la variabilité de disponibilité des habitats de nurserie (combinaison 2 débits/4 coefficients de marée) sont issues de niveaux d'eau statistiques calculés couplés à la bathymétrie et à la topographie du secteur d'étude. Les niveaux d'eau statistiques ont été calculés à l'aide des mesures disponibles sur les 18 marégraphes localisés dans le chenal de navigation entre Elbeuf et la Balise A. (L'Ebreillec 2017, voir détail en Annexe 2). Ainsi, les habitats de nurserie à pleine mer sont obtenus par traitement géomatique en croisant les hauteurs d'eau statistiques favorables à la fin du flot (début de pleine mer) et les classes de substrats favorables (Annexe 2).

2.1.4 Modélisation « chronologique » des habitats connectés au cours d'une marée

La marée sur le secteur d'étude est modélisée par MARS 3D en pas de temps (t) de 15 minutes, le flot commence à t1 et finit à t14, la pleine mer se situe entre t14 et t24, puis le jusant de t24 à t49 (Figure 16). Les données sont disponibles au débit 250 m³.s⁻¹ à deux coefficients de marée 52 et 85. Pour l'étude des habitats du bar G0, le flot a été divisé en plusieurs étapes sur deux critères : l'immersion progressive des digues et la mise en eau des filandres (Figure 17). Le flot et le jusant sont ainsi découpés en 5 étapes, plus la pleine mer et la basse mer (Figure 17). Sur la Figure 17, on observe l'effet barrière lié aux digues submersibles (t1 et t5) ainsi que la mise en eau progressive des filandres (t9 et pleine mer).

Les filandres sont ainsi regroupées en trois catégories selon la progression de leur mise en eau (Filandre_1, Filandre_2 et Filandre_3, Annexe 2).

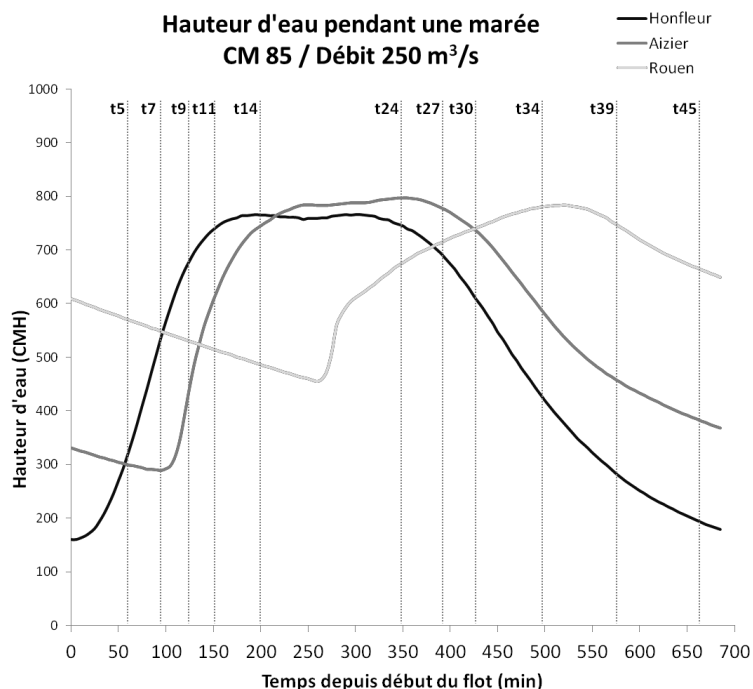


Figure 16. Courbe de marée selon trois secteurs de l'estuaire. Les pas de temps sont ceux du modèle Mars 3D (15mn). Le t1 indique le début du flot à Honfleur et le t14 la pleine mer.

Les habitats de départ de la modélisation sont ceux considérés comme des habitats de début de colonisation. On fait l'hypothèse qu'au début du printemps les juvéniles G0 sont passivement distribués dans des zones de faible profondeur de l'embouchure (Sylvain Duhamel, comm. pers.). Le principe de la modélisation de la connectivité au cours d'un flot consiste à évaluer l'accessibilité des habitats de nurserie au premier pas de temps (t5) à partir des habitats de début de colonisation (t1). Puis, l'accessibilité des nurseries au pas de temps suivant (t) tient compte des habitats d'alimentation connectés au pas de temps précédent (t-1). De même, la modélisation de la connectivité au cours d'un jusant consiste à débuter avec les habitats d'alimentation de pleine mer et de modéliser la connectivité vers les habitats de refuge à chaque étape. A partir de la fin de la première marée, ils utilisent les habitats de refuge de basse mer.

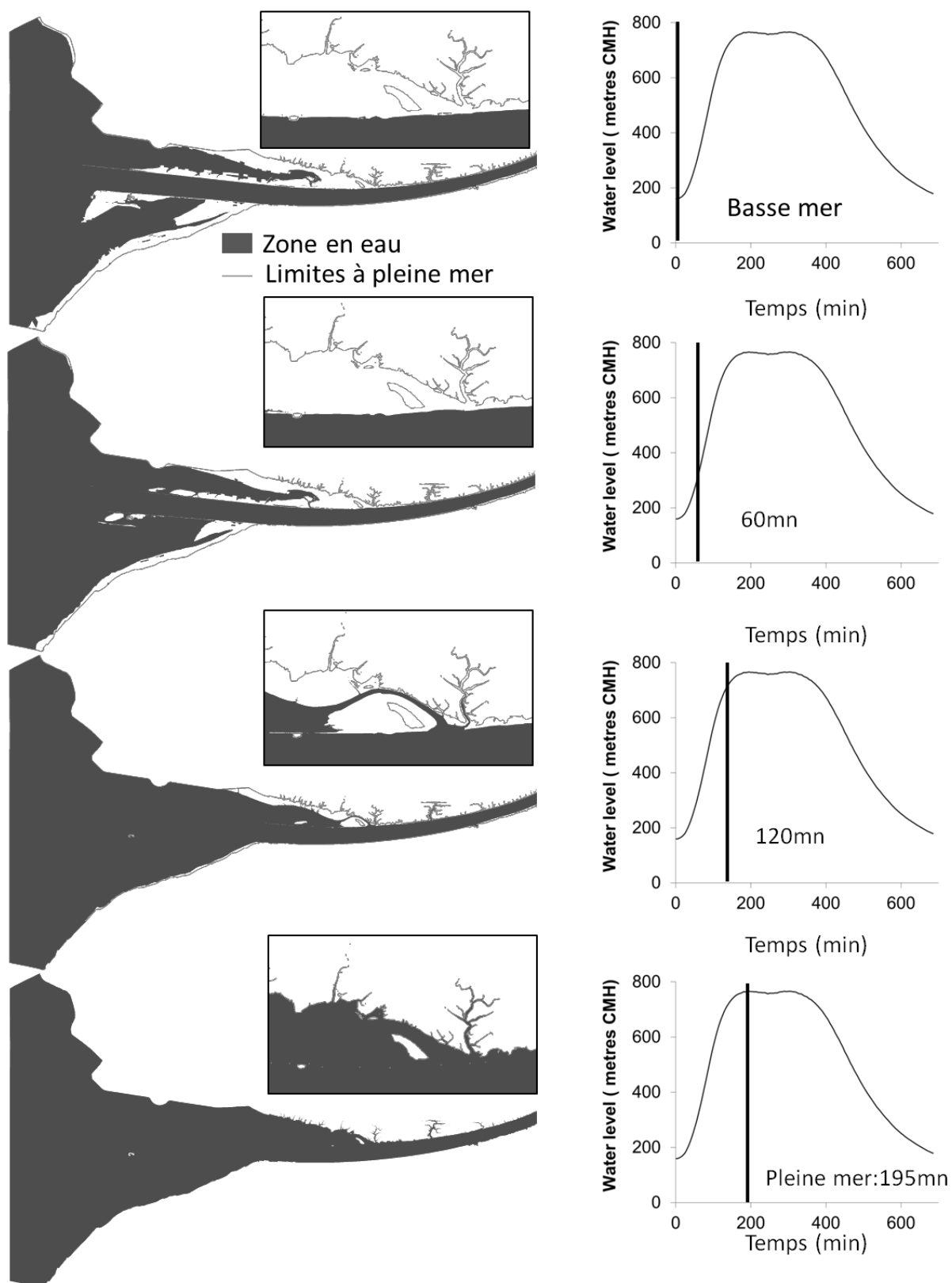


Figure 17. Etendues en eau pour quatre moments du flot (CM 85, débit 250 m³.s-1) avec un détail pour les filandres rive droite. Les pas de temps sont indiqués sur les courbes de hauteur d'eau à droite.

Cartographie des habitats du bar juvénile au cours d'une marée

Les habitats de départ de la modélisation sont des zones de faible profondeur (20-500 cm) de l'embouchure ; une taille minimale de tache à 10 ha a été choisie pour ne considérer que des habitats aux fortes capacités d'accueil (voir l'emprise spatiale Figure 23).

L'habitat de nourricerie est défini comme précédemment par des profondeurs de 20 à 200 cm et des substrats : sables moyens et sables fins, vases (Bacq et al., 2011). Ces habitats sont cartographiés à chaque pas de temps du flot de t1 à t14 (Figure 16).

L'habitat de refuge utilisé pendant la phase de jusant comprend les zones encore en eau à chaque pas de temps du jusant et peu profondes : 20-200 cm avec des vitesses inférieures à 0.3 m.s⁻¹. Ces habitats sont cartographiés à chaque pas de temps à l'aide du croisement des informations de hauteur d'eau, de vitesse et de substrat. Une valeur de 100 m² a été choisie comme seuil inférieur pour conserver les taches d'habitats qui pouvaient être fonctionnelles ; des éléments plus petits étant souvent identifiés comme des artéfacts géomatiques issus du croisement des diverses informations. Ce choix n'a pas d'effet sur les petits milieux comme les filandres.

Les surfaces potentielles des habitats de nourricerie et de refuge à chaque pas de temps de la marée sont calculées pour les coefficients 45 et 85. Elles fournissent ainsi une référence de la disponibilité des habitats sans tenir compte de leur connectivité.

Perméabilité des milieux au mouvement des juvéniles de bar au cours de la marée.

La perméabilité des milieux a été considérée pour divers scénarios de mobilité des juvéniles G0 de bar. Pour des tailles inférieures à 3 cm, les mouvements peuvent être assimilés à des comportements passifs et sont conditionnés principalement par les vitesses de courant, qui facilitent ou empêchent le mouvement. Les juvéniles vont se déplacer principalement en suivant les directions imposées par le courant. Ainsi, nous faisons l'hypothèse que la dispersion des juvéniles se fait majoritairement dans une seule direction : vers l'amont en flot et vers l'aval en jusant.

Les vitesses de courant jusqu'à 1,2 m.s⁻¹ vont faciliter de façon croissante le mouvement des juvéniles alors que les vitesses supérieures à 1,2 m.s⁻¹ sont considérées comme des barrières physiques car les juvéniles sont emportés rapidement et peuvent subir des dommages corporels, comme cela a été montré pour les larves de brochet (*Esox lucius*) (Peake, 2004). Pour des juvéniles de 3 à 6 cm les capacités de nage augmentent et la vitesse de croisière moyenne est de 0.3 m.s⁻¹ (5 x BL m.s⁻¹) (Leis, 2012). A chaque pas de temps, la perméabilité est conditionnée aussi par l'étendue en eau qui tient compte de la présence des digues submersibles et digues de calibrage ; lorsque celles-ci sont immergées elles deviennent ainsi des barrières car les calculs de connectivité ne se font que dans la zone en eau.

D'autres facteurs identifiés comme potentiellement important sur le mouvement des juvéniles, comme l'oxygène ou la turbidité (voir tableau bilan espèce) n'ont pas été pris en compte car difficilement cartographiable de façon exhaustive sur la zone d'étude au cours d'une marée.

La perméabilité du secteur d'étude est représentée à chaque pas de temps par les vitesses des zones subtidales et intertidales qui sont en eau. Pour un cycle de marée, la zone de validité des données de vitesses issues de MARS 3D, au regard des objectifs de l'étude, est décrite par deux zonages : le zonage A est valable pour tout le cycle de marée à l'exclusion des pas de temps t1-t5 et t40-t49 qui sont décrits par le zonage B (Figure 18). Pour les zones

intertidales, les vitesses sont estimées à chaque pas de temps (Détail en annexe 2). Les vitesses de MARS 3D ont été moyennées sur chaque pas de temps et regroupées en 6 catégories (Figure 19).

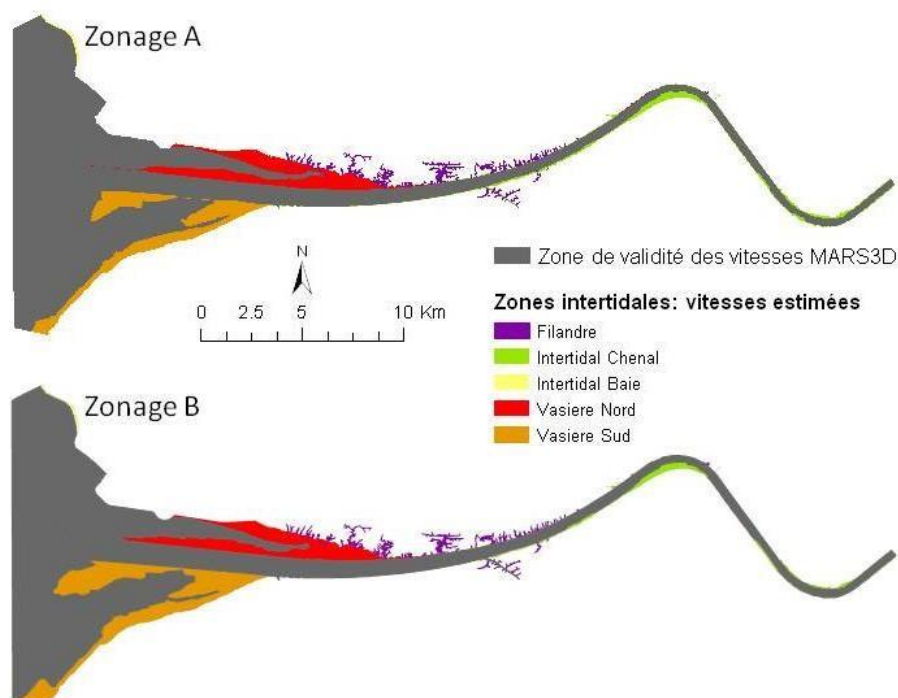


Figure 18. Description des zonages de «validité» des vitesses du modèle MARS 3D et catégories de zones intertidales où les vitesses sont estimées. Zonage B : utilisé pour les pas de temps t1-t5 et t40-t49, zonage A utilisé pour les autres pas de temps.

Les cartes de perméabilité à chaque pas de temps sont réalisées en combinant les perméabilités issues des zones de validité du modèle MARS 3D et les perméabilités des zones intertidales.

Les perméabilités pour les zones de validité du modèle MARS 3D sont obtenues en croisant géomatiquement la carte de l'étendue en eau maximale du pas de temps avec la carte de vitesse de courant qui est moyennée sur le pas de temps. Par exemple en flot, la carte du pas de temps t1-t5 résulte du croisement de la carte de l'étendue en eau maximale à t5 (hot5) et de la carte de vitesse de courant « cour1 » qui moyenne les vitesses entre t1 et t5 (Figure 19). Pour le jusant, c'est la hauteur d'eau au début du pas de temps (hot24) qui est combiné avec les vitesses moyennes du pas de temps « cour7 ».

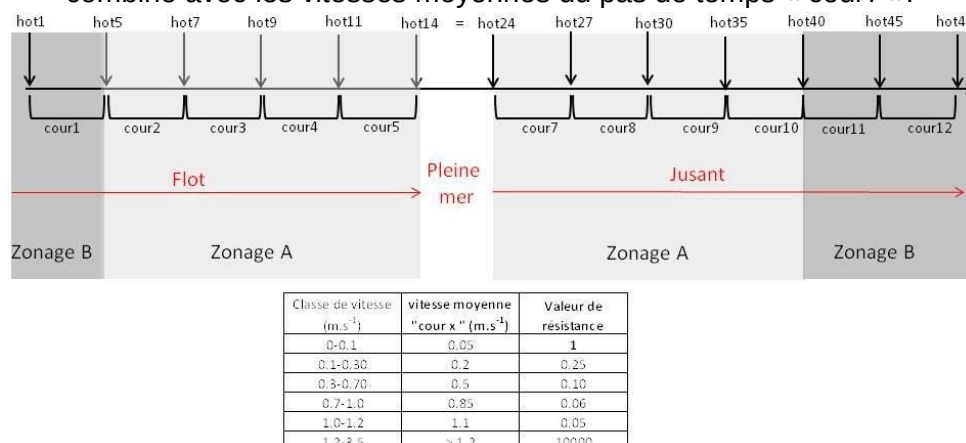


Figure 19. Règles de croisement des couches d'étendue en eau (hot) et de vitesse moyenne de courant de Mars 3D (cour). Le zonage utilisé pour les vitesses est indiqué. Valeurs de résistance attribuées aux classes de vitesse de courant.

Les valeurs de résistance qui sont ensuite calculées sont inversement proportionnelles à la vitesse, considérant une valeur neutre de 1 pour la vitesse de 0.05 m.s^{-1} . Cette règle n'est pas utilisée pour les vitesses supérieures à 1.2 m.s^{-1} où la valeur de résistance est donnée à 10 000 pour rendre compte de l'effet barrière.

Les perméabilités des zones intertidales sont obtenues en croisant géomatiquement les cartes de l'étendue en eau à chaque pas de temps avec la carte des différentes zones intertidales (Tableau 7).

Tableau 7. Catégories de zones intertidales et vitesses attribuées selon le pas de temps, exemple du flot (voir aussi Annexe 3).

Zone intertidale	hot5-cour1 vitesse moyenne (m.s^{-1})	Resistance t5 (60 min)	hot7-cour2 vitesse moyenne (m.s^{-1})	Resistance t7 (90 min)	hot9-cour3 vitesse moyenne (m.s^{-1})	Resistance t9 (120 min)	hot11-cour4 vitesse moyenne (m.s^{-1})	Resistance t11 (150 min)	hot14-cour5 vitesse moyenne (m.s^{-1})	Resistance t14 (195 min)
Filandre_1	0.7	0.07	0.7	0.07	0.7	0.07	0.3	0.17	0.1	0.50
Filandre_2	0.7	0.07	0.7	0.07	0.7	0.07	0.7	0.07	0.1	0.50
Filandre_3	0.7	0.07	0.7	0.07	0.7	0.07	0.7	0.07	0.1	0.50
Vasière	0.5	0.10	0.3	0.17	0.2	0.25	0.1	0.50	0.1	0.50
Baie/chenal	0.5	0.10	0.5	0.10	0.4	0.13	0.2	0.25	0.1	0.50

Ainsi, à chaque pas de temps la localisation des catégories de vitesses de MARS 3D sont variables dans l'espace mais la valeur de résistance ne change pas pour une catégorie de vitesse donnée. A l'opposé, pour les zones intertidales, elles sont spatialement fixes dans l'espace mais à chaque pas de temps les valeurs de résistances changent.

La Figure 20 présente ainsi les cartes de perméabilité à chaque étape considérée pour le flot.

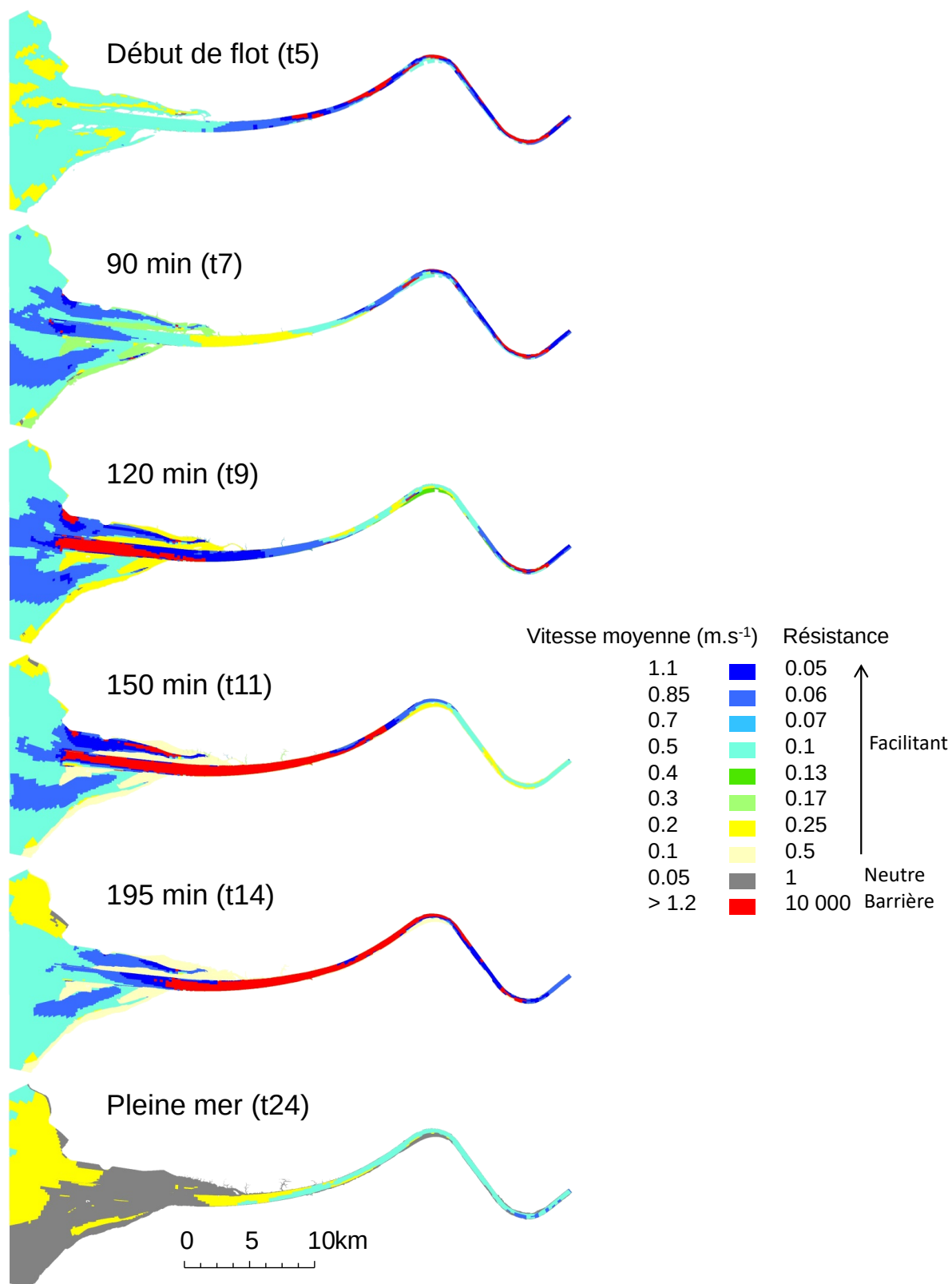


Figure 20. Représentation des perméabilités à chaque pas de temps d'un flot (CM 85). Les vitesses combinent les classes de vitesses moyennes du modèle MARS 3D et celles des zones intertidales.

Accessibilité des habitats

L'analyse de connectivité a été effectuée avec Anaqualand 2.0 (REF). Une version Anaqualand 3.0 est en cours de construction afin de rendre les calculs plus automatiques et s'adapter à la problématique de la modélisation chronologique dynamique au cours de la marée. Le logiciel réalise les modélisations à partir des cartes d'habitats et de perméabilité en format grille raster (Figure 5). Nous avons choisi une résolution de calcul de 5 m (taille du pixel 5 m x 5 m), ce qui permet un bon compromis entre 1) la précision de représentation des habitats et des facteurs de perméabilité des milieux aquatiques (notamment les barrières linéaires que sont les digues submersibles) et 2) le temps de calcul de chaque modélisation. Le calcul de connectivité est réalisé uniquement dans le sens de la marée car les juvéniles sont considérés comme des particules passives (vers l'amont en flot et vers l'aval en jusant), le mouvement des bars G0 n'est ainsi pas pris en compte dans le sens inverse. A chaque pas de temps t , l'accessibilité des milieux $t+1$ est calculée en tenant compte de la durée du pas de temps (calcul de la distance fonctionnelle maximale pouvant être parcourue). Les habitats potentiels de nurserie à $t+1$ sont ensuite découpés selon leur accessibilité. Ceux qui se trouvent en dessous du seuil limite des mètres fonctionnels calculés pour chaque pas de temps selon leur durée sont considérés connectés aux habitats à t . Ce sont ces habitats connectés à $t+1$ à partir desquels l'accessibilité des habitats au temps $t+2$ est calculée (Figure 21). Ainsi, à la première étape on calcule pour chaque pixel sa distance fonctionnelle à partir des bordures des habitats de début de colonisation (RCM). Les habitats potentiels de t_5 qui se trouvent à une distance fonctionnelle inférieure au seuil calculé de 180 mf (3600s à 0.05 m.s⁻¹, Tableau 8) sont découpés et considérés comme connectés (t_5 connecté) (Figure 21).

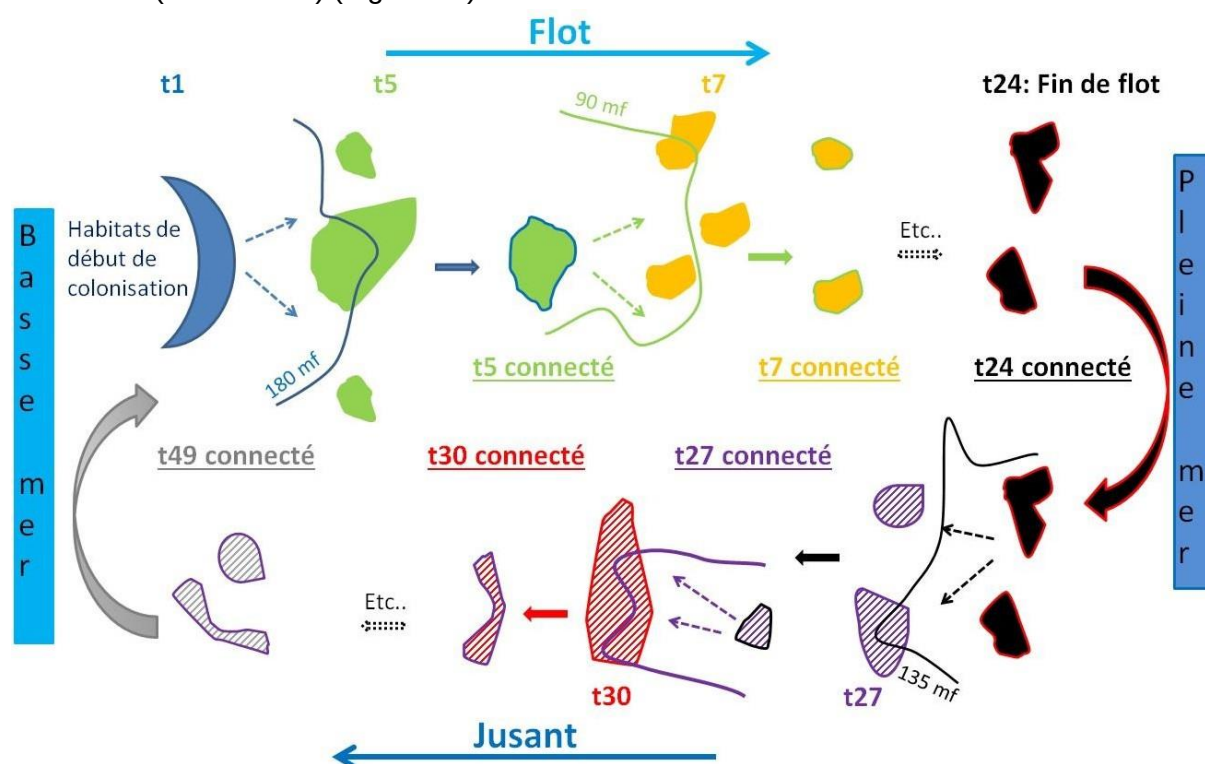


Figure 21. Schéma de principe de la modélisation chronologique de la connectivité des habitats au cours d'une marée. En plein, les habitats de nurserie, en hachuré les habitats de repos.

Enfin, un seuil limite de distance fonctionnelle est utilisé pour définir les habitats connectés ou non connectés à chaque pas de temps. Divers scénarios de mobilité des juvéniles ont été testés : du mouvement passif des juvéniles ≤ 3 cm (vitesses de mobilité de 0.05 m.s⁻¹) à l'acquisition progressive de capacités de nage avec le courant pour les juvéniles en croissance du printemps jusqu'au premier été (entre 3-6 cm, Leis et al., 2012 ; 3-9 cm entre juillet et novembre pour Lafaille 2001). Une relation de 5*longueur de corps (m) donne une vitesse critique de nage en m.s⁻¹ (Koumoudouros, 2002) : 0,3 m.s⁻¹ pour 6 cm. Les distances maximales pouvant alors être parcourues sont calculées en fonction de la durée du pas de temps considéré (Tableau 8).

Tableau 8. Les distances maximales parcourues en mètres fonctionnels (mf) pour une vitesse de mobilité donnée.

Pas de temps	Durée (s)	Vitesses de mobilité testées (scénarios)			
		0.05m/s	0.1m/s	0.2m/s	0.3m/s
t1-t5	3600	180	360	720	1080
t5-t7	1800	90	180	360	540
t7-t9	1800	90	180	360	540
t9-t11	1800	90	180	360	540
t11-t14	2700	135	270	540	810
t14-t24	8100		PLEINE MER		
t24-t27	2700	135	270	540	810
t27-30	2700	135	270	540	810
t30-t34	3600	180	360	720	1080
t34-t39	4500	225	450	900	1350
t39-t44	4500	225	450	900	1350
[t45-t49]	4500	225	450	900	1350

De plus, pour estimer le nombre des marées nécessaires pour coloniser tous les habitats potentiels de l'estuaire, plusieurs marées successives ont été modélisées. Ce calcul a été fait pour des distances de déplacement calculées avec une vitesse de mobilité de 0,05 m.s⁻¹ et au coefficient de marée 85. Dans ce cas les habitats de refuge connectés à la fin du cycle de marée ont été utilisés comme habitats de départ de la modélisation de la marée suivante (Figure 21).

Des métriques de connectivité ont été calculées à l'issue des modélisations. Le nombre de taches d'habitats connectés et la surface moyenne des taches pour l'ensemble du secteur d'étude au cours de la marée pour divers scénarios permettent d'évaluer la structure spatiale et la disponibilité des habitats connectés.

2.1.5 Résultats

Analyse de la disponibilité des habitats de nurserie à pleine mer

La disponibilité des habitats de nurserie à pleine mer varie selon le débit et le coefficient de marée (Tableau 9). Quel que soit le débit, le coefficient de marée 45 présente les surfaces maximales modélisées avec un maximum pour le débit 800 m³.s⁻¹. Pour les autres

coefficients de marée, c'est au débit $250 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, que les surfaces sont plus élevées ; cependant aucune tendance d'évolution ne se dégage avec l'augmentation du débit. Ces effets débit/coefficient, en lien avec la topographie de l'estuaire, influencent les hauteurs d'eau qui définissent les habitats. Ainsi, lorsque le coefficient de marée est faible, un débit plus élevé va générer plus de surface dont la hauteur d'eau sera favorable ; alors qu'avec un fort coefficient, le fort débit génère moins de hauteurs d'eau favorables. Ces relations non linéaires sont liées à la complexité de la topographie de l'estuaire ainsi qu'à son caractère anthropisé. La présence du chenal et des digues crée des zones de fortes pentes ; lorsque le niveau d'eau monte, ces secteurs sont rapidement profonds (Figure 25).

Tableau 9. Surface totale des habitats de nurricerie potentiels à pleine mer pour différents coefficients de marée et débits (en ha).

Débit ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	Coefficient de marée			
	45	65	80	115
250	409	389	396	376
800	434	376	383	351

Une illustration est visible sur la Figure 22 où l'emprise spatiale des habitats de nurriceries disponibles à pleine mer dans la zone « Filandres Nord » (Figure 23) varie latéralement. On observe le décalage des habitats de nurricerie vers les zones latérales (vers le Nord) avec l'augmentation du coefficient de marée. Seule l'emprise complète des habitats au coefficient 45 est visible sur la Figure 23.

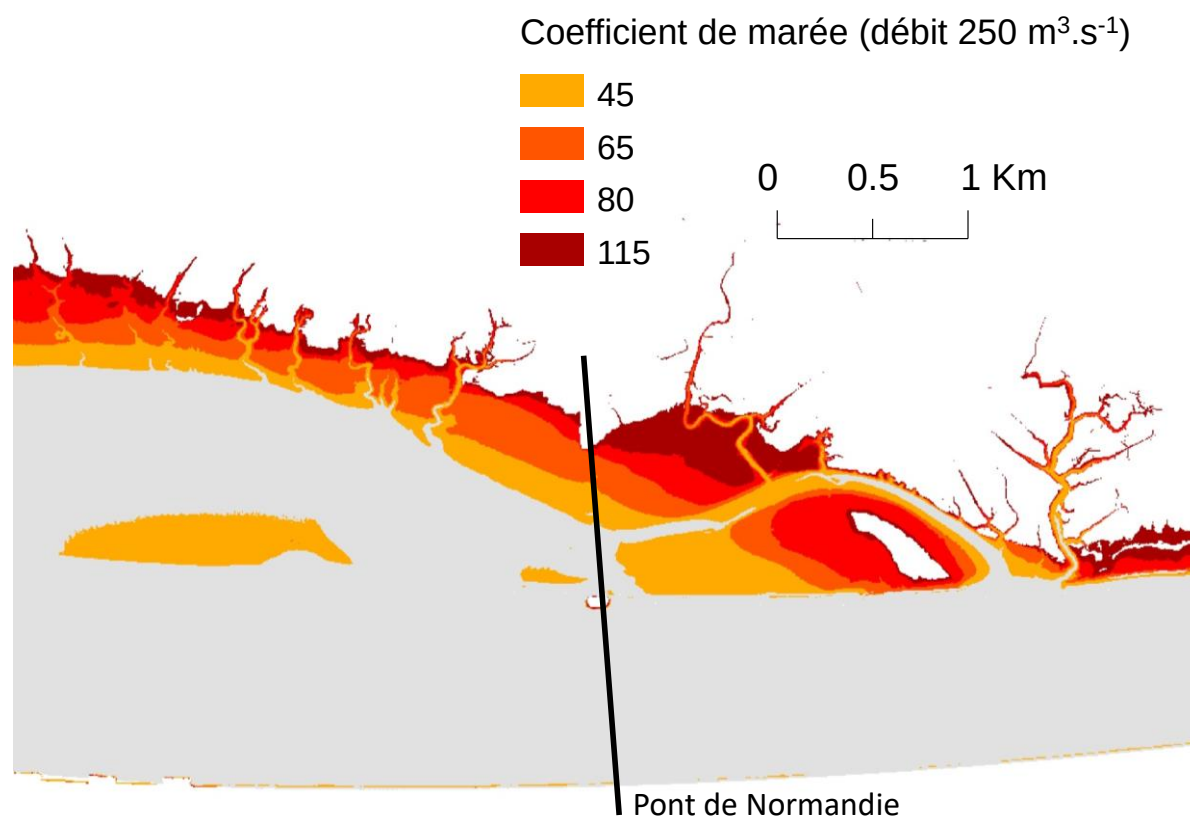


Figure 22. Détail des habitats de nurricerie potentiels à pleine mer en fonction du coefficient de marée pour le débit $250 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Les habitats se recouvrent en partie, les habitats au coefficient 45 sont placés au-dessus et ceux au coefficient 115 sont les plus en dessous.

Afin de mieux comprendre l'évolution des surfaces d'habitat de nurricerie à pleine mer, les surfaces totales ont été calculées en découpant l'estuaire par secteurs de structure homogène (Figure 23). Pour le secteur Sud de l'embouchure, on observe une diminution de la disponibilité des habitats de nurricerie avec l'augmentation du coefficient de marée (Figure 24). Dans ce secteur, les hauteurs d'eau augmentent d'autant plus avec le coefficient de marée, ce qui diminue les surfaces dont la hauteur d'eau est favorable aux habitats de nurricerie ($< 2\text{m}$). Au Nord de l'embouchure, la disponibilité est relativement stable jusqu'au coefficient étudié 80 puis, une légère diminution est visible, surtout pour le débit $800\text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.

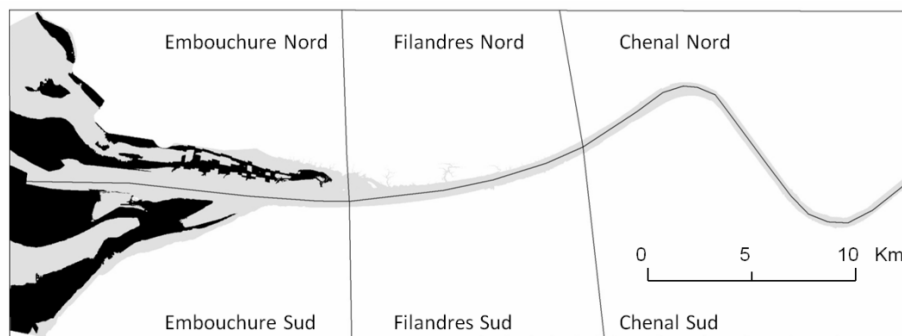


Figure 23. Découpage de la zone d'étude en secteurs homogènes. En gris foncé : habitat de départ de colonisation dans l'embouchure (CM 85).

A l'inverse, on voit les surfaces disponibles augmenter dans le secteur des filandres qui se mettent en eau d'autant plus que le coefficient de marée est fort. Les surfaces sont plus importantes dans la partie Nord des filandres. Enfin, pour le secteur du chenal, les surfaces sont assez faibles ; on note cependant dans la partie Chenal Nord, une disponibilité plus importante lorsque les coefficients de marée diminuent, sans doute en lien avec la pente des berges du chenal, moins favorables lorsque les niveaux d'eau sont élevés.

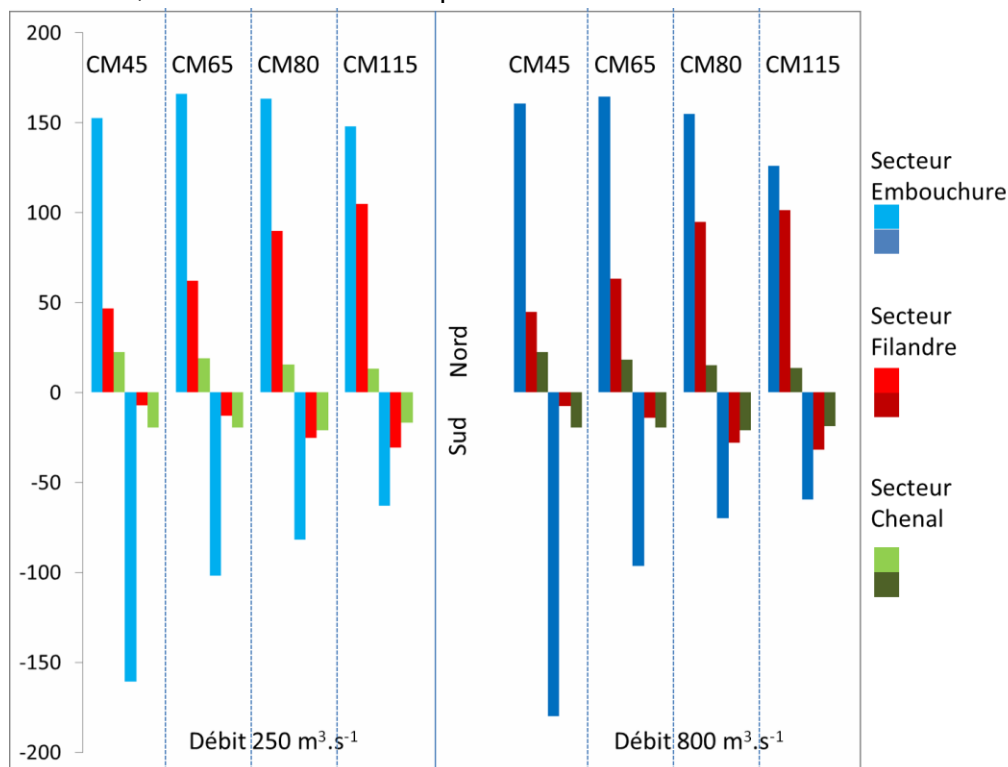


Figure 24. Disponibilité des habitats de nurricerie potentiels à pleine mer selon les différents secteurs de l'estuaire pour différents coefficients de marée et débits

Pour illustrer la complexité bathymétrique de l'estuaire, quelques transects sont présentés Figure 25, les transects P1 et P2 notamment permettent de mieux comprendre la distribution des habitats de nurricerie à pleine mer visibles sur la Figure 22. On peut remarquer par exemple, qu'au niveau du transect P1, les habitats favorables se déplacent du sud vers le nord du chenal secondaire avec l'augmentation du niveau d'eau. Sur le transect P3, la pente abrupte très prononcée vers A6 à l'approche de la digue submersible, n'est pas propice à la présence d'habitats favorables peu profonds.

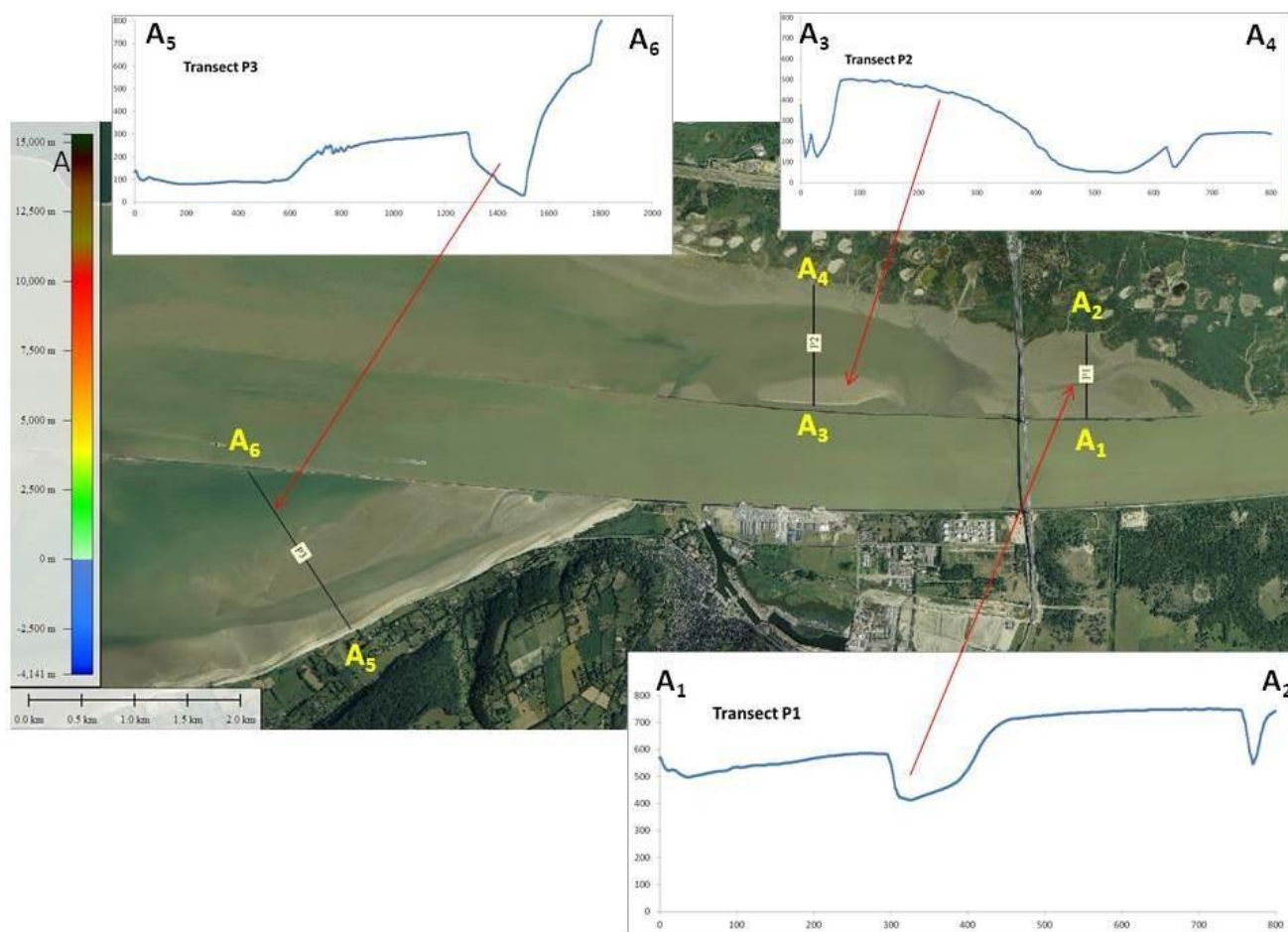


Figure 25. Illustration de la bathymétrie de trois secteurs de l'estuaire Chaque transect indique la côte de fond (CMH) en fonction de la position (en m) sur le transect.

Analyse de la disponibilité des habitats de nurricerie et de refuge au cours d'une marée

L'analyse quantitative de la disponibilité des habitats de nurricerie et de repos a été faite en calculant les surfaces d'habitats potentiels modélisés au cours de la marée (CM 52 et CM85). Ces résultats sont présentés en fonction d'un découpage longitudinal des secteurs de la zone d'étude : embouchure – zone des filandres – chenal amont et selon l'axe Nord-Sud.

A l'échelle d'une marée, la disponibilité spatiale des habitats de nurricerie au cours du flot varie fortement; on observe un déplacement des habitats de nurricerie de l'embouchure vers les secteurs latéraux et les filandres (Figure 26). La quantification des surfaces de ces habitats selon les secteurs de la zone d'étude permet de préciser cette analyse et d'apprécier les différences en fonction du coefficient de marée (Figure 27).

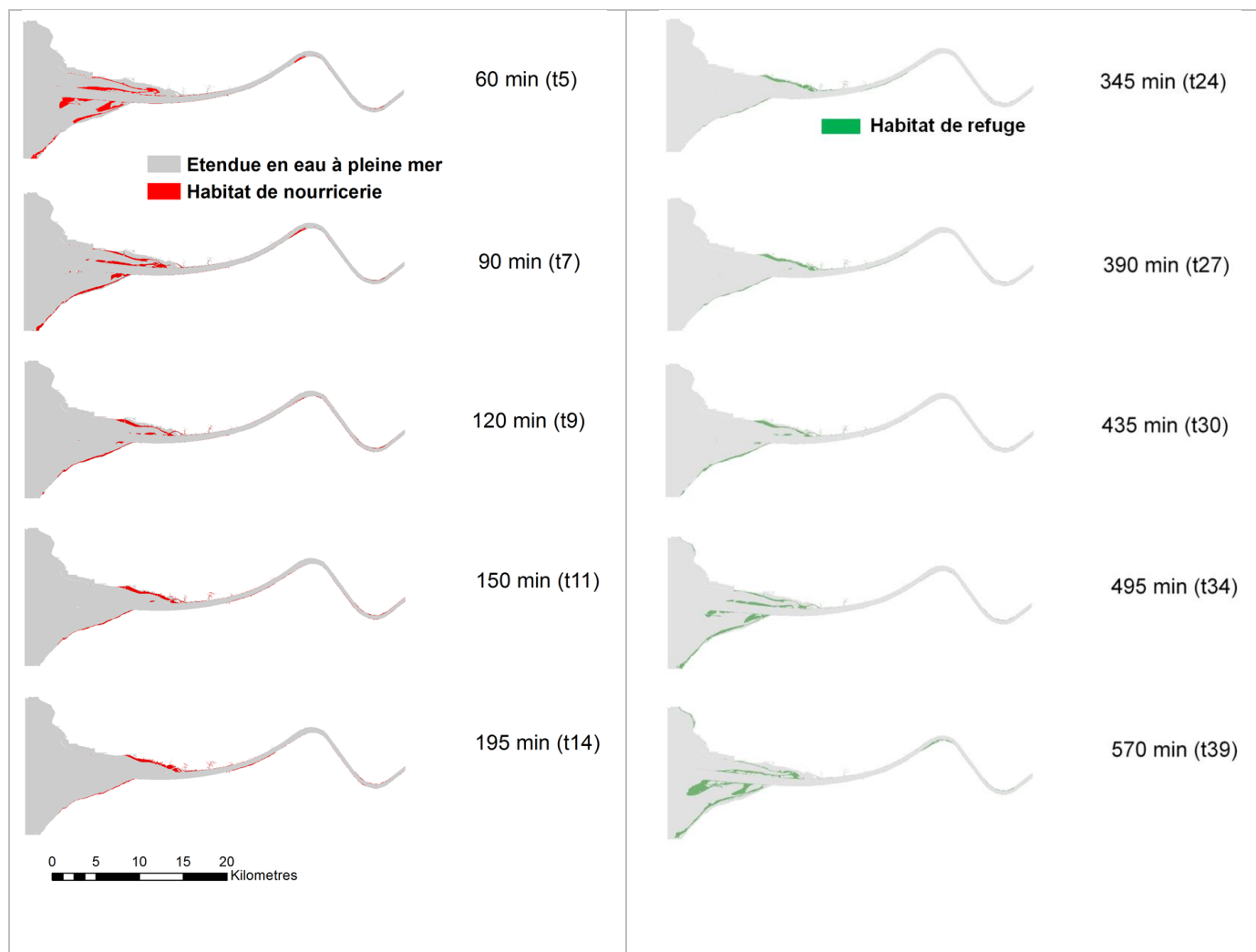


Figure 26. Disponibilité spatiale des habitats de nurricerie au cours du flot et des habitats de refuge au cours du jusant (CM85). Les temps se rapportent à la Figure 16.

La surface des habitats de nurriceries diminue au cours du flot, cet effet est d'autant plus marqué dans le secteur sud qui présente en début de flot la plus grande disponibilité (autour de 450 ha pour les deux coefficients). Le coefficient 52 présente des surfaces disponibles plus importantes à chaque phase de la marée par rapport au coefficient 85. Ce contraste est le plus fort à 2h du début du flot (Figure 27). Les contrastes de disponibilité des habitats de nurricerie entre le nord et le sud sont plus forts pour le coefficient 85.

Concernant les habitats de refuge, leur surface totale augmente au cours du jusant, en particulier dans le secteur Sud (Figure 28). Dans le secteur Nord, les surfaces varient moins et diffèrent peu selon le coefficient de marée. Au contraire dans le secteur sud, il y a des surfaces plus importantes au coefficient de marée 85, dont la fréquence de dépassement est de 30% (Figure 15). Ces résultats sont en lien avec les courbes de niveau d'eau (Figure 15) et avec la position du chenal de navigation qui modifie asymétriquement la disponibilité des habitats au Nord et Sud. Globalement les habitats dans le secteur Nord sont assez constants avec peu de différences entre les habitats de nurricerie et de refuge et peu d'influence du coefficient de marée. Dans le secteur Sud, il y a moins d'habitats de nurriceries en relatif et les contrastes sont plus forts en fonction du coefficient de marée.

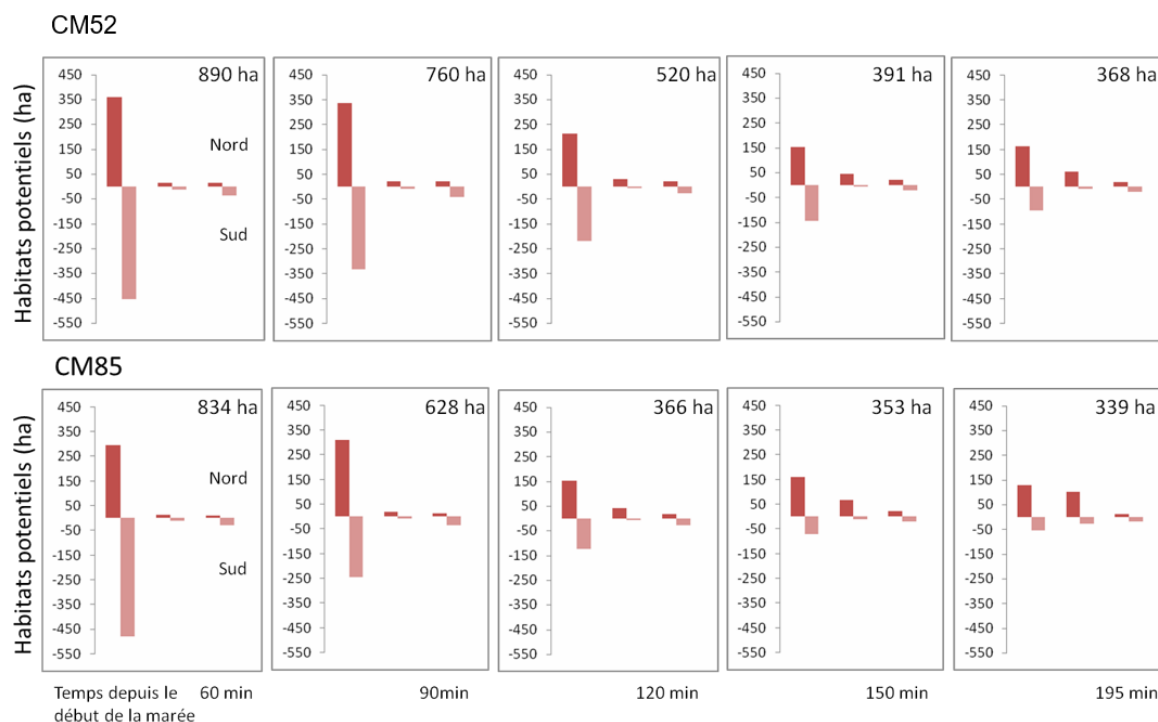
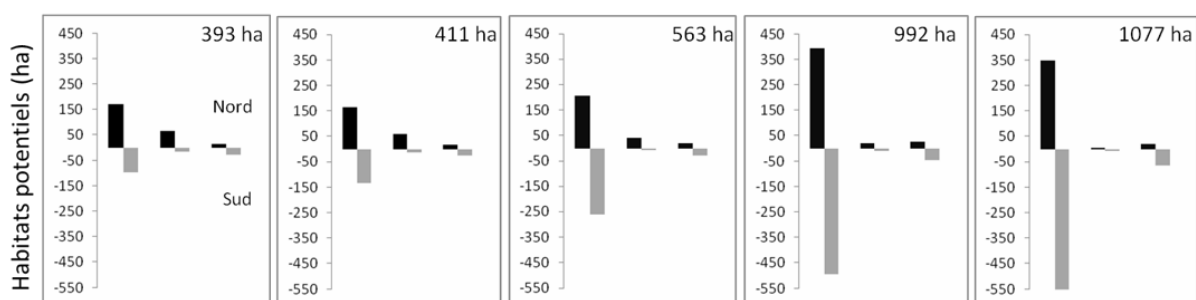


Figure 27. Distribution des habitats de nurserie potentiels au cours d'un flot en fonction des secteurs de l'estuaire, de gauche à droite : embouchure, secteur des filandres et chenal. Le chiffre indiqué correspond à la surface totale disponible à chaque pas de temps.

Si l'on regarde en détail la distribution longitudinale des habitats de nurserie disponibles dans les trois secteurs, on observe aussi des différences (Figure 27). Bien que la contribution des divers secteurs soit liée à leurs tailles respectives, des différences relatives sont sensibles. Au cours du flot, les surfaces disponibles dans l'embouchure diminuent, avec un contraste plus fort au sud. Cela est lié à l'augmentation des profondeurs au cours du flot, modulé par la topographie des fonds dans certains secteurs. A l'inverse, les surfaces disponibles dans le secteur des filandres augmentent, en lien avec la mise en eau progressive des filandres. Au Nord, un maximum de 61 ha est observé au CM52 et de 97 ha au CM85. Dans le chenal, les surfaces sont relativement constantes au cours du flot au nord. Quant au sud, c'est au début du flot pour le CM52 qu'il y a plus de surfaces et en milieu de flot au CM 85. Ainsi, on peut remarquer que la disponibilité des habitats de nurserie est réduite de plus de la moitié à pleine mer par rapport au début de flot. Cette baisse est surtout le fait du secteur sud.

Au cours du jusant, les surfaces des habitats de refuge disponibles dans l'embouchure augmentent et cela est d'autant plus marqué dans le secteur sud (Figure 28). C'est le cas aussi du chenal (amont) qui présente plus de surface de refuge à la fin du jusant. A l'inverse les surfaces diminuent dans la zone des filandres qui se vident progressivement.

CM52



CM85

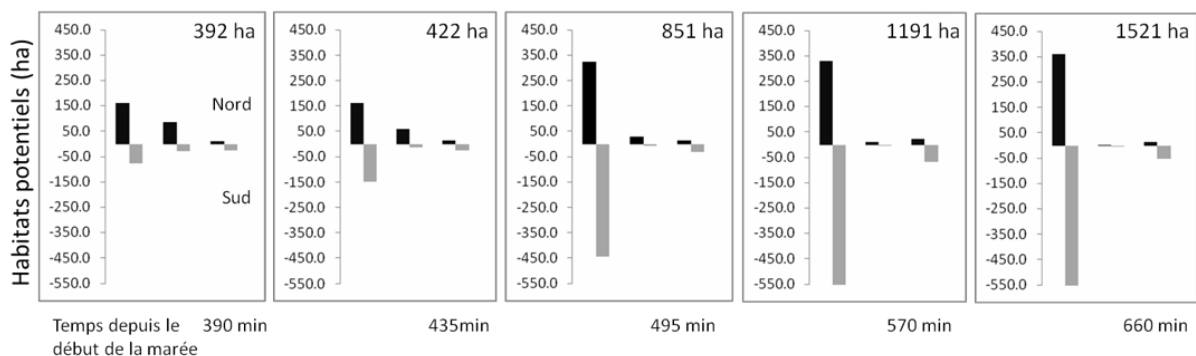


Figure 28. Distribution des habitats de refuge potentiels au cours d'un jusant en fonction des secteurs de l'estuaire, de gauche à droite : embouchure, secteur des filandres et chenal. Le chiffre indiqué correspond à la surface totale disponible à chaque pas de temps.

Les cartes des habitats de nurseries connectés en flot et celles des habitats de repos en jusant permettent de calculer une surface totale connectée, le nombre de taches et leur surface moyenne. Un exemple est donné pour le CM45 dans la Figure 29.

Le nombre de taches connectées au cours du flot au CM52 est d'autant plus important que la mobilité augmente ; en effet, les distances parcourues sont plus importantes à chaque pas de temps et si les habitats sont disponibles elles permettent d'atteindre plus de taches (Figure 29). En début de flot, ce nombre est assez semblable quel que soit la mobilité attribuée aux juvéniles G0. L'analyse des surfaces moyennes de taches, qui globalement diminuent au cours du flot, permet de compléter cette analyse. L'habitat de nurserie est caractérisé au début du flot par de grandes taches peu nombreuses, puis il devient plus morcelé avec des taches plus petites. Cet effet est d'autant plus fort qu'on est dans un scénario qui permet de coloniser des habitats plus en amont (voir Figure 31). En effet, plus on est vers l'amont, plus la taille des habitats est restreinte le long du chenal et dans les filandres par rapport à ceux présents dans l'embouchure. Ces métriques donnent des informations complémentaires qui permettent d'évaluer la structure spatiale des habitats, notamment leur disponibilité et leur degré de fragmentation. Elles sont pertinentes pour tester les effets de modifications anthropiques ou de conditions hydrodynamiques différentes sur la structure spatiale des habitats (Le Pichon et al., 2009), (Foubert, 2017).

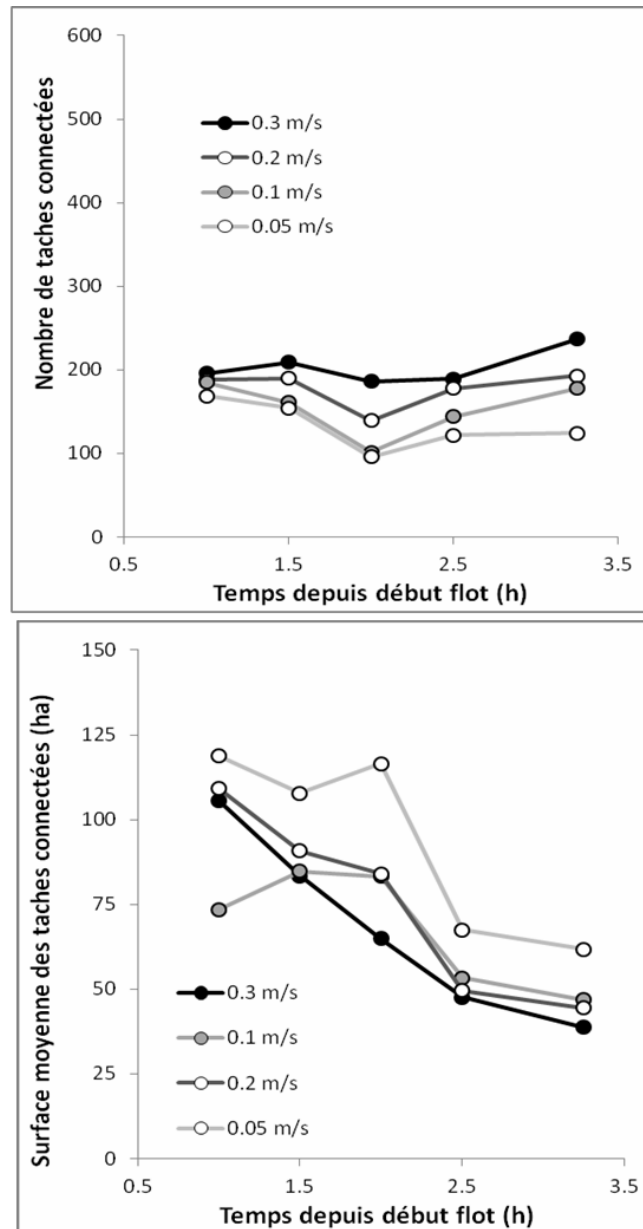


Figure 29. Métriques de structure des habitats de nurseries connectés au cours du flot.

La superposition des habitats connectés à un temps du flot pour les deux coefficients étudiés permet de visualiser les localisations d'habitats de nurserie qui s'observent à ces deux coefficients (Figure 30). Ces localisations, favorables à des coefficients de marée contrastés peuvent ainsi constituer des secteurs précis à conserver en priorité lors de choix de mesures de gestion.

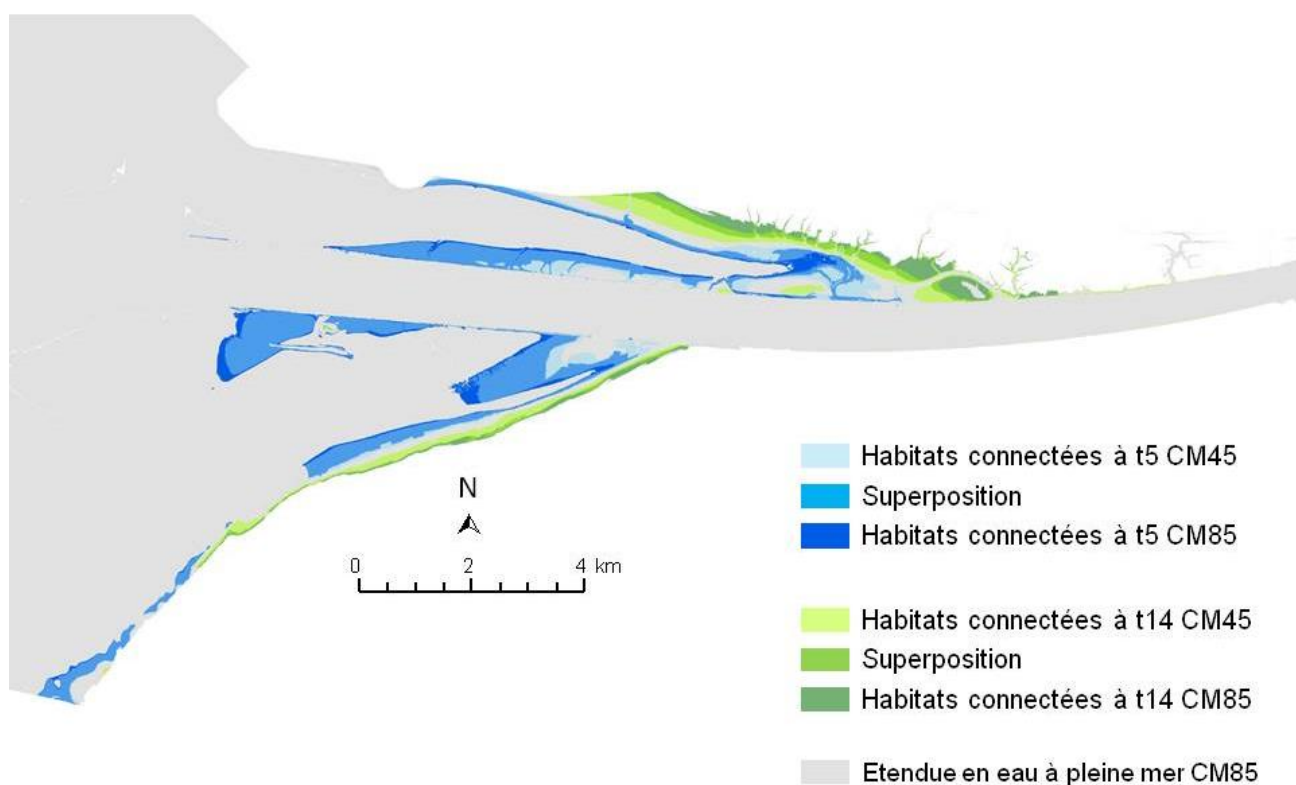


Figure 30. Superposition des habitats de nurseries connectés au début du flot (t5) et en fin de flot (t14) pour les deux coefficients de marée étudiés.

Les analyses du niveau de connectivité permettent aussi d'évaluer le front de colonisation, défini comme la tache d'habitat la plus amont connectée à pleine mer selon les scénarios testés (Figure 31). Le front de colonisation en fin de flot se déplace vers l'amont lorsque l'on considère une mobilité plus importante des juvéniles G0. Avec la mobilité la plus basse, correspondant à celle d'une particule neutre qui se déplace à $0,05 \text{ m.s}^{-1}$ pendant tout le flot, le front de colonisation est plus amont au CM52 par rapport à CM85. Ce résultat est en lien avec les cartes de perméabilité qui sont plus favorable au déplacement des larves au CM52 ; en effet à CM85, les trois dernières étapes présentent des vitesses de courant dans le chenal qui sont élevées et qui constituent une barrière physique (Figure 20). Cet effet barrière limite la colonisation des habitats du chenal. Pour le coefficient de la marée 52, la mobilité de $0,3 \text{ m/s}$ se révèle suffisante pour coloniser toute l'étendue considérée (et potentiellement des habitats moins adaptés plus amont) alors qu'au CM 85, l'amont du secteur d'étude n'est pas atteint. On peut observer dans les agrandissements de la Figure 31, la variation du front de colonisation dans les filandres au CM85.

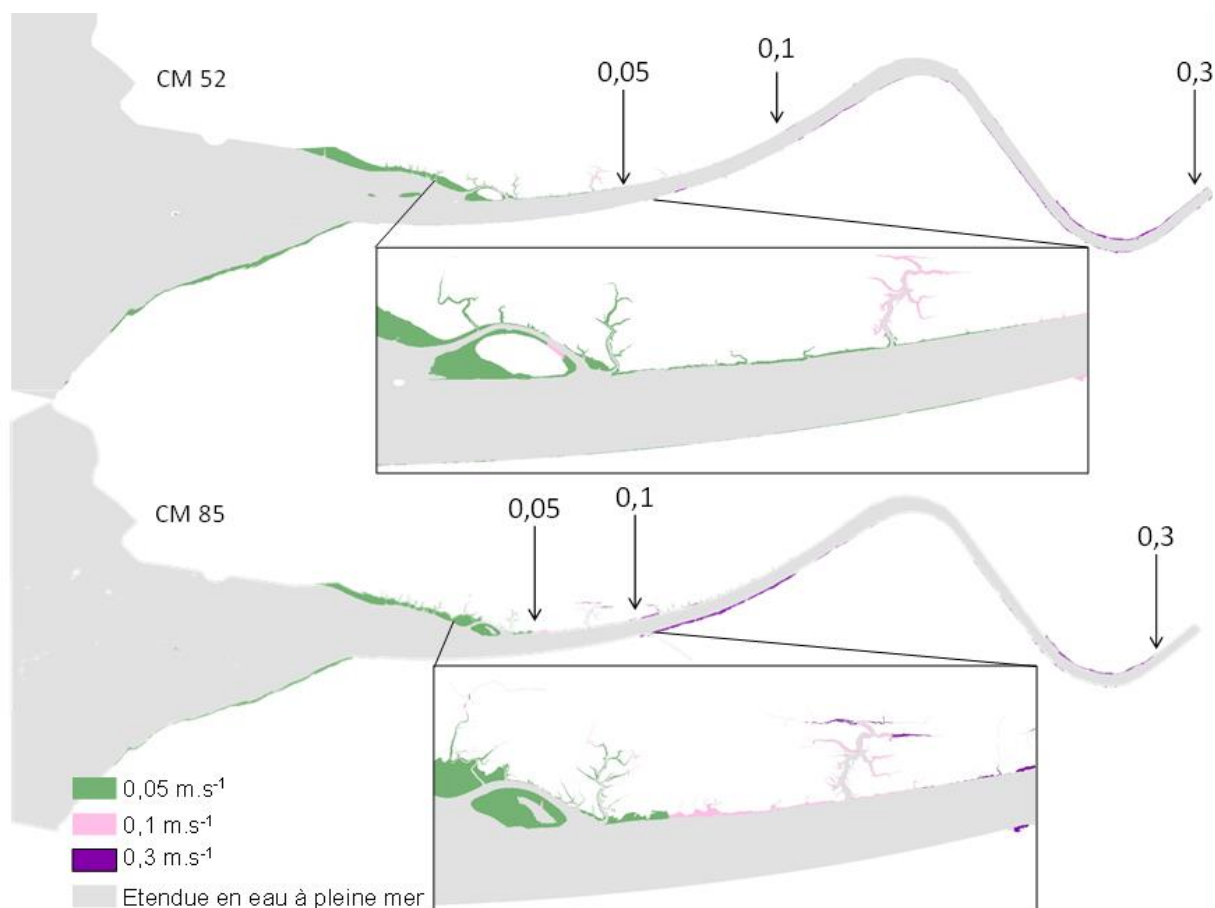


Figure 31. Front de colonisation pour les deux coefficients de marée selon différents seuils de mobilité testés (débit 250 m³. s⁻¹).

L'analyse de modélisation de plusieurs marées successives montre la progression de la colonisation vers l'amont et dans les filandres à chaque marée (Figure 32). A la fin de chaque cycle, seuls les habitats de jusant connectés servent d'habitats de départ pour un nouveau flot. Pour une mobilité de 0,05 m.s⁻¹, les juvéniles peuvent potentiellement atteindre l'amont du secteur en 5 marées lorsque le coefficient de marée est faible (52) ; il en faut 7 lorsque le coefficient de marée est fort (85). Ce résultat s'explique d'une part par une disponibilité moins importante des nourriceries dans la partie chenal et des vitesses de courant plus fortes à certains moments de la marée qui limitent la progression des juvéniles.

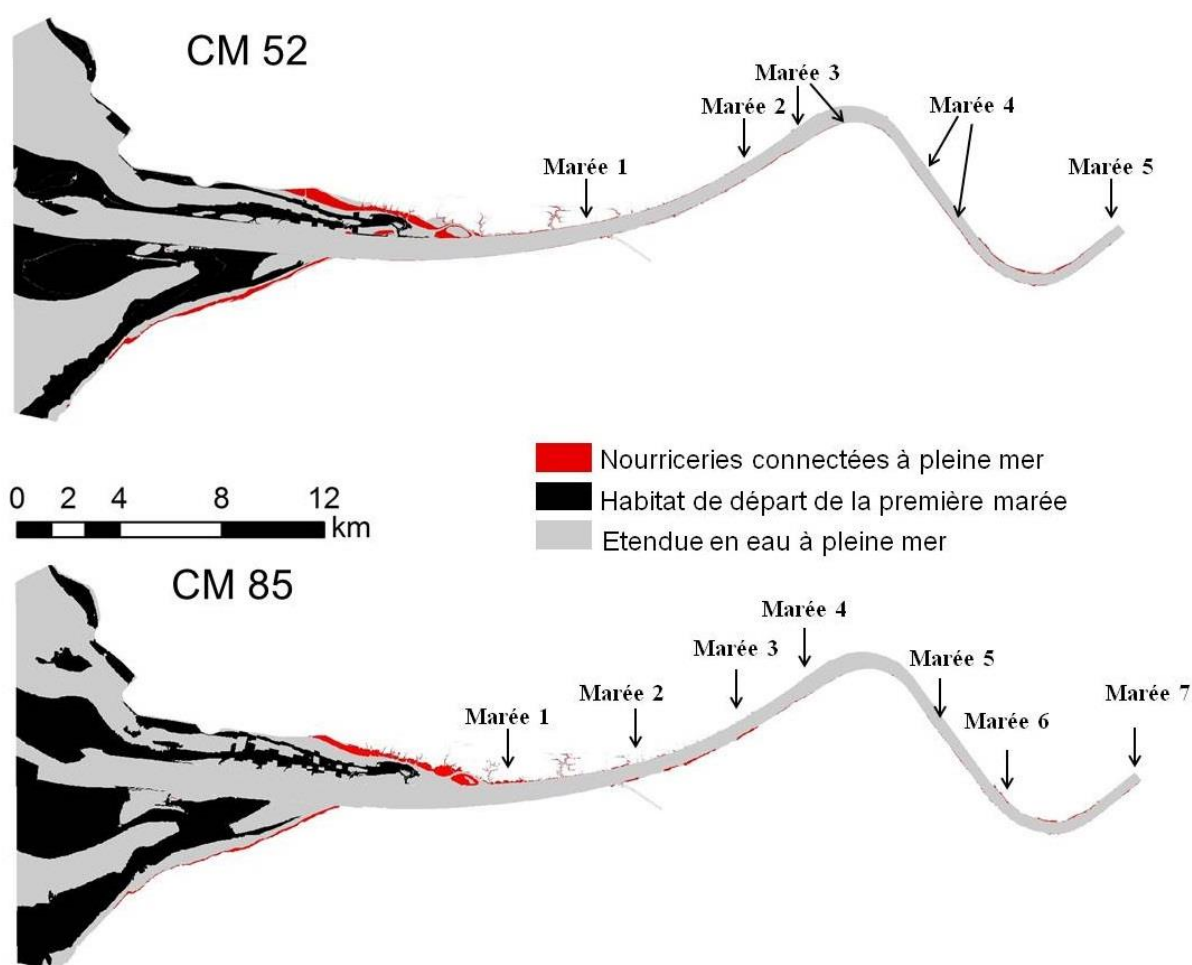


Figure 32. Position des fronts de colonisation successifs en fin de flot pour des cycles de marée successifs. La mobilité considérée correspond à une vitesse de déplacement de $0,05 \text{ m.s}^{-1}$ (débit $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

2.1.6 Conclusions bar

Les résultats de ce travail démontrent que la distribution des habitats et leur accessibilité varient fortement dans l'espace et dans le temps à plusieurs échelles.

Les surfaces d'habitats disponibles varient à pleine mer principalement en lien avec le coefficient de marée et moins avec le débit. A noter, l'évolution contraire des disponibilités d'habitats avec le coefficient de marée entre l'embouchure et la zone des filandres : les forts coefficients diminuent fortement la disponibilité dans l'embouchure, surtout dans le secteur sud, alors qu'ils augmentent la disponibilité dans les filandres.

Dans le secteur Sud de l'estuaire, les surfaces des nourriceries diminuent d'un ordre de grandeur entre le début et la fin du flot. Les juvéniles qui colonisent au début les habitats de basse mer dans ce secteur, risquent de se trouver dans une sorte de « d'impasse » à pleine mer, exposés au manque d'habitat et à des conditions non-favorables (fortes vitesses de courant dans le chenal, fortes densités et exposition au prédateurs). La réduction des vasières, l'endiguement des berges, la disparition des filandres en conséquence des activités anthropiques sont clairement à la base de ce phénomène (« Sables, chenaux, vasières », Fascicule 3, GIP Seine Aval, 1999). Dans le secteur Nord de l'estuaire, grâce à la présence des vasières et filandres non seulement à l'embouchure mais aussi plus amont le long du chenal, la disponibilité d'habitats pendant l'ensemble du cycle de marée apparaît

plus équilibrée.

L'analyse de la disponibilité des habitats lors d'un flot à deux coefficients de marée contrastés s'est révélé importante pour montrer des tendances d'évolution non intuitives et peu prédictibles en lien avec la complexité topographique de l'estuaire et la dynamique de montée de l'eau selon les coefficients de marée. Ce premier résultat montre la grande variabilité spatio-temporelle des habitats de nourricerie de refuge au cours d'une marée. Bien que celle-ci soit dépendante des hypothèses de départ sur la gamme des hauteurs d'eau favorables (0,2 à 2 m pour les nourriceries), il est probable que la variabilité resterait importante. Ainsi, pour une autre espèce, dont les préférences de hauteur d'eau et de substrat seraient différentes, la distribution spatio-temporelle pourra présenter des évolutions très différentes avec le débit et le coefficient de marée. Cette constatation de la faible prévisibilité et parfois de non intuitivité des distributions d'habitat en lien avec l'hydrodynamisme a été aussi constaté lors d'une étude sur la disponibilité des frayères et des nourriceries du grand brochet dans une plaine d'inondation anthropisée du fleuve Saint-Laurent au Québec (50 années modélisées) (Foubert et al., en révision, (Le Pichon et al., 2018)). Ce résultat souligne aussi l'importance des données géomatiques initiales, en particulier la bathymétrie et topographie de l'estuaire avec la nécessité de pouvoir représenter les structures de faible taille mais ayant un fort impact sur les pentes, comme les digues submergées.

Les modélisations de la connectivité des habitats suggèrent que même avec une dispersion presque passive, les juvéniles de bar en début de printemps doivent être capables de coloniser les nourriceries disponibles dans la partie basse de l'estuaire de la Seine en quelques marées successives. Cela semble plus facile avec un coefficient de marée faible qui permet une disponibilité importante des habitats à chaque phase de la marée et des vitesses de courant facilitant le déplacement pendant toute la marée. En effet, les digues submersibles et les fortes vitesses dans le chenal de navigation (hypothèse d'un effet barrière à partir de $1,2\text{m.s}^{-1}$) pendant le flot n'ont pas le même impact selon le coefficient de marée et le moment de la marée. On a pu constater que le fort coefficient de marée (85) génère des vitesses de courant plus fortes dans la seconde phase du flot qui peuvent créer un effet barrière à la colonisation des habitats de nourricerie latéraux. De même, la connectivité à certains moments de la marée peut être plus faible à ce coefficient en lien avec une disponibilité plus faible des habitats (cad moins de hauteurs d'eau favorables à cause de la bathymétrie de l'estuaire). Ces effets ne sont pas forcément les mêmes dans l'embouchure et dans le secteur du chenal. Ces différences de connectivité ont été observées entre un secteur chenal et un secteur lac fluvial du fleuve Saint-Laurent en lien avec leurs caractéristiques hydro-morphologiques distinctes (Foubert, 2017). Lorsque l'on considère des capacités de mouvement plus importantes pour des juvéniles plus grands, avec la possibilité de nage s'ajoutant au courant ($0,3\text{ m.s}^{-1}$), la colonisation de l'estuaire jusqu'à la limite de salinité est réalisable en une marée.

La résolution temporelle des données utilisées pour les analyses ici présentées a permis de faire pour la première fois une évaluation des dynamiques de la disponibilité des habitats estuariens au sein d'une marée et de la connectivité de ces habitats pour plusieurs marées successives. Cela s'est avéré une approche pertinente pour identifier les ruptures de disponibilité qui peuvent se manifester à cette échelle temporelle. Toutefois, il faut considérer qu'une certaine diminution des surfaces d'habitat avec le flot et une certaine concentration des juvéniles (et de leur nourriture) dans les habitats de pleine mer pourrait être un phénomène naturel intrinsèque aux estuaires. Cette diminution des surfaces avec la progression de la marée amène à s'interroger sur la



capacité d'accueil des habitats pour les espèces et leur éventuel caractère de "densité dépendance".

De plus, nous avons considéré une taille minimale de 100 m² pour retenir une tache d'habitat (4 pixels), plutôt sur des considérations d'artéfact géomatique, car aucune donnée bibliographique sur la taille minimale d'habitat du jeune bar n'a été trouvée. Le manque d'études comparables, notamment dans les estuaires non-anthropisés rend difficile la quantification de valeurs seuils à partir desquelles on pourrait considérer les surfaces potentielles d'habitats à un moment de la marée comme limitantes. Cela conduit à mentionner un besoin d'acquérir de nouvelles connaissances permettant d'estimer la « capacité de charge » des nourriceries et les questions liées de densité dépendance pour les juvéniles de bar. Ces données permettraient de choisir un seuil minimal de tache d'habitat et de quantifier s'il existe des déficits en termes de disponibilité d'habitats fonctionnels. Cette connaissance, associée à la connaissance de la distribution spatio-temporelle des habitats des juvéniles de bar, pourrait permettre d'aider à définir des futures actions de restauration. D'autre part, la gamme de mobilité des juvéniles, calculée à partir des capacités de nage selon la longueur de corps, et utilisée pour la modélisation de l'accessibilité, pourrait être affiné par des expérimentations de terrain ou en canaux de vitesse.

Comme cela a été mentionné dans le bilan des variables pertinentes pour décrire les habitats des juvéniles et leur accessibilité, un certain nombre n'ont pas pu être prise en compte pour réaliser ce travail de modélisation du fait de leur manque de disponibilité à nos échelles d'étude ou de la complexité de leur intégration aux autres données géomatiques. Des variables comme la qualité de l'eau ou sa température pourraient être intégrées soit dans la définition des habitats, soit dans les cartes de perméabilité au mouvement des juvéniles. En effet, la température est un facteur de sélection des nourriceries (Reynolds et al. 2003). De plus, les habitats de nourricerie modélisés dans ce projet font l'hypothèse que les substrats favorables sont suffisamment riches ou productifs en proies pour les jeunes bars et ne tiennent pas compte de leur qualité trophique ni des relations proies - prédateurs qui s'y déroulent. Il commence à devenir envisageable d'intégrer dans la modélisation dans certains secteurs de l'estuaire, des données sur les proies. Les relations avec les prédateurs restent une vraie difficulté scientifique, bien que des outils de modélisation soient en cours de développement pour comprendre la distribution des proies et des prédateurs des juvéniles mettant en jeu des probabilités de prédation (Lopez et al., 2015).

2.2 La truite de mer / truite fario

2.2.1 Introduction des cas d'étude

La truite de mer *Salmo trutta* est un poisson amphihalín anadrome. Elle est l'une des trois formes biologiques de la truite commune (rivière, mer et lac). La forme marine vit en sympatrie avec la forme rivière dans tous les fleuves des côtes Manche-Atlantique françaises (Baglinière, 1999). Il n'existe aucune différence génétique entre ces deux formes (Charles et al., 2005). Chez la truite il existe un continuum de stratégie d'histoire de vie depuis la sédentarisation en rivière jusqu'à la migration en milieu marin en passant par la migration en rivière (Cucherousset et al., 2005).

L'espèce bénéficie d'un statut de protection nationale (liste des espèces protégée, 1988, décret « frayère et autres zones de vie », 2008).

Les juvéniles de truite de mer sont morphologiquement indissociables des juvéniles de truite de rivière et sont localisés dans les mêmes habitats de croissance en rivière. Puis au printemps, les juvéniles de truite de mer subissent une transformation physiologique, appelée smoltification, précédant la migration, de février à mai (Bruslé et Quignard, 2006), vers les milieux estuarien et côtier (Jonsson et Jonsson, 2009). Le séjour en mer peut durer d'un été à deux années consécutives. Trois types de truite de mer ont été définis en fonction de l'âge de mer à maturité (Richard & Baglinière, 1990) : le type 1 correspond aux poissons qui ont séjourné moins d'un an en mer, les types 2 et 3 correspondent à des poissons ayant séjourné plus d'un an et plus de deux ans en mer. En Seine-Normandie, plus de 90 % de poissons sont de type 2 avec une taille moyenne de 58 cm (Launey et al., 2017).

Une augmentation du débit peut déclencher l'entrée en eau douce des géniteurs au printemps mais n'a plus d'impact à l'approche de la ponte. En cas de très fort débit, la migration peut être inhibée (Jonsson et Jonsson, 2009). Comme le saumon, elle va revenir vers sa rivière d'origine pour se reproduire. La migration des géniteurs sur les frayères dont ils sont issus présente un premier pic en juillet-août et un second en novembre. La vague de migration printanière domine sur la Seine et concerne toutes tailles (15 à 100 cm pour 2008-2015, Menard 2016). Pour Harris et Milner (2008), cette remontée dans l'estuaire en hiver concerne à la fois les poissons sexuellement matures (à partir de 2 et 3 ans pour les mâles et les femelles, respectivement) et immatures. La ponte se déroule d'octobre à janvier en amont des rivières puis les géniteurs repartent en mer avant de revenir l'année suivante se reproduire à nouveau. Dans les bassins versants voisins (Orne, Touques, Dives), la truite de mer descend en mer après une ou deux années passées en rivière (Bordier et al., 2013). La partie résidente reste sur place et y réalise aussi des migrations de plus petite envergure (taille adulte 30-50 cm).

La truite de mer se disperse peu en milieu marin et utilise le milieu côtier principalement comme zone d'alimentation. L'estuaire est aussi un espace de transit pour les individus matures qui vont migrer vers leurs zones de frayères situées principalement dans les affluents et pour les smolts lors de leur migration vers les zones de croissance marine. Les migrations se font généralement au fond, au milieu du chenal (Jonsson et Jonsson, 2009), mais les zones peu profondes et les zones latérales sont utilisées pour se reposer, se nourrir et se cacher (Belliard et al., 1999). Ainsi, la connectivité longitudinale vers les frayères



situées dans les affluents est cruciale et influencée par les conditions de marée, la structure des confluences et la densité et la franchissabilité des ouvrages présents sur les affluents. Il en est de même pour la forme rivière dans ces milieux puisque le niveau de connectivité longitudinale influe sur la migration de reproduction des adultes vers leurs zones de frayères.

En Seine-Normandie, la truite de mer est bien représentée (Figure 33), mais la présence d'ouvrages transversaux contraint néanmoins l'espèce à rester cantonnée à l'aval des petits fleuves côtiers, ce qui limite son accès aux frayères présentes à l'amont des bassins versants. Sur la Seine, l'espèce est présente en faible densité, elle s'engage principalement sur les premiers affluents estuariens où quelques zones de frai et de grossissement sont accessibles.

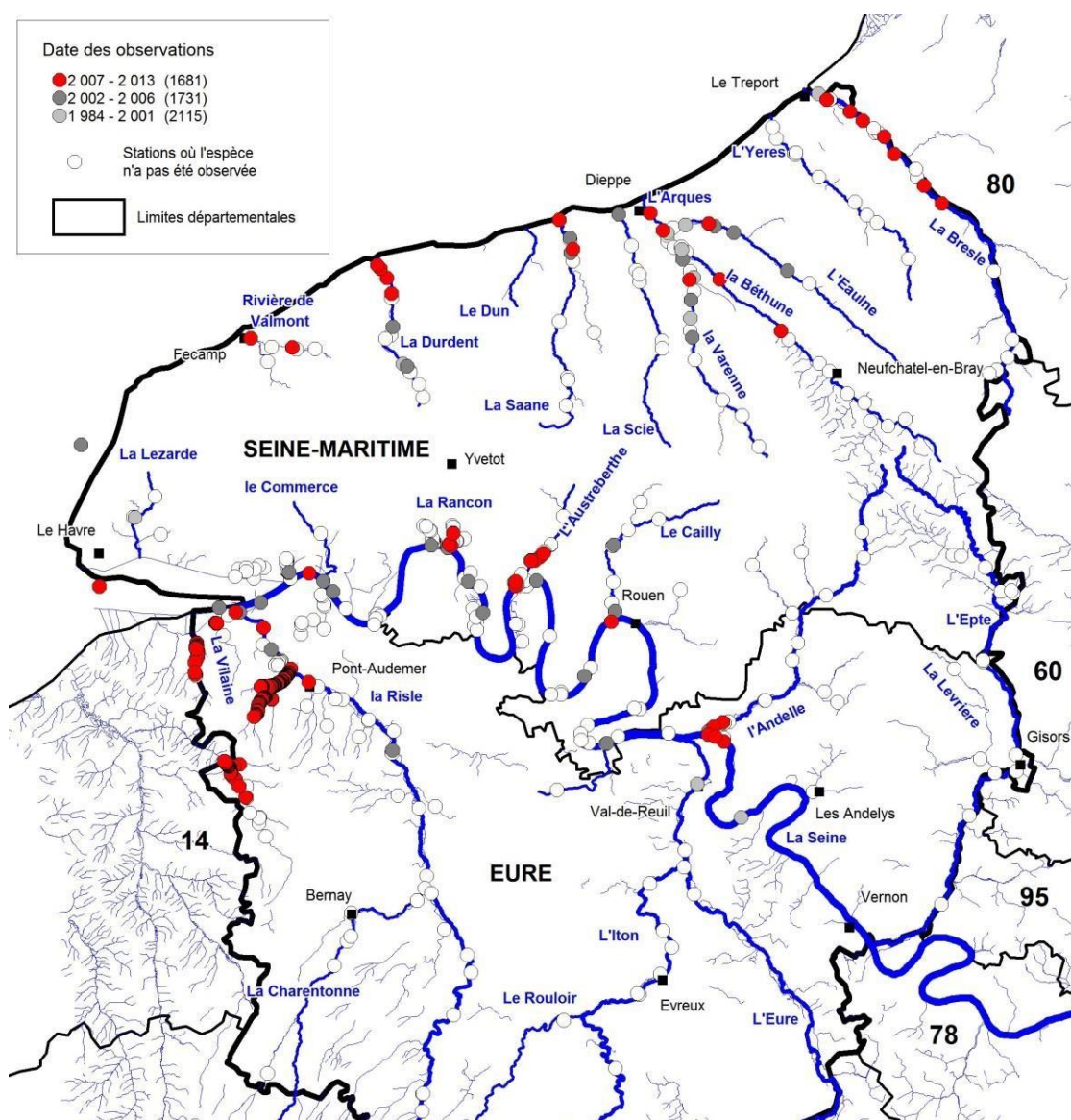


Figure 33. Observations des truites de mer sur le réseau hydrographique haut-normand (Source : I. Mirkovic, Fédération de pêche FDAAPPMA76).

Cette espèce est présente dans les données de vidéo-comptage de la Station de suivi des migrateurs (STACOMI) installée au barrage de Poses : c'est en moyenne 153 individus qui franchissent la passe chaque année à Poses (Menard, 2016). Concernant les affluents, elle

colonise principalement la Risle, dont la confluence ne présente pas d'obstacle, et son premier affluent rive gauche la Corbie. L'espèce est observée dans la Rançon, l'Austreberthe et l'Andelle (dans ce dernier des juvéniles de saumon sont aussi observés). Ces affluents ne sont pas forcément toujours bien connectés à la Seine : selon la cote de fond de la confluence, les accessibilités sont contraintes par le niveau de la marée (Tableau 6, Figure 10). De plus les confluences sont souvent aménagées et présentent un ouvrage parfois difficilement franchissable (Figure 8). Sur l'Austreberthe, la confluence est généralement franchissable avec la pleine mer pour des coefficients supérieur à 45 (photo Figure 8 : en flot, 2h avant pleine mer et Figure 9). La présence des migrateurs amphihalins reste assez faible et cantonnée à la partie aval (une dizaine de nids de salmonidés migrateurs sont observés chaque année sur ce cours d'eau, et une présence de rares juvéniles de saumons), conséquence de la présence de nombreux ouvrages transversaux sur le lit de ces cours d'eau (Rozanska, 2015). Sur les parties amont de l'Austreberthe les populations de truite Fario se portent assez bien avec des densités correctes (12 ind/100m²) et la présence de juvéniles. Concernant la Rançon, le profil en long établi par le PNR BSN permet d'apprécier la connectivité de la confluence en fonction de la cote de la ligne d'eau (Figure 10). La Rançon est relativement bien connectée à la Seine pendant la pleine mer pour les coefficients supérieurs à 80 au débit 250 m³.s⁻¹. La confluence de l'Andelle ne présente pas d'ouvrage particulier entravant sa connectivité. Le Cailly, qui arrive dans le bassin du port de Rouen, présente une confluence particulière avec une partie aval busée sur 500 mètres très difficilement franchissable.

2.2.2 Cas d'étude de la Risle

La proximité avec la mer confère à la Risle un fort potentiel d'accueil pour les espèces migratrices, qui est classé en tant que « cours d'eau à truite ». La confluence de la Risle ne présente pas d'obstacle à la remontée des poissons qui peuvent profiter du flot jusqu'à Pont-Audemer.

La Risle et ses affluents, alimentés par la nappe de la craie, présente des conditions thermiques favorables à l'espèce, avec peu de jours en dehors du préférendum thermique de 4-19°C et des conditions létales (25°C) jamais atteintes (Bordier et al., 2013).

La truite de mer y est présente mais elle est bloquée dans sa migration dès le barrage de Pont-Audemer qui présente un complexe d'ouvrages hydrauliques infranchissables (Bordier et al., 2013). Les potentialités d'accueil sur la Basse Risle, calculées d'après un relevé des surfaces de production potentielles par la Fédération de pêche de l'Eure, serait de l'ordre de 2600 individus en tenant compte des principaux affluents (Bordier et al., 2013). L'aménagement d'un minimum de 9 ouvrages serait nécessaire pour permettre la reconquête de 50% des unités de production présentes sur la basse Risle. Dans cette étude, en plus, les retenues générées par les ouvrages (remous) entraînent une perte d'habitats favorables correspondant à 30% de la production potentielle en truite de mer. Actuellement, le surplus de 210 femelles calculé sur la Corbie (frayères saturées/ capacités d'accueil de 40 individus), pourrait coloniser la basse Risle.

Les affluents de la Risle possèdent actuellement une grande importance écologique du fait de leur rôle de zone pépinière pour la truite résidente et de mer. Une partie des géniteurs présents sur le cours principal remonte sur les affluents pour se reproduire. La continuité écologique entre la Risle et les affluents présentant de bons potentiels d'habitats salmonicoles est un enjeu majeur.

Certains affluents présentent de forte potentialité d'accueil : comme la Véronne et la Tourville, affluents rive gauche de la Risle juste en amont de Pont-Audemer. Ils présentent de bons habitats qui accueillent une population de truite résidente relativement abondante (15-29 ind/100m²), et pourraient accueillir des truites de mer. Cependant, les accès à tous ces habitats ne sont pas possible en lien avec la présence de nombreux obstacles. Dès sa confluence avec la Risle, la Véronne présente un gué bétonné et un ouvrage partiteur de débit difficilement franchissable ; plus en amont l'ouvrage le plus pénalisant pour la production salmonicole est le seuil des Egyptiennes. Les bonnes potentialités de la Tourville se situent en amont de trois ouvrages infranchissables majeurs (vannage de la Fonderie, vannage de la Roquette et seuil Leroy). Plus en amont, à 24km linéaire de la marée dynamique, la Croix-Blanche est le plus imposant des affluents de la basse Risle (6 m de largeur moyenne) et considérée par le SDAGE comme un Réservoir Biologique et pourrait accueillir 150 truite de mer (Bordier et al., 2013). Elle conflue avec la Risle sur la zone de remous des ouvrages de l'usine Endupack (ROE255). L'influence des 19 ouvrages présents sur la Croix Blanche est marquée avec un taux d'étagement de 28%.

Sur le cours principal de la Risle (hors affluents), Le ROE (Référentiel des Obstacles à l'Écoulement) recense 255 ouvrages hydrauliques, en lien avec des usages pour l'hydroélectricité et avec la forte présence des anciens moulins et des ouvrages liées à leurs activités dans certaines zones.

Ainsi, les investigations qui sont menées depuis 2009 par la FDAAPPMA27 ont permis de définir des priorités de restauration de la continuité écologique pour la Basse Risle et ses affluents.

Dans la présente étude de cas, nous avons choisi de modéliser la connectivité actuelle de la Risle et de ses affluents pour les formes marine et rivière de la truite. Cet état actuel est ensuite comparé à des scénarios d'aménagements progressifs des obstacles (court, moyen et long terme) au niveau du bassin versant et définis en collaboration avec la Fédération de pêche de l'Eure (Germain Sanson et Geoffrey Bailleul). Un dernier scénario sans ouvrages est testé, représentant une connectivité proche de l'état originel de la Risle.

Méthodologie

Le secteur modélisé pour la truite de mer comprend l'embouchure jusqu'à la Risle, puis la basse Risle jusqu'à la Charentonne (Nassandre) et les principaux affluents d'intérêt salmonicole de la Risle : Corbie, Véronne, Croix-Blanche et Tourville (Figure 34). Pour la truite résidente, l'embouchure n'a pas été incluse dans l'étendue spatiale considérée.

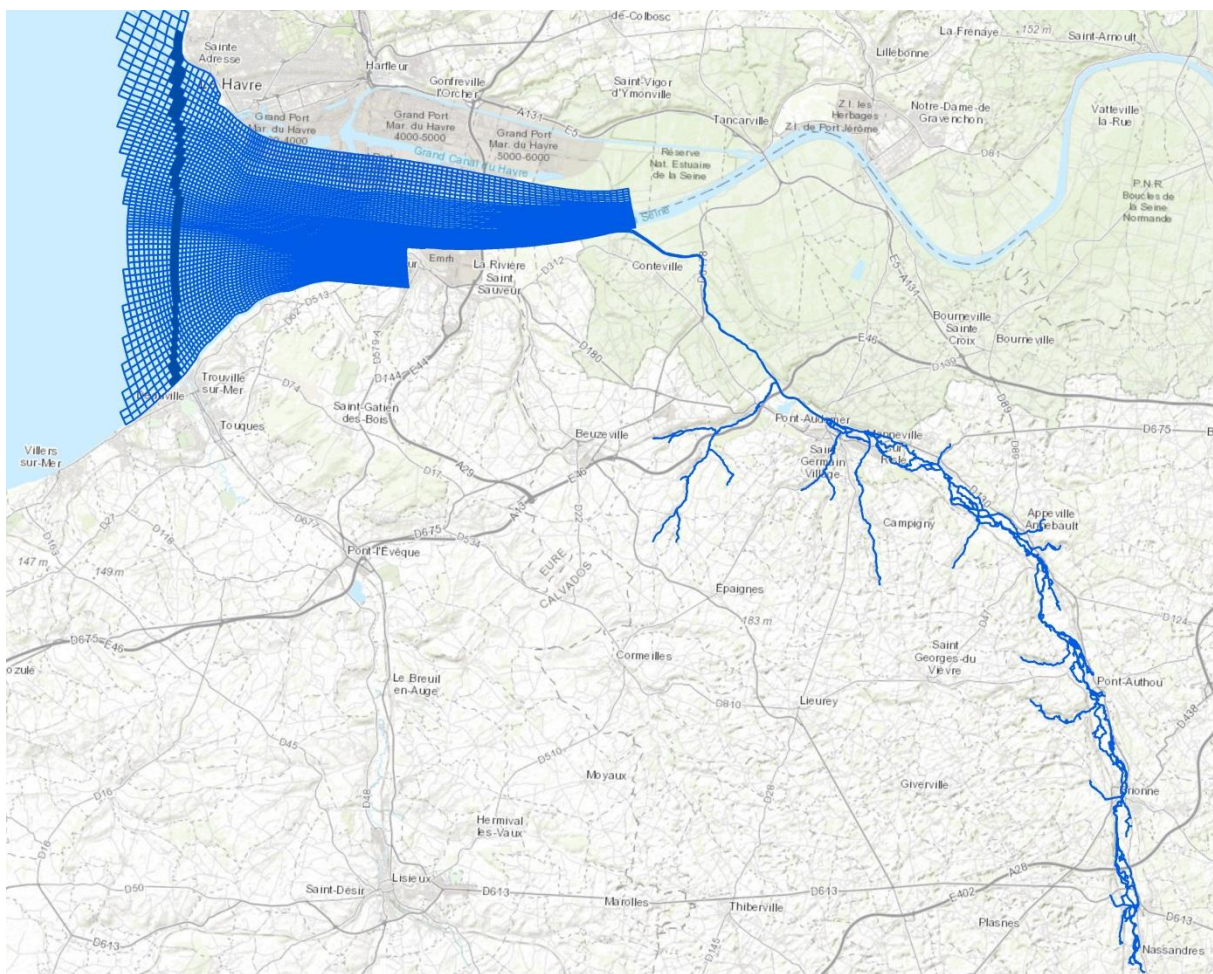


Figure 34. Emprise étudiée pour la modélisation de la migration pour les truites de mer. En gris foncé la zone d'embouchure considérée comme départ de la migration reproductive de la truite de mer.

Sur la Basse Risle nous avons donc modélisé la migration de reproduction de la truite de mer en quantifiant la connectivité des frayères depuis l'embouchure. Nous avons aussi modélisé l'accessibilité aux frayères pour la truite résidente sur le secteur d'étude. Nous faisons l'hypothèse que parmi les facteurs qui influencent la migration (débit, période, sexe et degré de maturité...), nous avons retenu ceux qui sont liés à l'habitat et au niveau de connectivité : la disponibilité des frayères et leur accessibilité en lien avec la présence des ouvrages. L'état actuel de la continuité écologique de la Risle a été comparé à 4 scénarios de modification de 66 ouvrages distribués dans tout le secteur d'étude (46 deviennent franchissable et 20 sont supprimés (Figure 35, Figure 36, Figure 37). Les ouvrages modifiés concernent le cours principal de la Risle et 2 affluents : La Véronne et la Croix-Blanche) pour lesquels une forte présence d'obstacles empêche l'accès aux affluents et le déplacement au sein des affluents. Le type d'ouvrages concernés est très variable : vannages, clapets, seuils, déversoirs, turbines (Tableau 10). Les aménagements proposés concernent à la fois des aménagements à la montaison ou à la dévalaison, ce sont des suppressions, des constructions de bras de contournement, des changements de gestion des vannages etc.

Le détail des scénarios est le suivant :

- Scenario 0 : situation actuelle, aménagements déjà réalisés en juin 2017.
- Scénario 1 : « court terme » (2018-2019), il concerne 21 aménagements déjà en préparation d'exécution. Quelques ouvrages sont situés dans le cours principal. D'autres doivent permettre l'accès à la Véronne et l'amélioration du passage au niveau du Château de la Motte qui constitue un nœud clef de quatre ouvrages (Figure 35). De même, l'accès à la Croix-Blanche est concerné ainsi que l'ancien Moulin Pat (Figure 37).
- Scenario 2 : « moyen terme » (2019-2021), il concerne 34 ouvrages en discussion ou en préparation, en plus des 21 ouvrages du scénario « court terme ». Ce sont plusieurs complexes d'ouvrages sur la Risle (cours principal) : la centrale de la Madeleine, l'usine des Baquets (Figure 35), le moulin St Pierre, le vannage Brionne, le complexe Moulin de Glos (Figure 36). Sur la Croix-Blanche, les aménagements concernent l'ancien Moulin d'Authou ; l'ancien Moulin Fontaine d'Argent (Figure 37).
- Scénario 3 : « long terme », il concerne des aménagements encore hypothétiques mais envisageables pour 11 ouvrages supplémentaires. Sur la Risle, le complexe Moulin Gruchet, l'ouvrage des Trois Moulins (Figure 36), le moulin d'Aclou, le moulin Catillon (Figure 37). Sur la Croix-Blanche, le reste des ouvrages de l'ancien Moulin d'Authou, et le moulin Peuffier (Figure 37).
- Scénario 4 : « réseau sans ouvrages », dans ce cas tous les ouvrages (N=245) sont effacés du réseau et remplacés par le faciès « chenal lent » qui présente une faible résistance au mouvement (1,2). Le remplacement par un faciès « radier », qui présente une résistance légèrement supérieure (1,5) donnerait des résultats sensiblement équivalents sur l'évaluation de la connectivité de tout l'axe Risle. Le nombre des ouvrages est mis à jour par rapport aux obstacles référencés dans le ROE.



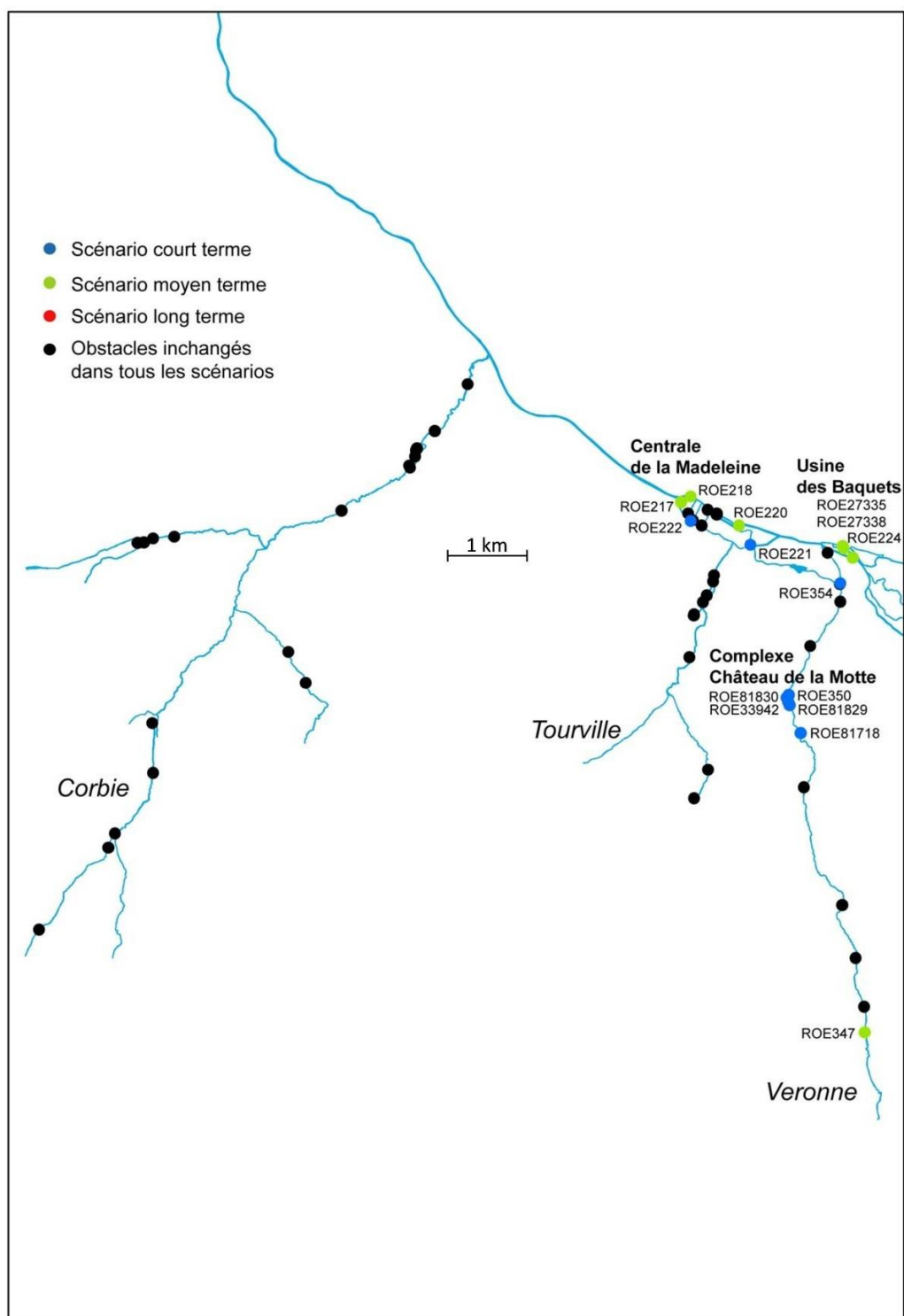


Figure 35. Localisation des obstacles concernés par les aménagements, secteur de Pont-Audemer et de la Corbie.

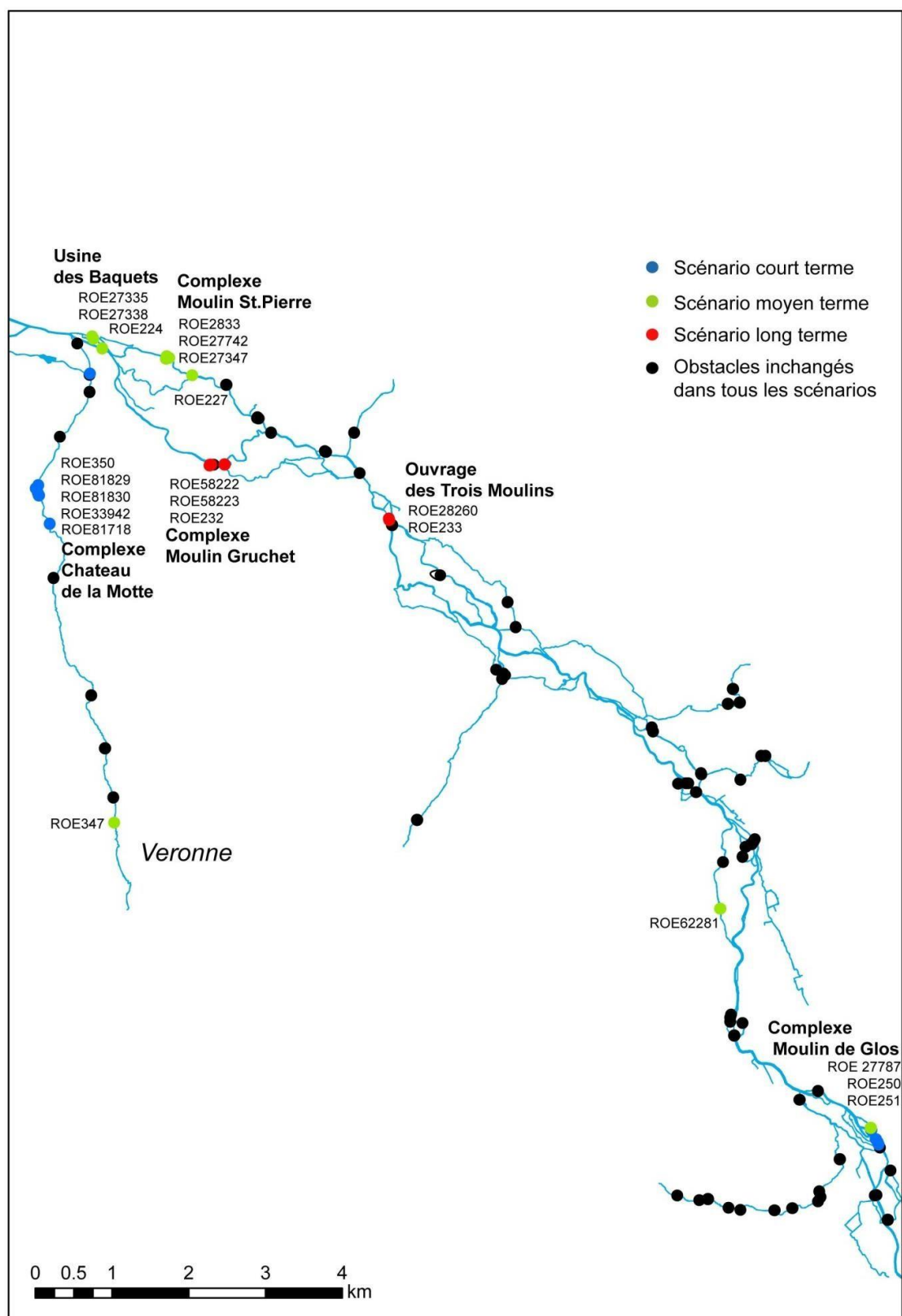


Figure 36. Localisation des obstacles concernés par les aménagements, secteur médian de la Risle.

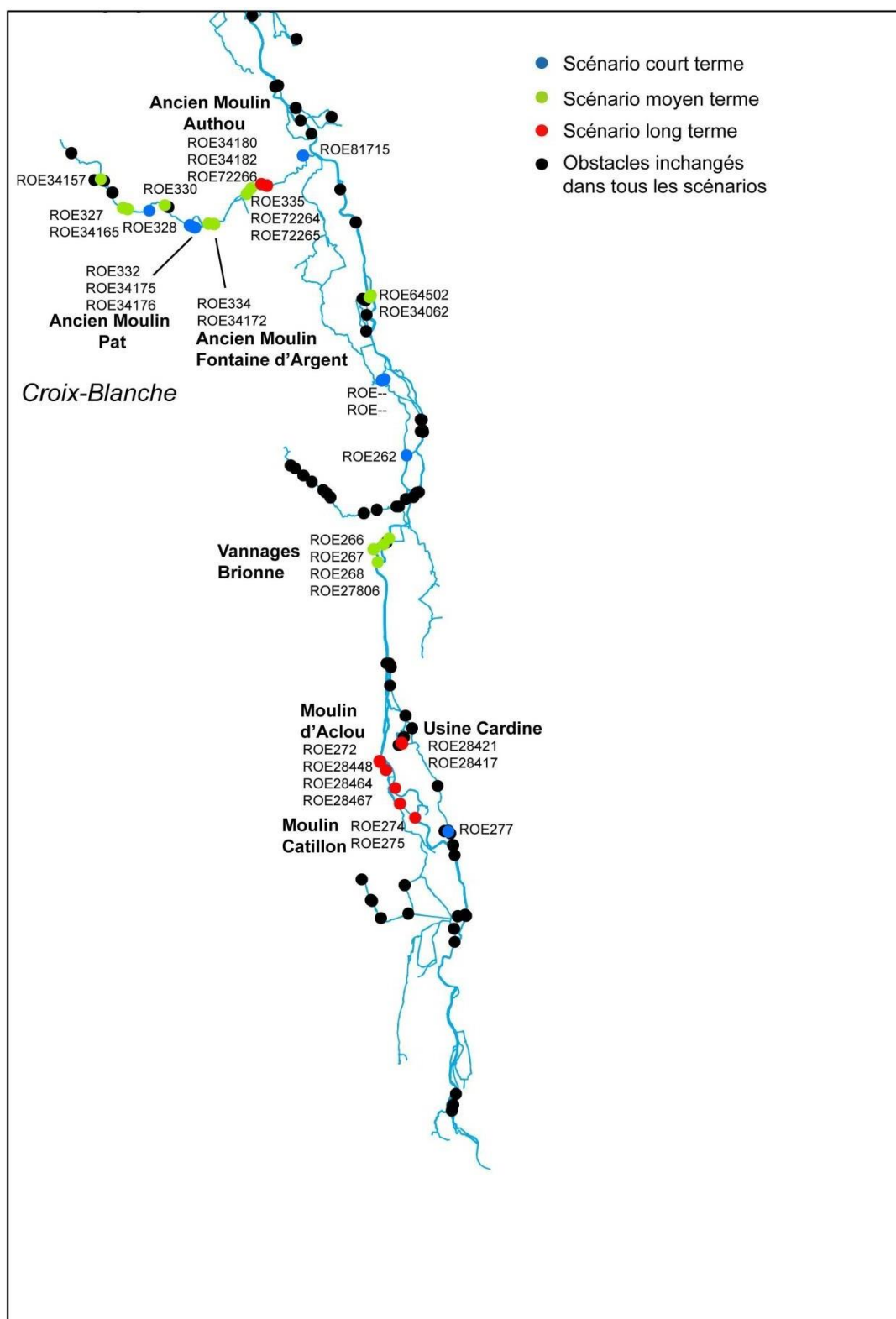


Figure 37. Localisation des obstacles concernés par les aménagements, secteur de la Croix Blanche.

Tableau 10. Caractéristiques des 66 ouvrages considérés dans les scénarios d'aménagement.

Carte (rapport)	Code ROE de l'ouvrage	Position	Complexe	Nature d'ouvrage	Scénarios (1=court terme, 2=moyen terme, 3=long terme)	Résultat attendu d'aménagement
1	ROE221	Risle	Pont-Audemer	Vannage	1	Franchissabilité permanente
1	ROE222	Risle	Pont-Audemer	Clapet	1	Franchissabilité permanente
2	ROE250	Risle	Moulin de Glos	Vannage	1	Franchissabilité permanente
2	ROE251	Risle	Moulin de Glos	Vannage	1	Franchissabilité permanente
3/??	ROE- -	Risle	Moulin de Glos	Batardeau	1	Suppression totale
3/??	ROE- -	Risle	Moulin de Glos	Batardeau	1	Suppression totale
3	ROE--	Risle		Seuil fixe	1	Suppression totale
3	ROE--	Risle		Seuil fixe	1	Suppression totale
3	ROE262	Risle		Clapet	1	Suppression totale
3	ROE277	Risle		Vannage	1	Franchissabilité permanente
1	ROE354	Veronne		Ouvrage répartiteur	1	Franchissabilité permanente
1/2	ROE33942	Veronne	Complexe Chateau de la Motte		1	Suppression totale
1/2	ROE350	Veronne	Complexe Chateau de la Motte	Ouvrage répartiteur	1	Suppression totale
1	ROE81718	Veronne	Complexe Chateau de la Motte	Seuil fixe	1	Suppression totale
1	ROE81829	Veronne	Complexe Chateau de la Motte	Lavoir	1	
1	ROE81830	Veronne	Complexe Chateau de la Motte	Seuil fixe	1	Suppression totale
3	ROE81715	Croix-Blanche		Seuil fixe	1	Suppression totale
3	ROE332	Croix-Blanche	Ancien Moulin Pat	Vannage	1	Franchissabilité permanente
3	ROE34175	Croix-Blanche	Ancien Moulin Pat	Seuil fixe	1	Suppression totale
3	ROE34176	Croix-Blanche	Ancien Moulin Pat	Vannage	1	Franchissabilité permanente
3	ROE328	Croix-Blanche		Seuil fixe	1	Suppression totale
1	ROE217	Risle	Centrale de la Madeleine	Vannes+Deversoir	2	Franchissabilité permanente
1	ROE218	Risle	Centrale de la Madeleine	Vannage	2	Franchissabilité permanente
1	ROE220	Risle	Pont-Audemer	Clapet	2	Franchissabilité permanente
1	ROE224	Risle	Usine des Baquets	Vannes+Deversoir	2	Franchissabilité permanente
1	ROE27335	Risle	Usine des Baquets	Turbine	2	Franchissabilité permanente
1	ROE27338	Risle	Usine des Baquets	Vannage	2	Franchissabilité permanente
2	ROE227	Risle	Moulin Saint Pierre	Seuil fixe	2	Franchissabilité permanente
2	ROE27347	Risle	Moulin Saint Pierre	Vannes+Deversoir	2	Franchissabilité permanente
2	ROE28233	Risle	Moulin Saint Pierre	Turbine	2	Franchissabilité permanente
2	ROE27742	Risle	Moulin Saint Pierre	Seuil fixe	2	Franchissabilité permanente
2	ROE62281	Risle	Moulin du Vievre	Vannage	2	Franchissabilité permanente
2	ROE27787	Risle	Moulin de Glos	Roue	2	Franchissabilité permanente
3	ROE34062	Risle	Usine Derivery	Vannage	2	Franchissabilité permanente
3	ROE64502	Risle	Usine Derivery	Turbine	2	Franchissabilité permanente
3	ROE266	Risle	Vannages Brionne	Vannage	2	Franchissabilité permanente
3	ROE267	Risle	Vannages Brionne	Vannes+Deversoir	2	Franchissabilité permanente
3	ROE268	Risle	Vannages Brionne	Vannage	2	Suppression totale
3	ROE27806	Risle	Vannages Brionne	Seuil fixe	2	Suppression totale
1/2	ROE347	Veronne		Seuil fixe	2	Franchissabilité permanente
3	ROE72266	Croix-Blanche	Ancien Moulin Authou	Ruine	2	Franchissabilité permanente
3	ROE34180	Croix-Blanche	Ancien Moulin Authou	Vannes+Deversoir	2	Franchissabilité permanente
3	ROE34182	Croix-Blanche	Ancien Moulin Authou	Vannage	2	Franchissabilité permanente
3	ROE334	Croix-Blanche	Ancien Moulin Fontaine d'Argent	Vannage	2	Franchissabilité permanente
3	ROE34172	Croix-Blanche	Ancien Moulin Fontaine d'Argent	Vannage	2	Suppression totale
3	ROE330	Croix-Blanche		Seuil fixe	2	Franchissabilité permanente
3	ROE327	Croix-Blanche		Seuil fixe	2	Franchissabilité permanente
3	ROE34165	Croix-Blanche		Seuil fixe	2	Franchissabilité permanente
3	ROE34157	Croix-Blanche	Moulin Peuffier	Vanne et Pres-barrage	2	Franchissabilité permanente
2	ROE58222	Risle	Moulin Gruchet	Vannage	3	Suppression totale
2	ROE58223	Risle	Moulin Gruchet	Vannage	3	Suppression totale
2	ROE232	Risle	Moulin Gruchet	Vannage	3	Suppression totale
2	ROE58210	Risle	Moulin Gruchet	Seuil fixe	3	Suppression totale
2	ROE233	Risle	Ouvrage des trois Moulins	Vannes+Deversoir	3	Franchissabilité permanente
2	ROE28260	Risle	Ouvrage des trois Moulins	Vannage	3	Franchissabilité permanente
3	ROE28417	Risle	Usine Cardine	Vannes+Deversoir	3	Franchissabilité permanente
3	ROE28421	Risle	Usine Cardine	Vannage	3	Franchissabilité permanente
3	ROE272	Risle	Moulin d'Aclou	Roue	3	Franchissabilité permanente
3	ROE28448	Risle	Moulin d'Aclou	Vannage	3	Franchissabilité permanente
3	ROE28464	Risle	Moulin d'Aclou	Seuil fixe	3	Suppression totale
3	ROE28467	Risle	Moulin d'Aclou	Vannage	3	Franchissabilité permanente
3	ROE274	Risle	Moulin Catillon	Vannes+Deversoir	3	Franchissabilité permanente
3	ROE275	Risle	Moulin Catillon	Vannes+Deversoir	3	Franchissabilité permanente
3	ROE335	Croix-Blanche	Ancien Moulin Authou	Turbine	3	Franchissabilité permanente
3	ROE72264	Croix-Blanche	Ancien Moulin Authou	Vannage	3	Franchissabilité permanente
3	ROE72265	Croix-Blanche	Ancien Moulin Authou	Vannage	3	Franchissabilité permanente



Cartographie des habitats de reproduction de la truite de mer/fario

La cartographie des frayères potentielles de la truite de mer et truite fario est faite à partir des données de faciès et de granulométrie fournies par différentes structures précédemment citées. La couche des faciès rassemble les données du SIBVR et celles de la Fédération de pêche de l'Eure pour la Véronne, Tourville et Croix-Blanche (2013). Les types de faciès et de substrats (Tableau 5) sélectionnés pour définir les frayères sont :

- Dans la partie principale de la basse Risle (SIBVR) : Facies « plat courant », « radier » ou « radier- plat courant » ET substrat « graviers » OU « cailloux », en éliminant la catégorie « Très colmaté ».
- Partie Corbie (source : AREMA 2004) : Facies « plat courant », « radier » ou « radier-plat courant » ET substrat « cailloux ».
- Dans les affluents où les données de faciès/substrats ne sont pas disponibles (Veronne /Tourville / Croix-Blanche), ce sont les zones avec la note de reproduction salmonidés « bon » ou « très bon » qui ont été considérées comme frayères (Fédération de pêche de l'Eure).

Perméabilité des milieux au mouvement des truites.

La perméabilité des milieux aux mouvements des truites de mer a été considérée pour la période de migration observé dans l'estuaire de la Seine entre mai à novembre (Plagepomi) (Figure 38, données experts). Les conditions hydrodynamiques moyennes de cette période correspondent à celles modélisées à 250 m³.s⁻¹ pour un coefficient de marée 85. Pour les parties de la Seine et de la Risle soumises à la marée, la migration des truites de mer depuis l'embouchure se réalise pendant le flot (J.L Baglinière, PLAGEPOMI 2011-2015). Nous avons utilisé les modélisations issues de MARS3D donnant les vitesses de courant moyennées sur un flot pour le coefficient de marée 85. Celles-ci ont été traitées pour simuler un flot « théorique » où l'onde de marée est considérée au même moment pour tout l'estuaire (voir Annexe 2). Dans les affluents, la perméabilité des milieux est fonction des types de faciès rencontrés et des types d'obstacles.

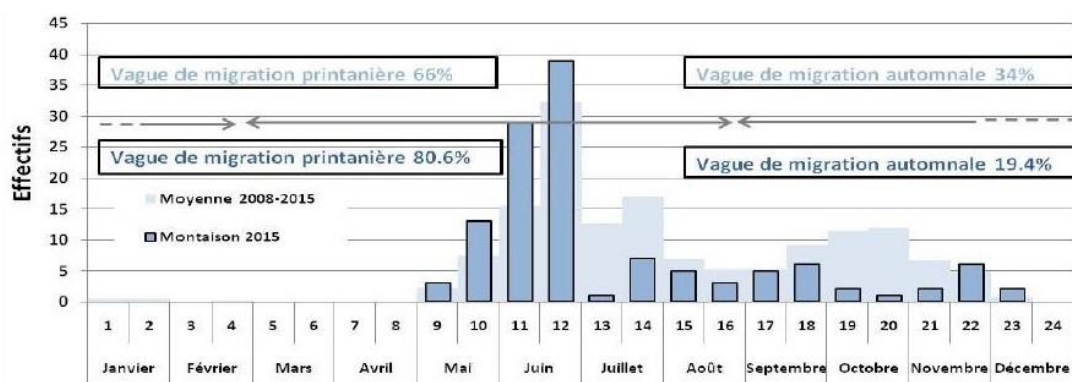


Figure 38. Les rythmes migratoires de la truite de mer à Poses en 2015 et moyenne 2008-2015 (Menard, 2016).

La taille des truites de mer et résidente est considérée pour établir les valeurs de perméabilité car elle influence la vitesse de nage et donc la mobilité selon les divers faciès rencontrés ainsi que la capacité de franchissement des ouvrages. Ainsi les calculs de perméabilité sont faits pour des truites de mer mesurant 60 cm (50-70 cm), qui ont un hiver de mer

(Baglinière, com. pers.), et pour des truites fario matures de 40 cm (25-55 cm) (Baudoin et al., 2014). La taille des truites est utilisée pour calculer une vitesse de croisière théorique, représentant les capacités de nage des individus vis-à-vis du courant ($2-3 \times BL \text{ m.s}^{-1}$) (Clough and Turnpenny, 2001). La vitesse de croisière théorique utilisée est de 1.5 m.s^{-1} pour la truite de mer et de 1.0 m.s^{-1} pour la truite fario. Les catégories de vitesse de courant dans l'estuaire, les faciès, et les obstacles (avec une distinction de leur franchissabilité vers l'amont et vers l'aval) sont utilisées pour attribuer des valeurs de résistance du milieu au déplacement des truites. Ainsi en direction de l'amont dans l'estuaire, la truite de mer profite du flot et les vitesses de courant facilitent le mouvement (les valeurs de résistances sont inférieures à 1 pour toutes les classes de vitesses de courant jusqu'à $1,4 \text{ m.s}^{-1}$). Dans la Risle et ses affluents, en amont de Pont-Audemer le courant étant toujours vers l'aval, il s'oppose à la vitesse du poisson (les valeurs de résistances sont supérieures à 1). Des vitesses de courant ont été attribuées par expertise aux faciès lents ($0,2 \text{ m.s}^{-1}$) et aux faciès courants ($0,5 \text{ m.s}^{-1}$) (Bagliniere and Champigneulle, 1982). Ainsi selon le sens de mouvement et le sens du courant les vitesses relatives permettent de calculer les résistances vers l'amont ou vers l'aval (Tableau 11).

Tableau 11. Calcul des résistances selon les milieux considérés et les types d'obstacles en fonction de l'orientation du mouvement pour la truite de mer (TRM) et la truite fario (TRF). Les valeurs sont par mètre parcouru. Pour les obstacles, qui ont une longueur arbitraire de 20m, la valeur de résistance est ajustée pour obtenir une valeur par obstacle.

			code	VP=vitesse poisson			TRM (1.5m/s)				TRF (1 m/s)			
				vitesse courant (m/s)	Vitesse vers l'amont	Vitesse vers l'aval	Vitesse vers l'amont	Vitesse vers l'aval	Resist_ amont	Resist_ aval	Vitesse vers l'amont	Vitesse vers l'aval	Resist_ amont	Resist_ aval
Partie embouchure (effet marée)		0-0.001	20	0	VP	VP	1.5	1.5	1	1				
		0.0011-0.2	21	0.1	0.1+VP	VP-0.1	1.6	1.4	0.9	1.1	x	x	x	x
		0.2001-0.35	22	0.275	0.275+VP	VP-0.275	1.775	1.225	0.8	1.2				
		0.3501-0.5	23	0.425	0.425+VP	VP-0.425	1.925	1.075	0.8	1.4	x	x	x	x
		0.5001-0.75	24	0.625	0.625+VP	VP-0.625	2.125	0.875	0.7	1.7	x	x	x	x
		0.7501-1.0	25	0.875	0.875+VP	VP-0.875	2.375	0.625	0.6	2.4	x	x	x	x
		1.001-1.4	26	1.2	1.2+VP	VP-1.2	2.7	0.3	0.6	5.0	x	x	x	x
		chenal Risle maritime	30	0.275	0.275+VP	VP-0.275	1.775	1.225	0.8	1.2			1	1
Partie affluent (sans effet marée)	Eau stagnante		9	0					5	5			5	5
	Fosse [Mouille]		1	0	VP	VP	1.5	1.5	1	1	1	1	1	1
	Chenal_lent		2	0.2	VP-0.2	VP	1.3	1.7	1.2	0.9	0.8	1.2	1.25	0.8
	Ecoulement perenne		2	0.2	VP-0.2	VP	1.3	1.7	1.2	0.9	0.8	1.2	1.25	0.8
	Plat_lent		3	0.2	VP-0.2	VP+0.2	1.3	1.7	1.2	0.9	0.8	1.2	1.25	0.8
	Chenal_lot[Plat_courant]		4	0.5	VP-0.5	VP+0.2	1	2	1.5	0.8	0.5	1.5	2	0.7
	Plat_courant		5	0.5	VP-0.5	VP+0.5	1	2	1.5	0.8	0.5	1.5	2	0.7
	Radier		6	0.5	VP-0.5	VP+0.5	1	2	1.5	0.8	0.5	1.5	2	0.7
	Radier_Plat_courant		6	0.5	VP-0.5	VP+0.5	1	2	1.5	0.8	0.5	1.5	2	0.7
	Entrée de bief in attractif		40						5	5			5	5
	Etang		50						5	5			5	5
	Seuil [=Gue= Rapide-Cascade]		7						2	1			2	1
	Souterrain		8						20	20			20	20
	amont	aval												
Obstacle	perm	perm	11	Type d'obstacles						10	10		10	10
Obstacle	perm	temp	12	seuil						10	100		10	100
Obstacle	perm	infr	13	perm						10	8000		10	8000
Obstacle	temp	perm	14	souterrain						100	10		100	10
Obstacle	temp	temp	15	temp						100	100		100	100
Obstacle	temp	infr	16	infr						100	8000		100	8000
Obstacle	infr	perm	17							8000	10		8000	10
Obstacle	infr	temp	18							8000	100		8000	100
Obstacle	infr	infr	19							8000	8000		8000	8000

Pour chaque ouvrage catégorisé comme « obstacle »: l'évaluation de la franchissabilité vers l'amont et vers l'aval a été faite séparément pour truite de mer et pour la truite fario.

La franchissabilité a été attribuée en fonction des informations présentes dans les tables attributaires des couches spatialisées : du ROE (ONEMA), du recueil SIBVR (type d'ouvrage, présence d'une turbine ichtyo- compatible ou des passes à poissons), de l'étude et de l'expertise

de la Fédération de pêche de l'Eure et de l'expertise Irstea (Tableau 11). Les trois catégories de franchissabilité (amont ou aval) ont ainsi été attribuées aux 245 obstacles : « permanente » (perm), « temporaire/partielle » (temp) et « infranchissable » (infr). De plus, 77 ouvrages de franchissement pouvant avoir un impact sur la continuité écologique pour la faune piscicole ont été intégrés à la carte de perméabilité. Il s'agit d'ouvrages de type gués, buses et passages en souterrain qui ont été renseignés par le SIBVR et qui constitue dans notre étude une seule catégorie « souterrain » (Tableau 11). On a ainsi, une évaluation de la situation actuelle de la présence et franchissabilité des obstacles dans la basse Risle en novembre 2017.

Pour tous les obstacles qui ne sont pas pris en compte dans les scénarios d'aménagement, les mêmes valeurs de résistance sont utilisées pour tous les scénarios. Pour les 66 obstacles qui sont concernés par un scénario d'aménagement :

- Si la nature de l'aménagement est une « suppression totale » ou « restauration de continuité totale », on considère que l'ouvrage va être arasé et devient alors un « radier ».
- Si la nature de l'aménagement n'est pas précisée, on suppose que l'objectif soit une amélioration de la franchissabilité même sans enlever l'ouvrage, il est alors considéré que l'ouvrage devient franchissable « permanent » pour les deux espèces vers l'amont/aval.

Front de colonisation et accessibilité des frayères

L'analyse de connectivité a été effectuée avec Anaqualand 2.0 à partir des cartes de perméabilité et de frayères. La résolution de 5 m utilisée pour représenter l'embouchure est appliquée à la représentation de la Risle et ses affluents. Tous les faciès (/substrat) de la Risle sont représentés en 2D à l'aide des données de largeur disponibles dans les tables attributaires des lignes des cours d'eau (SIBVR et réseau hydrographique ; Tableau 3). Les obstacles, préalablement au format point, sont transformés en surface à l'aide de l'attribution d'une zone tampon de 10 m. Chaque emprise est vérifiée et corrigée au besoin afin qu'elle soit intégrée dans la carte globale 2D du secteur d'étude, par exemple lorsque deux ouvrages très proches se superposaient ou lorsque deux bras étaient présents.

Pour la truite de mer, la modélisation de connectivité considère un départ dans l'embouchure, une accessibilité à toute la zone amont est ainsi calculée pour chaque scénario à l'aide de la distance fonctionnelle. Ces distances fonctionnelles peuvent être mises en perspective des distances potentiellement parcourues pendant un flot : la vitesse de croisière de $1,5 \text{ m.s}^{-1}$ doit permettre de parcourir 32 km en 6h. Dans un second temps, cette accessibilité peut être croisée avec la carte des frayères potentielles, permettant d'évaluer les distances fonctionnelles nécessaires pour les atteindre.

Pour la truite résidente, le calcul d'accessibilité est fait séparément pour le cours d'eau principal et les affluents. Dans la partie principale de la Risle, l'accessibilité est calculée à partir de tous les pixels de la carte vers les frayères potentielles les plus proches avec la possibilité de mouvement vers l'amont et vers l'aval. Ce calcul permet d'identifier les secteurs du cours d'eau principal qui sont connectés à une frayère potentielle amont ou aval la plus proche (la frayère peut se trouver dans le cours d'eau principale ou dans un des affluents). Pour les affluents salmonicoles principaux (la Corbie, la Véronne et la Croix-Blanche), la localisation précise des frayères n'étant pas disponible, il était plus intéressant d'évaluer l'accessibilité de chaque affluent pour des truites provenant de la Risle. Le calcul est fait à partir de la confluence de l'affluent avec la Risle vers l'amont de l'affluent.

Résultats

Pour la truite de mer, la situation actuelle indique un blocage de la migration à la centrale de la Madeleine à Pont-Audemer, située à 36 km de l'embouchure. La distance fonctionnelle (kmf) nécessaire depuis l'embouchure pour atteindre l'aval de Pont-Audemer est de 25 kmf (Figure 39). Cette distance fonctionnelle, bien plus faible que la distance hydrographique, indique un effet facilitant des vitesses de flot sur les capacités de déplacement des truites de mer. Cette distance semble pouvoir être parcourue en un seul flot compte tenu des capacités de migration de la truite de mer (32 km/6h). Compte tenu de l'infranchissabilité des ouvrages à la centrale de la Madeleine, la distance fonctionnelle calculée en amont des obstacles est à plus de 65kmf. La plupart des secteurs de la Corbie sont atteints avec une distance fonctionnelle de moins de 40 kmf (pour une distance hydrographique maximale de 45km).

Le scénario moyen terme permet de rendre accessible une partie importante de la Risle avec environ 60 kmf pour atteindre Pont-Authou (à 60 km de distance hydrographique) et 65 km pour la Croix Blanche. L'amont de la Véronne est alors accessible à une distance de 43,5kmf (pour 47 km). Sans obstacles, atteindre l'amont de cet affluent nécessiterait un parcours de 39 kmf. Le scénario long terme améliore l'accès de la partie médiane de la Risle. Avec le scénario sans obstacles, l'amont de la Croix Blanche nécessiterait un parcours de 63 kmf et 76 kmf pour atteindre Nassandres.

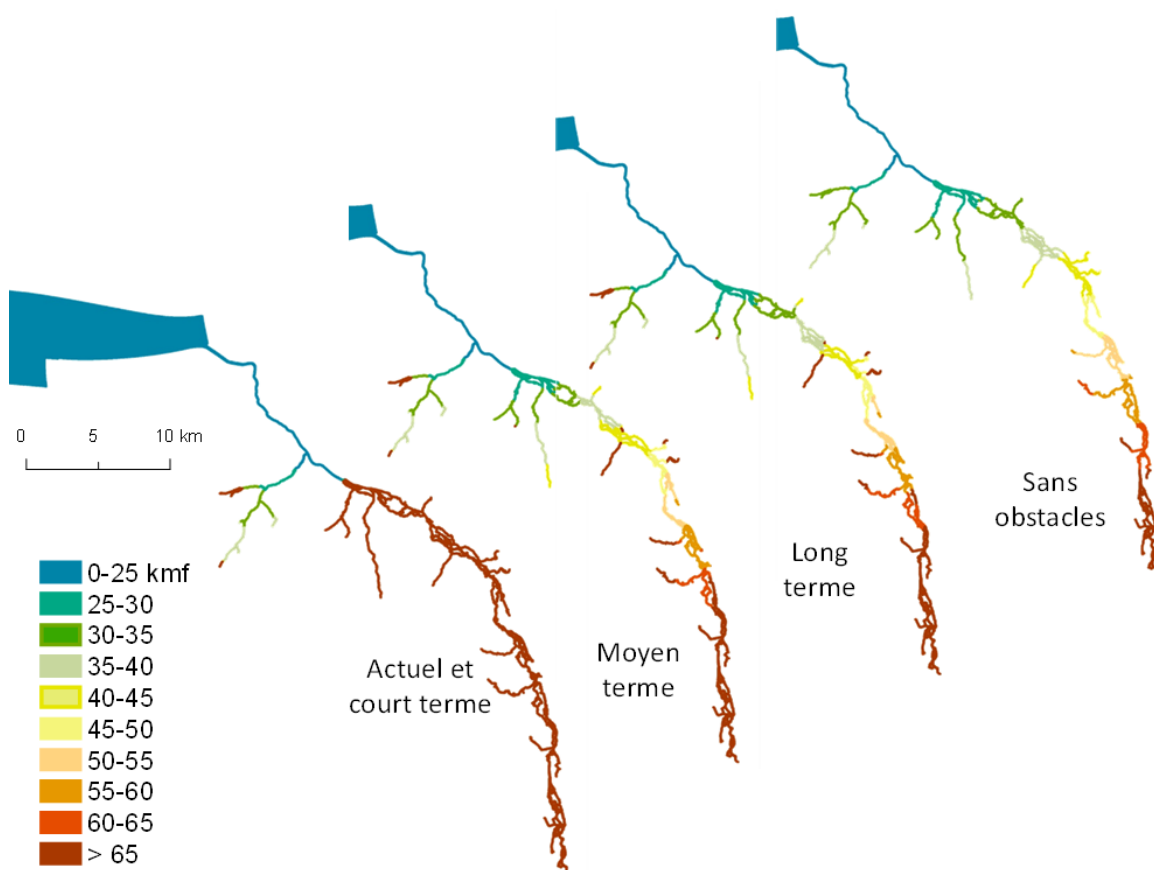


Figure 39. Accessibilité de la Basse Risle pour la truite de mer selon les différents scénarios, les classes de distances fonctionnelles (kmf) indiquent le gradient de cette accessibilité à partir de l'embouchure. Pour des raisons de visualisation, les traits sont grossis et ne représentent pas la largeur des cours d'eau.

Le croisement de ces cartes de distances fonctionnelles avec les frayères permet d'évaluer l'accessibilité de chaque frayère. Les statistiques sur ces accessibilités selon les scénarios sont présentées dans le Tableau 12. La valeur minimum de 23 kmf, commune à tous les scénarios, correspond à la frayère la plus aval située sur la Corbie à 33km de l'embouchure. La valeur maximale de 1270 kmf est observée pour une frayère en amont du ruisseau des Fontaines, alors qu'au maximum, il faut 552 kmf pour atteindre la frayère la plus amont sur la Risle près de Nassandres. La moyenne des distances fonctionnelles à parcourir est de 373 kmf. Le scénario court terme permet une légère diminution de ces distances fonctionnelles mais c'est surtout le scénario à moyen terme qui amène les distances fonctionnelles à des valeurs 5 fois plus faibles avec une médiane à 43 kmf. Le scénario long terme améliore légèrement ces valeurs. Si on compare avec la potentialité maximale, obtenue avec le scénario sans obstacles, l'amélioration est surtout sensible sur les valeurs maximales de la Risle. Ces résultats peuvent être analysés frayère par frayère afin de déterminer plus localement les gains attendus selon le scénario dans chaque secteur de la Risle et ses affluents.

Tableau 12. Statistiques sur les valeurs des distances fonctionnelles nécessaires aux truites de mer pour atteindre les 309 frayères potentielles de la Risle et ses affluents en fonction des scénarios testés.

Valeur de distance fonctionnelle (en kmf)	Scénarios				
	Actuel	court terme	moyen terme	long terme	<i>sans obstacles</i>
Minimum	23	23	23	23	23
Maximum	1270	1269	1005	1004	76
Maximum sur la Risle	552	551	190	188	76
Moyenne	373	296	67	66	47
Médiane	320	212	43	42	40

La modélisation d'accessibilité des frayères pour la truite résidente dans la situation actuelle met en lumière les secteurs bien connectés aux frayères potentielles (Figure 40). Si on considère que des individus de truite résidente peuvent parcourir 500 m, cette capacité de déplacement (500 mf) délimite les secteurs du cours d'eau qui permettent à un individu d'atteindre une frayère avec un coût inférieur à celui de parcourir 500 m. Si on augmente cette capacité jusqu'à 20 km, on peut ainsi hiérarchiser les secteurs du cours d'eau selon leur éloignement « fonctionnel » croissant aux frayères.

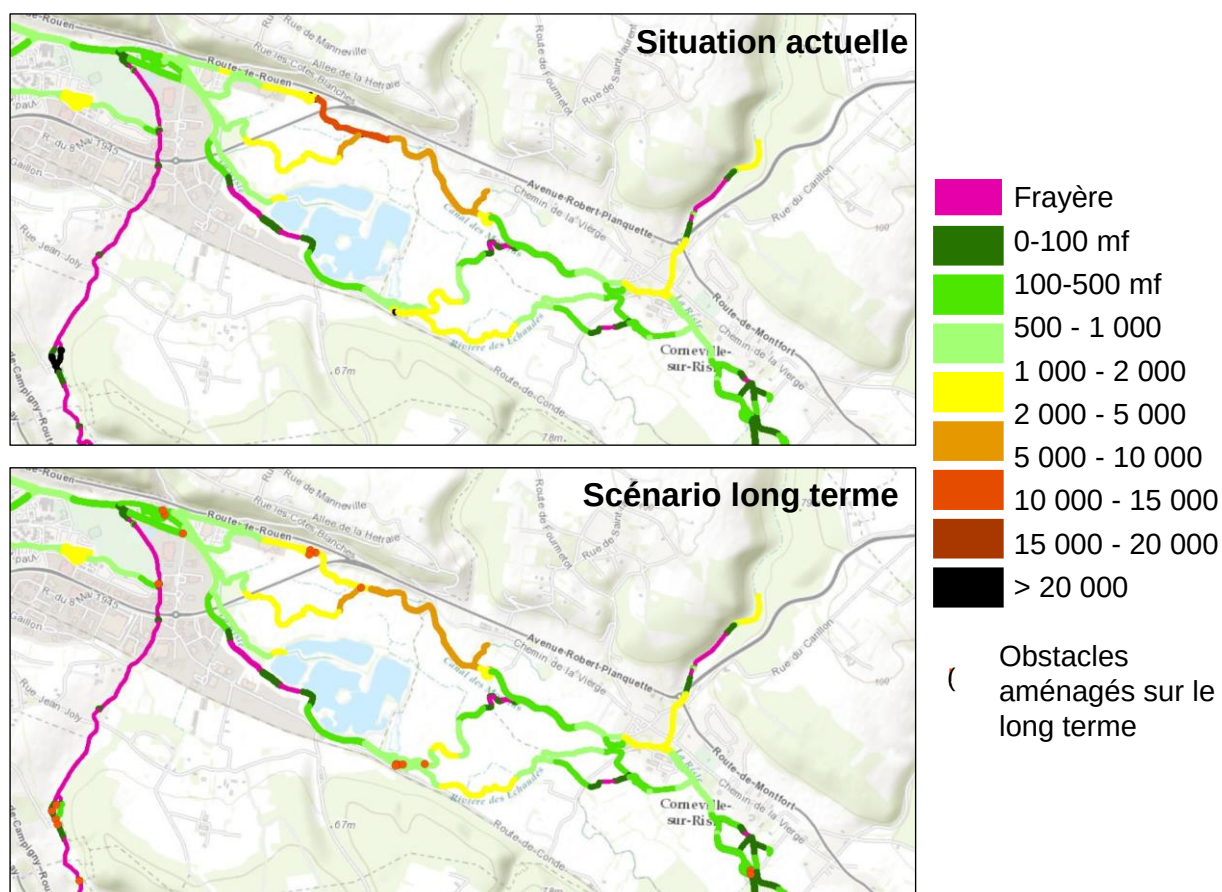


Figure 40. Connectivité aux frayères pour la truite fario dans la situation actuelle et pour le scénario d'aménagement des obstacles à long terme. Les secteurs sont représentés selon la distance fonctionnelle (en mf) nécessaire pour atteindre la frayère amont ou aval la plus proche.

Le secteur intermédiaire présente aussi une distribution des frayères, nombreuses et bien réparties, qui permet à tout le reste du cours d'eau d'être connecté à moins de 500 mètres fonctionnels d'une frayère. Ces cartes mettent aussi en évidence des secteurs moins accessibles, comme certains bras en amont de la Véronne ou dans le secteur de la confluence avec la Freneuse. Les scénarios court, moyen et long termes ont été modélisés ainsi que le scénario sans obstacles. La différence entre chaque scénario permet de localiser les secteurs qui s'améliorent à chaque étape, ce gain est exprimé en distances fonctionnelles gagnées sur l'ensemble du trajet à parcourir jusqu'à la frayère la plus proche. Un exemple est donné sur la Figure 41, indiquant les gains de distances obtenus entre la situation actuelle et le scénario court terme.

Selon la position des frayères et celle des obstacles aménagés, la modélisation permet de localiser les secteurs dont l'accessibilité à une frayère s'améliore. On peut ne pas observer d'amélioration lorsque les secteurs sont déjà à proximité des frayères.

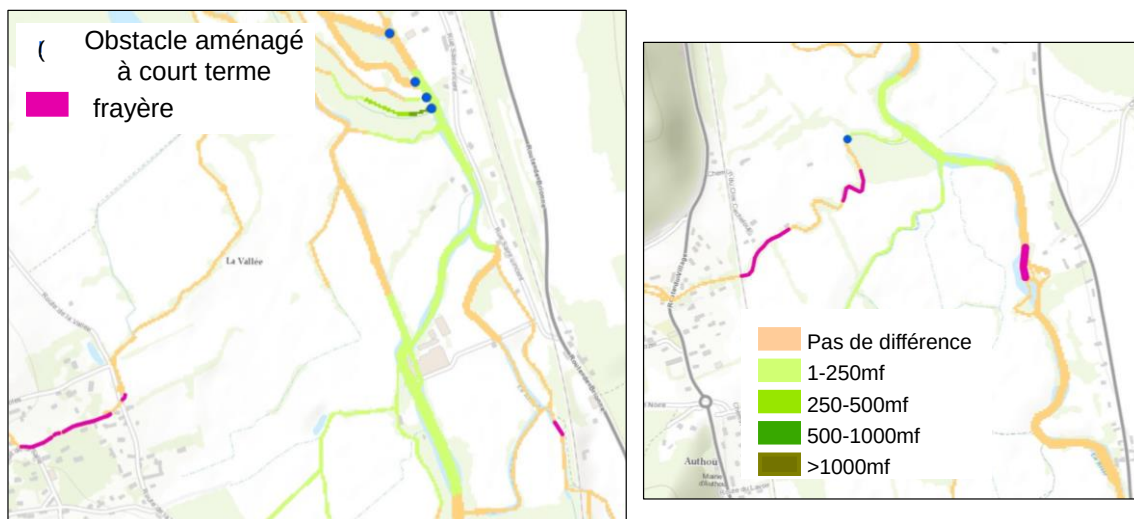


Figure 41. Détails de secteurs de la Risle présentant des différences entre la situation actuelle et le scénario court terme pour l'accessibilité aux frayères par la truite fario. Les différences sont présentées en classes de mètres fonctionnels.

On peut noter que le scénario court terme apporte un gain pour la truite fario alors qu'il permet très difficilement l'accès des truites de mer au-delà de Pont-Audemer.

De même les gains obtenus entre la situation actuelle et le scénario long terme sont visibles sur la Figure 42. Les secteurs en amont de Pont-Audemer sont nombreux à s'améliorer, notamment en lien avec l'aménagement des obstacles de l'usine des Baquet, du moulin Saint-Pierre et du moulin Gruchet. La partie intermédiaire (Condé-sur-Risle jusqu'à Saint-Philibert-sur-Risle), déjà bien connectée avec de nombreuses frayères n'est pas améliorée. D'autres secteurs bénéficient des aménagements à partir du scénario moyen terme, notamment à proximité du moulin du Vierge et en amont de Pont-Authou et de Brionne.

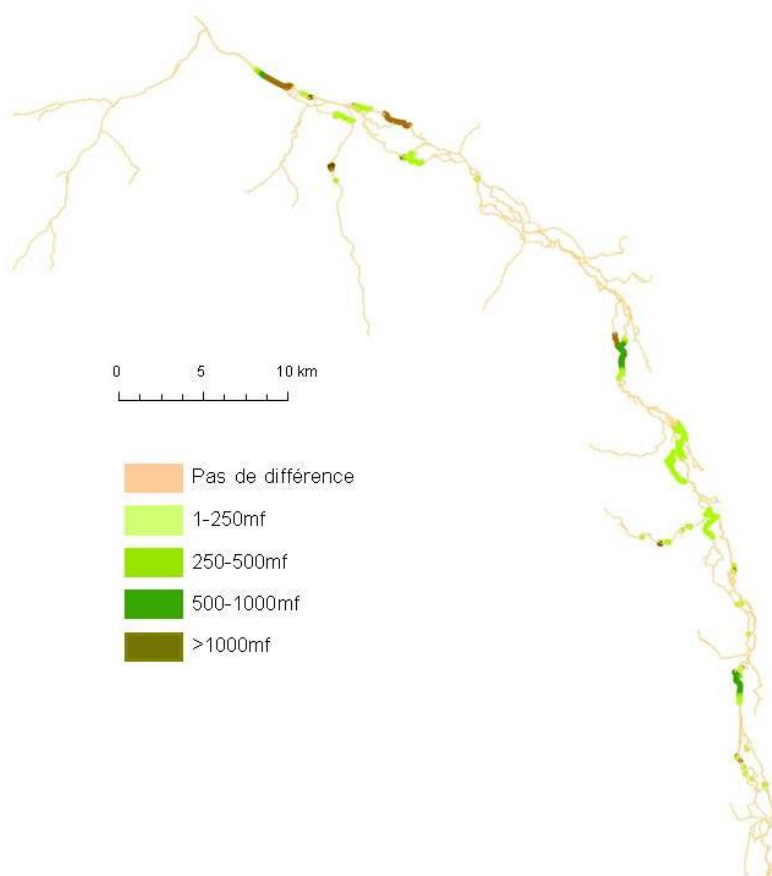


Figure 42. Localisation et ampleur des gains de distances fonctionnelles pour accéder aux frayères à truite fario observées entre la situation actuelle et le scénario long terme. Les différences sont présentées en classes de mètres fonctionnels.

Les calculs d'accessibilité pour tout le linéaire de la Croix-Blanche (sans prise en compte des frayères) donnent une évaluation des gains apportés par chaque scénario (Figure 43). Si on considère une distance fonctionnelle de 2 kmf, la situation actuelle permet de parcourir à peine les 280 premiers mètres de l'affluent alors que le scénario court terme permet d'atteindre « la Mouchellerie » à 850 m de la confluence. Cependant, assez rapidement, Les distances fonctionnelles sont très fortes (> 15kmf). Le scénario moyen terme améliore l'accessibilité de l'affluent en « repoussant » cette valeur de 15 kmf à proximité de la source. Le scénario long terme déplace vers l'amont le front de 2 kmf (à environ 1 km). Ce type d'évaluation peut donner des indications de l'accessibilité des frayères potentielles de l'affluent pour des truites migratrices en rivière ou en mer venant s'y reproduire.

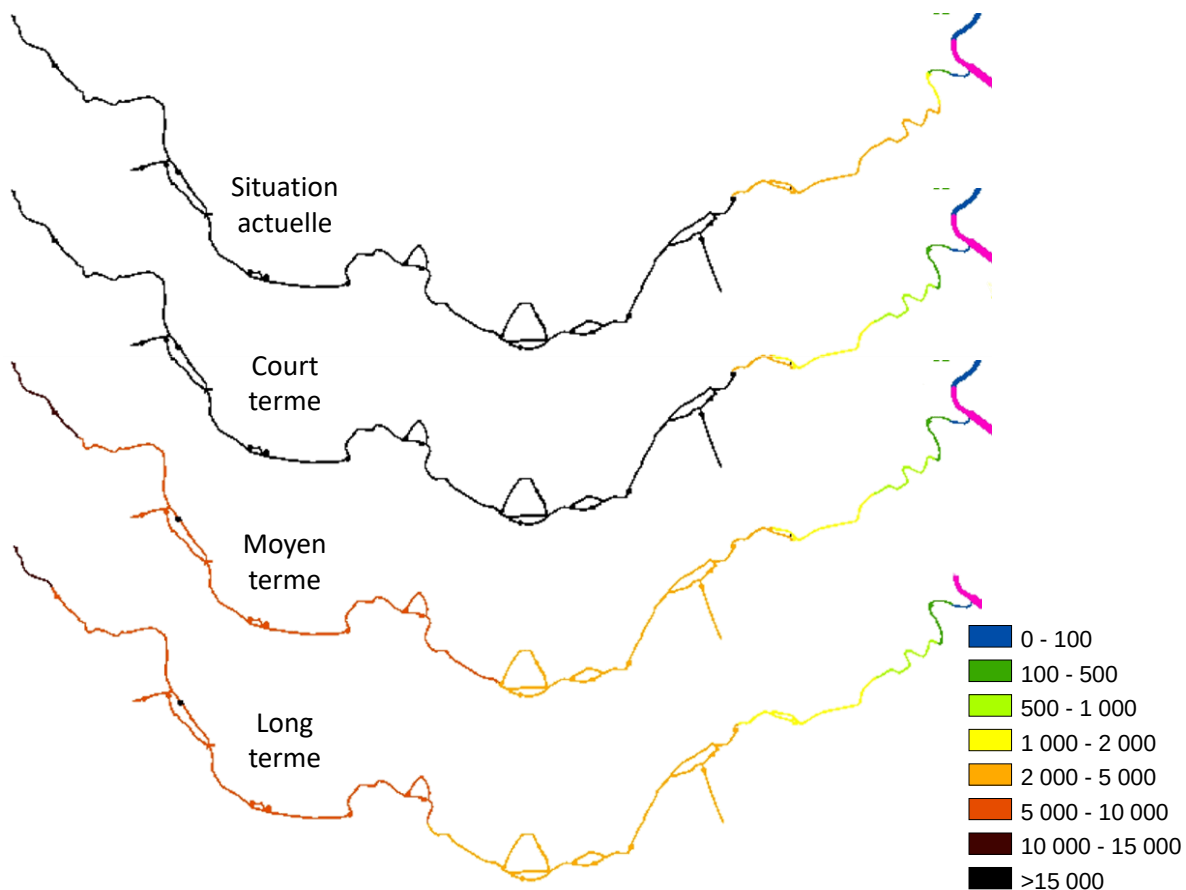


Figure 43. Distances fonctionnelles (en mf) pour accéder à la Croix Blanche à partir de la confluence selon les scénarios d'aménagement.

Bilan

L'analyse de l'accessibilité de la Risle pour la truite de mer a montré le fort effet barrière attendu à Pont-Audemer en l'état actuel de l'aménagement des ouvrages. La migration avec le flot (CM 85) facilite la remontée des truites de mer depuis l'embouchure et permet d'atteindre la centrale de la Madeleine en 25 km fonctionnels pour 36 km de distance hydrographique (Figure 39). Lorsqu'on analyse les scénarios proposés, les fronts de colonisation pour une distance fonctionnelle donnée (exemple 65 kmf) se décalent vers l'amont, indiquant une meilleure accessibilité de la Risle et ses affluents. C'est à partir du scénario moyen terme que le gain est le plus important et on peut constater que le scénario long terme se rapproche d'un cas idéal sans obstacles. Ce gain peut être chiffré par la différence des distances fonctionnelles entre scénarios pour un lieu donné du cours d'eau (exemple plus loin sur le Cailly). Le détail des accessibilités permet aussi de visualiser les bras du cours principal de la Risle qui sont plus accessibles que d'autres.

Pour la truite résidente dans la situation actuelle, un certain nombre de secteurs semblent relativement bien connectés à des frayères potentielles et cela pour des mobilités d'environ 500 mf. L'analyse permet de visualiser aussi les secteurs déconnectés des frayères potentielles et les ruptures de connectivité (certains bras). La disponibilité des habitats journaliers (alimentation : radier /repos : abris) pourraient être superposée à ces cartes afin d'identifier les secteurs d'activités journalières (hors période de reproduction) qui sont connectés à des frayères. Les truites ne s'alimentent pas pendant la migration mais le reste

de l'année, la proximité aux secteurs d'activités journalières permet d'identifier les tronçons de cours d'eau qui supportent l'ensemble du cycle de vie comme proposé par (Le Pichon et al., 2006). L'analyse des scénarios d'aménagement pour cette espèce montrent plusieurs secteurs dont l'accessibilité à une frayère s'améliore en lien avec certains gros complexes d'obstacles. Il ne faut pas oublier que les gains d'accessibilité (et les obstacles concernés) sont dépendants de la position des frayères. On peut ainsi tester des scénarios de restauration de frayères dans les secteurs « peu accessibles » et quantifier le gain de ces restaurations.

Les discussions et nombreux échanges avec la Fédération de pêche de l'Eure a été un point important de notre étude. La fourniture de données à jour, la connaissance locale des milieux et des frayères et l'expertise sur la franchissabilité des obstacles se sont révélées essentielles pour construire ensemble les scénarios d'aménagement. Cela a permis d'évaluer l'outil de modélisation et sa pertinence à donner des indications d'amélioration de la continuité écologique. Dans les perspectives, il a été mentionné la possibilité de rendre compte de l'attractivité des obstacles dans le cas de configurations complexes où il y a un ouvrage principal infranchissable et un deuxième ouvrage partiellement franchissable mais peu attractif. C'est le cas au moulin de Gruchet, où un bras a été ouvert pour le passage des kayaks mais dont l'entrée se révèle peu attractive pour les poissons. Nous avons commencé à intégrer ce type de cas qui nécessite de créer un nouveau polygone (15m de long), représentant l'entrée du bras, avec une valeur de résistance particulière, identique à la catégorie « eau stagnante » ou « étang » (voir Tableau 11).

2.2.3 Cas d'étude : Le Cailly

Le Cailly est aujourd'hui busé à sa confluence avec la darse Barillon (port de Rouen) pour passer sous le Marché d'Intérêt National (MIN) (Figure 44). Cette partie souterraine d'une longueur d'environ 500 m, constitue une contrainte hydraulique importante pour l'évacuation des crues de la rivière, aggravant le risque d'inondation sur les communes de Déville-lès-Rouen, Canteleu et Rouen (Javanshir, et al., 2014). Elle est également un obstacle majeur à la continuité écologique entre le Cailly et la Seine, remettant en cause l'atteinte de "Bon potentiel en 2027" fixé par le SDAGE Seine-Normandie (en application de la Directive Cadre sur l'Eau). Cette altération morphologique et l'urbanisation de la vallée font du Cailly une masse d'eau fortement modifiée, dont la restauration hydromorphologique et de la continuité écologique sont indiquées comme prioritaires (PTAP Seine Aval 2013-2018). La buse actuelle est considérée infranchissable pour la faune piscicole, notamment à cause des fortes vitesses de courants. Cependant, dans certains cas de forts coefficients de marée, il est probable que certains poissons aux fortes capacités de nage et de saut puissent passer (Hassan El Machkouri, communication personnelle). Une observation de truite de mer est d'ailleurs mentionnée pour le Cailly sur la Figure 1.

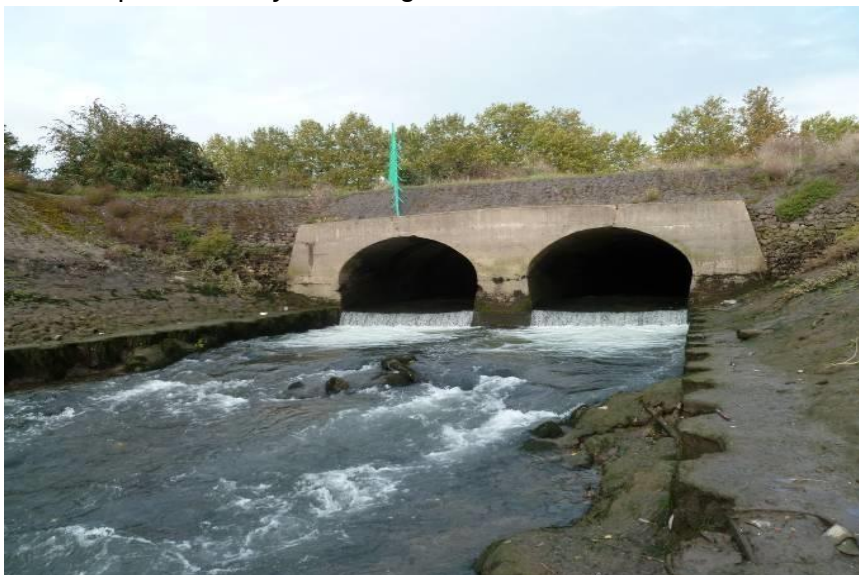


Figure 44. Confluence du Cailly dans la darse Barillon. Le radier de la buse est à 0,97 m NGF (5,35 m CMH) et le sommet de la buse à 3,57 m NGF (8,35 m CMH).

Bien que classé en liste 1 avec comme espèces cibles l'Anguille et la Lamproie, le Cailly présente un fort potentiel écologique et en particulier des faciès pour salmonidés et grands migrateurs (nombreux cailloux de granulométrie importante) (Javanshir, et al., 2014). Selon le PDPG, le Cailly est un cours d'eau de domaine salmonicole, avec comme espèce repère la truite Fario. Cependant, 107 ouvrages sont observés sur son linéaire. Ces éléments montrent l'intérêt de restaurer l'accessibilité du Cailly, au niveau de sa confluence, pour permettre la remontée des migrateurs, mais aussi de restaurer la continuité de son linéaire vers les frayères potentielles pour les espèces résidentes.

Une première étude de faisabilité de la création d'un bras à ciel ouvert à l'aval du Cailly a été réalisée en 2006 par la Communauté d'Agglomération de Rouen, puis actualisée en 2014 avec les nouvelles contraintes du site par une étude demandée par le Syndicat mixte du SAGE des bassins versants Cailly, Aubette, Robec. Son objectif étant d'aboutir à la définition d'un tracé optimal (positionnement, gabarit, typologie,...) tenant compte des contraintes

importantes du site.

Ce nouveau bras, mentionnée dans le plan Seine, permettra (i) de réduire la vulnérabilité de la vallée au risque d'inondation par débordement du cours d'eau en augmentant la capacité d'évacuation des crues vers la Seine et (ii) de restaurer la continuité écologique du Cailly en proposant des solutions techniques permettant la circulation le maximum des espèces possible (Javanshir, et al., 2014). Le nouveau bras deviendrait le bras principal faisant passer 9/11 du débit, le reste passant par l'ancienne buse. Ce cas d'étude a été réalisé grâce à la collaboration avec Rouen métropole (Hassan El-Machkouri et Guillaume Fresnel).

Méthodologie

Le secteur modélisé pour la truite de mer va de l'embouchure jusqu' aux sources du Cailly et de la Clérette (Figure 45). Le tracé du Cailly à la confluence est différent pour le scénario actuel (tracé busé) et pour le scénario de création du nouveau bras (nouveau tracé). Nous avons donc modélisé la migration de reproduction de la truite de mer, pour différents coefficients de marée, en quantifiant l'accessibilité vers les frayères du Cailly depuis l'embouchure. On fait l'hypothèse que la truite de mer migre uniquement pendant les périodes de flot. L'état actuel de la continuité écologique du Cailly pour la truite de mer a été comparé au scénario de restauration du nouveau bras. Dans ce cas, le nombre et la franchissabilité des obstacles transversaux sur le Cailly n'a pas été modifié.

Pour la truite fario, l'accessibilité aux frayères les plus proches vers l'amont ou l'aval est modélisée. Dans ce cas, seul le scénario actuel au coefficient de marée 85 est testé car la confluence n'a pas d'impact sur le calcul. Par contre, le scénario actuel est comparé à un scénario d'accessibilité aux frayères sans obstacles.

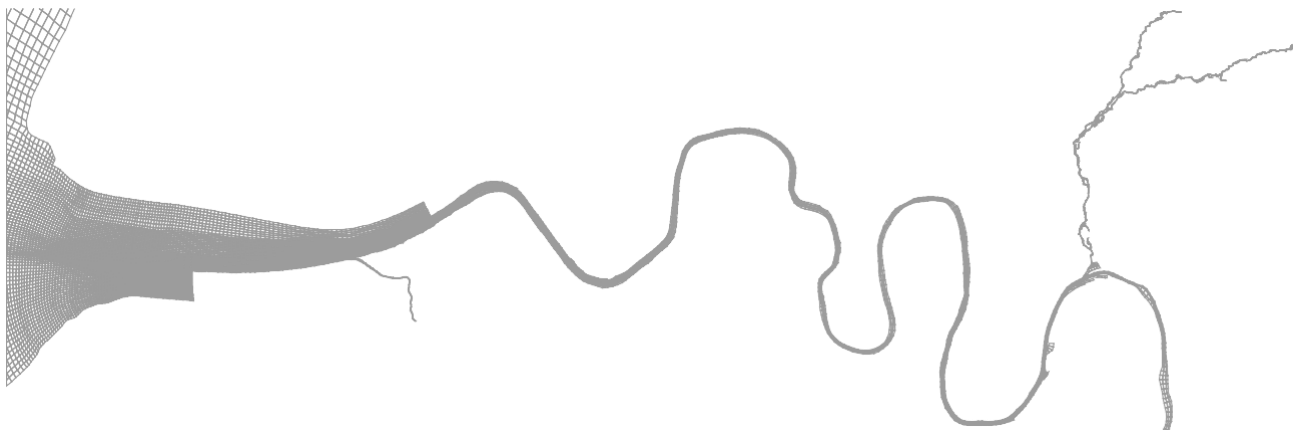


Figure 45. Emprise du secteur modélisé pour la connectivité des frayères du Cailly et de la Clérette depuis l'embouchure.

Parmi les scénarios de création d'un nouveau bras pour la confluence du Cailly avec la Seine, trois variantes de tracé du nouveau bras ont été proposées; la différence résidant dans la longueur de la réouverture à ciel ouvert et le type de berges en rive droite et gauche, influençant l'emprise en largeur. Nous avons retenu le scénario à emprise «maximale» proposé par le bureau d'étude Ingetec (Javanshir, et al., 2014). Ce scénario permet un meilleur gain écologique, par la mise en place de berges semi-naturelles accompagnées d'une pente douce (Figure 46).

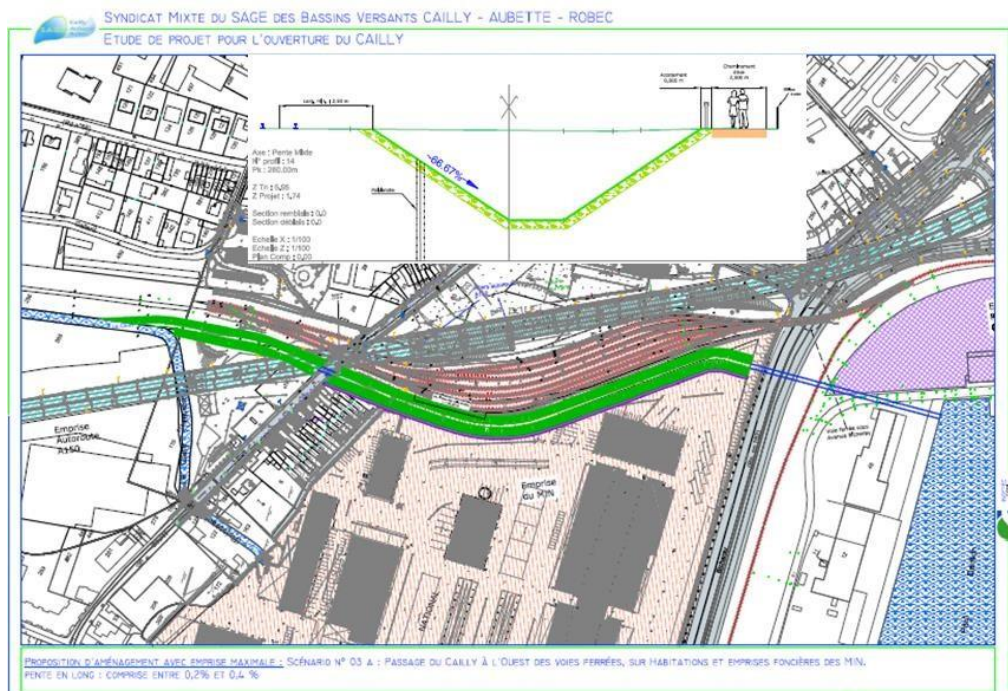


Figure 46. Schéma en plan du projet de tracé « maximal » pour le nouveau bras du Cailly à sa confluence. Vue en coupe avec les deux berges en pente douce (d'après Javanshir, et al., 2014).

Le facteur déterminant du fonctionnement hydraulique du Cailly au droit du projet de création d'un nouveau bras étant le marnage de la Seine, nous avons étudié la connectivité du Cailly dans son état actuel et après création du nouveau bras pour trois coefficients de marée modélisés avec MARS3D (52, 70 et 85 au débit $Q = 250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

La cote actuelle d'arrivée du Cailly dans la Seine est de 0,97 m NGF (5,35 m CMH). Pour que le passage des poissons soit possible, une lame d'eau de 40 cm minimum doit être maintenue, soit un niveau de 1,37 m NGF (Figure 47). Selon le coefficient de marée, cette cote n'est atteinte que pendant une partie du flot et à pleine mer (la moitié du temps par exemple au CM45) mais elle ne permet pas forcément de franchir les 500 m de la buse. La pente de la buse étant connue, si on considère la valeur maximale de niveau d'eau à pleine mer, les forts coefficients (80 et 115) doivent permettre d'atteindre l'extrémité de la buse pendant un temps assez court (Figure 47).

Les trois variantes de tracé pour le nouveau bras présentent la même cote pour leur exutoire dans la darse Barillon (0,68 m NGF = 5,06 m CMH). L'exutoire serait une partie busée (ou un ouvrage cadre avec un sol rugueux) de 150 m de long avec une pente de 4‰, puis en amont un chenal de pente 2‰ serait créé soit de type canal soit avec une ou deux berges en pente douce. Ce profil peut permettre la remontée des poissons dans la buse à pleine mer pour les coefficients étudiés (>45) et d'atteindre le chenal restauré. D'après l'étude technique, ce nouveau bras serait accessible 80-90% de temps.

Ces éléments vont nous permettre d'évaluer la perméabilité relative de la confluence pour les divers scénarios et les coefficients de débits étudiés.

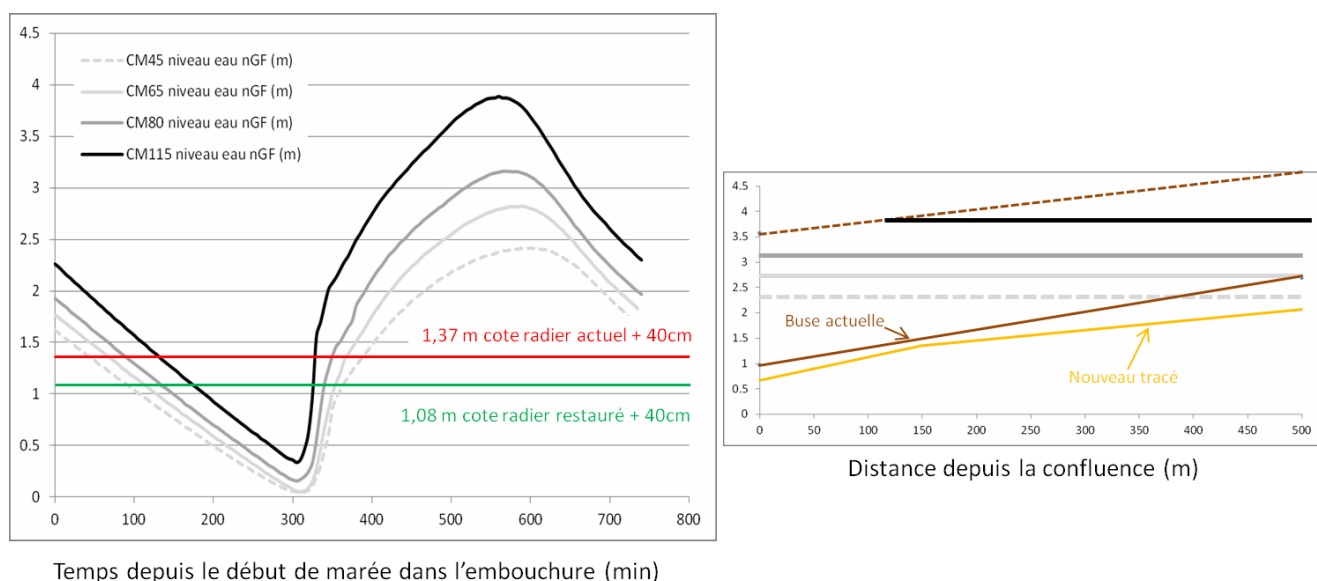


Figure 47. Niveau d'eau statistique de la Seine à la confluence du Cailly -pk 245- selon 4 coefficients de marée pour un débit de $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; cote actuelle et restaurée du radier de la buse (+40 cm d'eau). Profil en long de la buse actuelle et restaurée avec les niveaux d'eau à pleine mer.

Cartographie des habitats de reproduction de la truite de mer et de rivière

La carte des frayères, utilisée dans notre étude, est issue d'un relevé effectué par Aquascop en 2010 et 2014. La superficie des frayères étant mentionnée, nous avons pu transformer les points de relevé en surfaces de frayères. Ces données de frayères sont donc celles qui sont utilisées et non les frayères potentielles (combinant faciès et substrat favorables) comme dans le cas de la Risle.

Perméabilité des milieux au mouvement des truites.

La perméabilité a été définie selon les mêmes principes que pour la Risle. Les modélisations issues de MARS3D donnant les vitesses de courant moyennées sur un flot sont utilisées pour les trois coefficients de marée disponibles : 52, 70 et 85. Ces données sont utilisées jusqu'à la confluence avec le Cailly (valeurs utilisées pour les classes de vitesses, voir Tableau 11). A la confluence, la perméabilité est évaluée en fonction de la courbe de marée et des cotes de niveau d'eau par rapport à la cote de fond du radier de la buse (scénario actuel) et celle du nouveau bras (scénario restauré) (Figure 47). Dans le cas du scénario restauré, l'ancienne buse étant conservée avec un débit faible, sa perméabilité est considérée la même pour tous les coefficients de marée. Le nouveau bras est en deux parties : la partie confluence (buse) et le nouveau bras considéré comme un chenal lent (Figure 48). Les valeurs de résistance dans le cas actuel intègrent à la fois le niveau d'eau et le temps pendant lequel les niveaux permettent un passage des truites (Tableau 13).

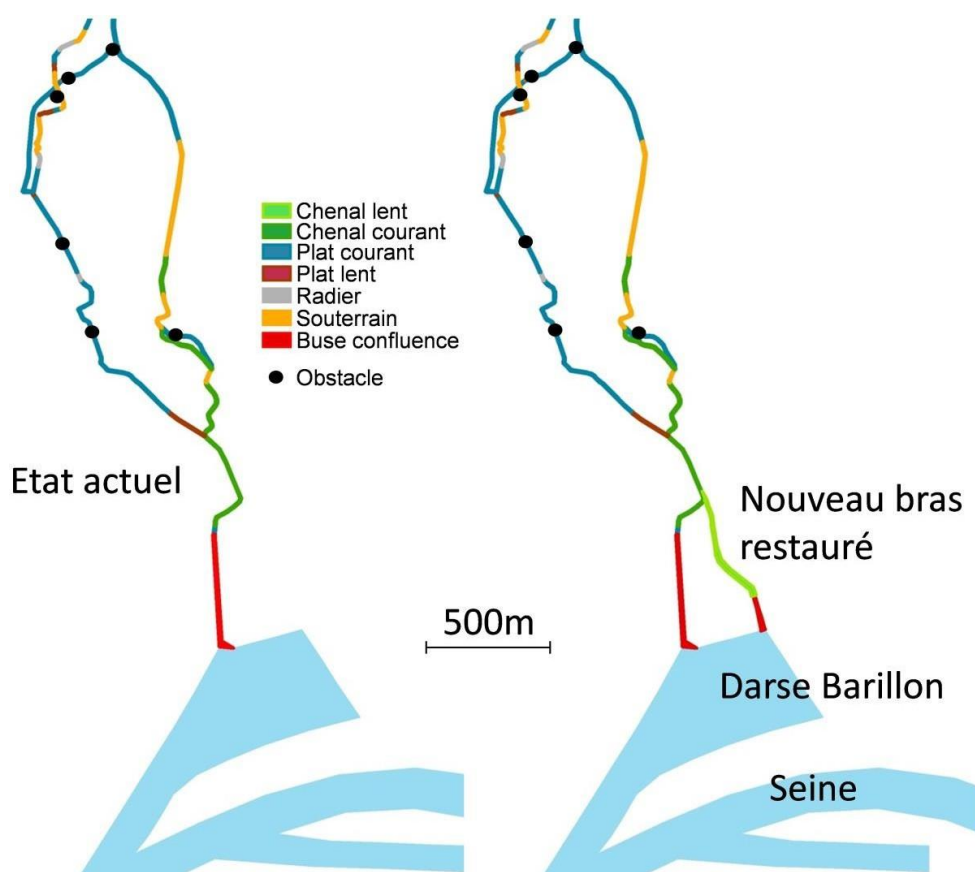


Figure 48. Représentation spatiale de la confluence du Cailly dans la darse Barillon dans le cas actuel et avec le nouveau bras restauré.

Tableau 13. Calcul des résistances selon les milieux considérés et les types d'obstacles en fonction de l'orientation du mouvement.

Faciès	Code	Résistance vers l'amont	Résistance vers l'aval
Plat_lent	3	1.15	0.88
Chenal_lot	4	1.5	0.75
Plat_courant	5	1.5	0.75
Radier	6	1.5	0.75
Souterrain	8	20	20
Buse actuelle 52	999	8000	100
Buse actuelle 70	999	2000	50
Buse actuelle 85	999	100	20
Confluence restaurée 52	1001	1.5	1
Confluence restaurée 70	1001	1	1
Confluence restaurée 85	1001	1	1
Nouveau bras 2‰	1000	2	1

Comme précédemment, la perméabilité des milieux dans le Cailly/Clérette est fonction des types d'obstacles et de leur franchissabilité (Tableau 14). Pour chaque obstacle de la base de données fournie par les partenaires, l'évaluation de la franchissabilité vers l'amont a été faite pour les deux formes de truites sans distinction à partir d'une information « franchissabilité truite ». La franchissabilité vers l'aval a été évaluée au cas par cas de chaque type d'ouvrage, bénéficiant des connaissances acquises pour la Risle.

Tableau 14. Calcul des résistances selon les types d'obstacles en fonction de l'orientation du mouvement des truites.

Franchissabilité amont	Franchissabilité aval	Code obstacle	Resistance vers l'amont	Resistance vers l'aval
11	11	1111	10	10
12	11	1211	50	10
12	12	1212	50	50
12	13	1213	50	100
13	11	1311	100	10
13	12	1312	100	50
13	13	1313	100	100
14	11	1411	2000	10
14	12	1412	2000	50
14	13	1413	2000	100
14	14	1414	2000	2000
15	11	1511	8000	10
15	12	1512	8000	50
15	13	1513	8000	100

- 11 : franchissable sans difficulté apparente
12 : franchissable mais avec retard
13 : difficilement franchissable
14 : très difficilement franchissable
15 : infranchissable

Front de colonisation et accessibilité des frayères

Pour la truite de mer, La modélisation de connectivité considère un départ dans l'embouchure, l'accessibilité à toute l'emprise d'étude vers l'amont est ainsi calculée pour chaque scénario à l'aide de la distance fonctionnelle. La distance hydrographique est calculée en parallèle à l'aide d'un scénario où toutes les résistances sont à la valeur 1 (milieu neutre).

Pour la truite résidente, l'accessibilité est calculée pour chaque pixel de la carte vers la frayère utilisée la plus proche, avec la possibilité de mouvement vers l'amont et vers l'aval. L'état actuel est comparé à un scénario sans obstacles où tous les ouvrages sont à une résistance de valeur 1. Les cartes des distances fonctionnelles résultantes des deux scénarios sont soustraites afin de quantifier le gain que la suppression des obstacles apporterait à l'accessibilité aux frayères.

Résultats

La marée a un effet bénéfique sur la remontée des truites de mer (Figure 49), en effet la valeur des distances fonctionnelles à parcourir pour atteindre la confluence est estimée à respectivement 90, 87 et 86 kmf (pour les coefficients 52, 70 et 85) alors que la distance hydrographique est de 125 km. L'augmentation du coefficient de marée facilite légèrement le mouvement en raison des vitesses de courant plus importantes, principalement entre le faible coefficient (52) et les deux autres coefficients (70/85). Si on reprend l'estimation du potentiel de 32 km parcourus par flot (considérés dans ce cas en km fonctionnels), il faudrait

environ trois flots pour atteindre la confluence du Cailly.

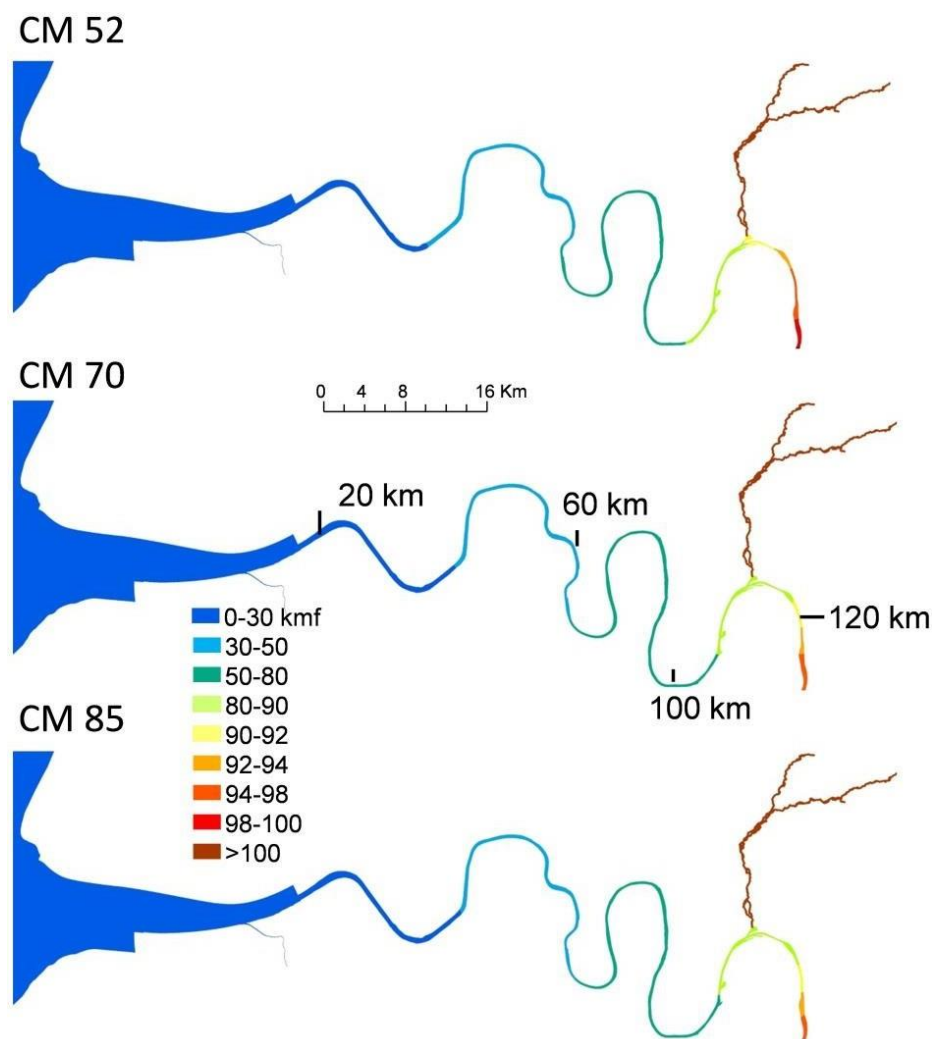


Figure 49. Distances fonctionnelles (kmf) parcourues depuis l'embouchure en fonction des trois coefficients de marée dans le cas de la confluence actuelle du Cailly. A titre indicatif, les distances hydrographiques sont indiquées sur la carte centrale.

La phase de la marée a aussi une influence sur le niveau de connectivité du Cailly au niveau de la confluence, franchissable essentiellement à pleine mer. Dans la situation actuelle, seuls des coefficients de marée fort (115) peuvent permettre un passage pour une courte période à pleine mer (Figure 47). Dans le cas du nouveau bras, plus le coefficient de marée augmente plus la connectivité s'améliore. (Figure 50). Si on considère le front de mobilité à 90kmf, celui-ci se déplace vers l'amont, indiquant un coût énergétique moindre pour atteindre le même secteur. De même, pour atteindre la première frayère observée, il faut 94 kmf au CM52 ; 90,8 kmf au CM70 et 89,8 kmf au CM85. Ces deux frayères sont situées en aval d'un bras qui présente une longue partie souterraine et qui n'est pas une voie de migration franchissable. Sur l'autre bras, la présence de radiers pourrait constituer potentiellement une zone de frayères accessibles avec un coût énergétique entre 89 et 95 kmf. Plus en amont, une succession d'obstacles et un long passage en souterrain rendent l'accès aux autres radiers et frayères amont très difficile.



Figure 50. Distances fonctionnelles (kmf) parcourues depuis l'embouchure en fonction des trois coefficients de marée pour le scénario avec le nouveau bras.

Le nouveau bras pourrait permettre un accès à des habitats potentiels de reproduction des truites de mer sur la partie basse du Cailly. Une prospection des substrats disponibles sur les plats courants et les radiers de ce secteur permettrait de mieux quantifier la capacité d'accueil.

L'accessibilité globale aux frayères du Cailly pour les truites résidentes est évaluée par le calcul des distances fonctionnelles (Figure 51). La représentation en classes de distances fonctionnelles permet de distinguer les secteurs qui sont connectés aux frayères à différentes échelles spatiales. Par exemple, une truite présente dans un secteur vert pourra atteindre une frayère pour un coût de déplacement équivalent à 500m. A l'opposé, des individus présents dans un secteur rouge devront dépenser l'équivalent de plus de 2,5km de coût de déplacement. Ainsi, cette carte met en avant les secteurs à préserver, où l'accessibilité aux frayères est dans la gamme des capacités de déplacements de l'espèce (autour de 1-5km et jusqu'à 20km pour certains individus, (Ovidio, 1999)) et les secteurs à restaurer où l'on dépasse les gammes habituelles de capacité de mouvements.

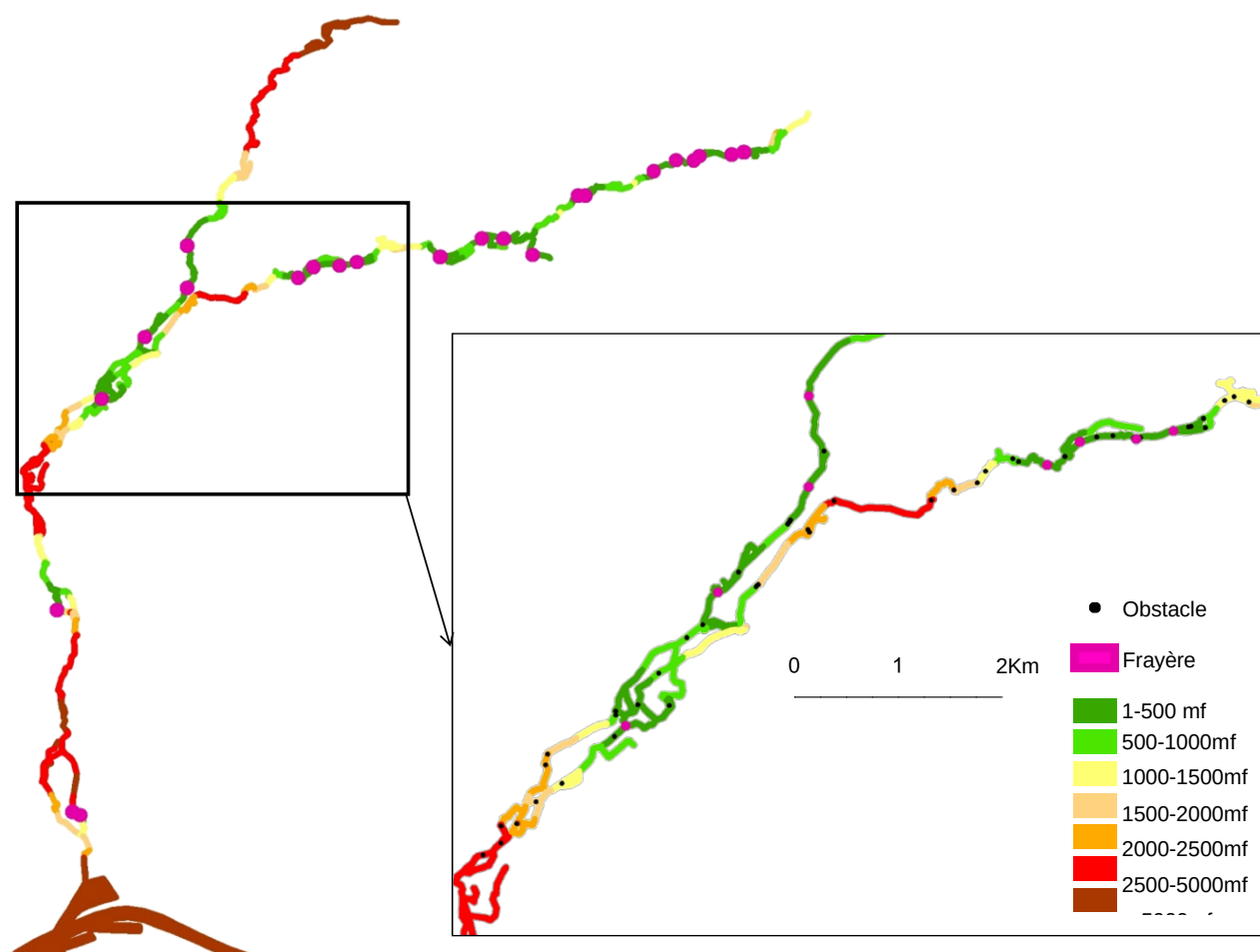


Figure 51. Distances fonctionnelles (mf) à parcourir pour atteindre la frayère la plus proche en amont ou en aval. L'encart présente un agrandissement de la partie centrale du Cailly. La position des frayères observées et des obstacles est superposée à titre illustratif. Pour des raisons de représentation, les traits sont grossis et ne représente pas la largeur des cours d'eau.

L'accessibilité aux frayères dans le cas d'un scénario sans obstacles (les souterrains sont conservés) a été comparée au scénario actuel. La différence des distances fonctionnelles pour atteindre la frayère la plus proche dans les deux scénarios a été calculée (Figure 52). Elle fournit un bilan des secteurs qui présentent la même accessibilité avec et sans obstacles (Catégorie « pas de différence ») et les secteurs pour lesquels un gain est observée en terme de diminution de la distance fonctionnelle à parcourir (en classe de distance). Ainsi, les secteurs peuvent permettre de prioriser les aménagements d'obstacles afin d'avoir un gain pour l'accès aux frayères. Il faut noter que les gains calculés pour un secteur supposent l'aménagement de tous les obstacles entre le secteur et les frayères les plus proches. Une analyse plus fine obstacle par obstacle pour des secteurs prioritaires pourrait permettre une hiérarchisation des aménagements à envisager, comme cela a été montré sur un cours d'eau en Ile-de-France (Roy and Le Pichon, 2017).

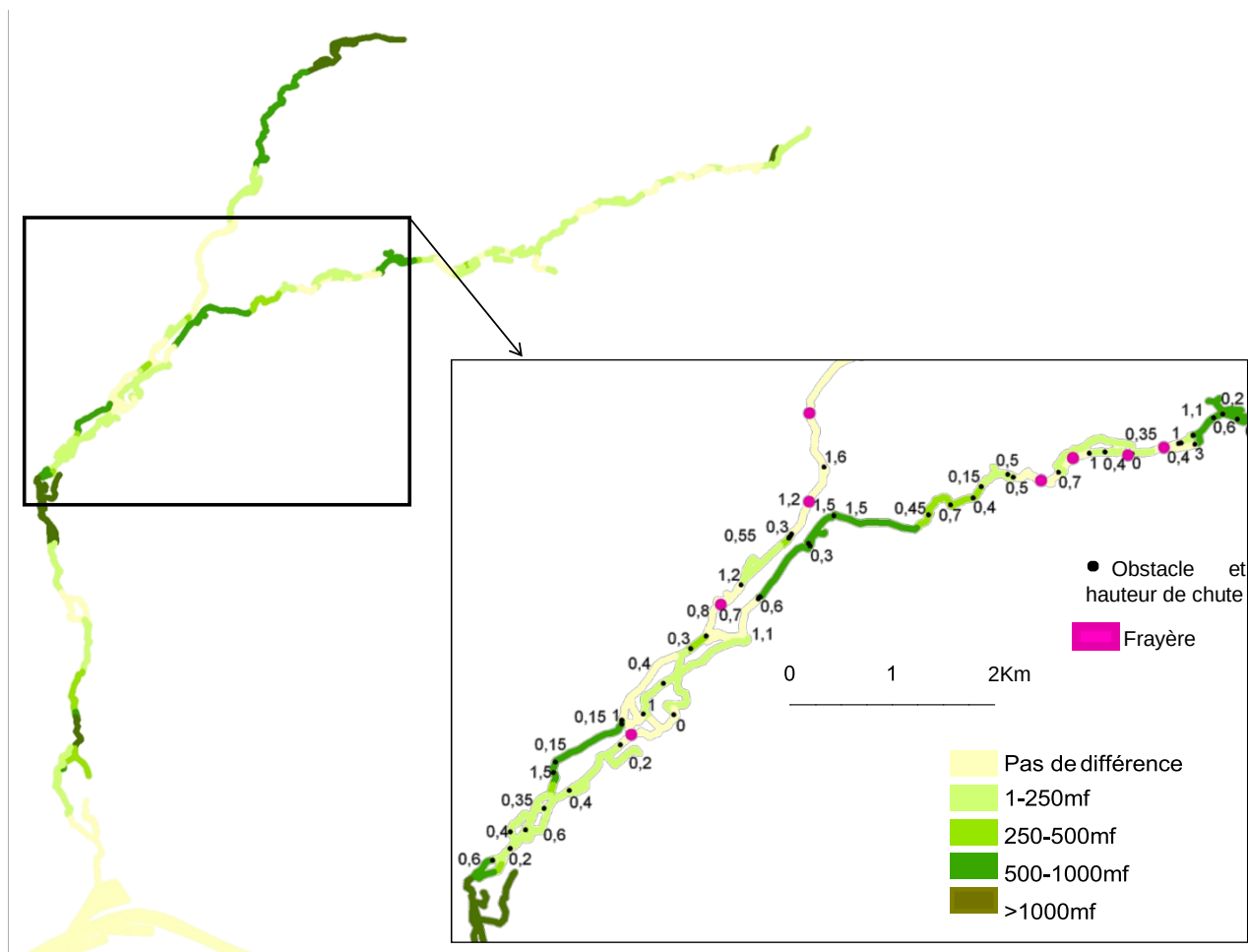


Figure 52. Différence de distances fonctionnelles (mf) à parcourir pour atteindre la frayère la plus proche entre le scénario actuel et un scénario sans obstacles. L'encart présente un agrandissement de la partie centrale du Cailly. La position des frayères observées et des obstacles est superposée à titre illustratif. Pour des raisons de représentation, les traits sont grossis et ne représentent pas la largeur des cours d'eau.

Bilan

L'analyse de l'accessibilité du Cailly pour la truite de mer a montré l'effet facilitant de la marée d'autant plus que le coefficient de marée s'accroît. L'analyse des niveaux d'eau et des côtes de fond dans la situation actuelle et dans le cas de restauration d'un nouveau bras apporte des informations sur la franchissabilité de la confluence en fonction de la phase de marée mais aussi de son coefficient. Certaines frayères et faciès favorables, observées pour la truite résidente sur la section aval du Cailly, pourraient être utilisés par la truite de mer après restauration du nouveau bras. Pour un accès plus amont, une réflexion sur la franchissabilité des passages souterrains et l'aménagement des obstacles serait à mener. Pour la truite résidente dans la situation actuelle, un certain nombre de secteurs semblent relativement bien connectés à des frayères observées. Une cartographie des frayères potentielles (sur la base d'une cartographie des faciès et substrats) permettrait de mieux évaluer les secteurs à enjeux et leur accessibilité.

2.2.4 Conclusion des cas d'étude

L'exemple proposé pour la migration de la truite de mer dans la Risle nous a permis de tester l'approche de modélisation couplant un mouvement depuis l'embouchure, facilité par les vitesses de flot jusqu'à la zone d'influence de la marée (Pont-Audemer), et un mouvement lié aux types de faciès et aux obstacles pour la Risle au-delà de Pont-Audemer. L'exemple de modélisation dans le Cailly permet d'aborder la question de la connectivité de la confluence. Celle-ci étant busée sur une longue distance, elle est difficilement accessible pour des truites de mer en migration et dépendante du coefficient de marée. Dans les deux cas, on observe l'effet facilitant des vitesses de flot sur la migration vers l'amont. Dans le cas du Cailly, l'effet bénéfique est plus important lorsque le coefficient de marée est fort (86 kmf pour une distance hydrographique de 125 km au CM85). On a fait l'hypothèse que pendant le jusant, la truite va se stabiliser dans un endroit où elle peut à la fois être "portée" par le courant et abritée de la lumière, derrière un bloc, dans un bras ombragé. (Garot, com. pers.). Ces habitats doivent être disponibles et nombreux pour permettre la migration d'une population de taille importante. L'étude de la disponibilité de ces habitats complémentaires serait utile ; une première estimation pourrait se baser sur la cartographie des zones riveraines de la Seine (GIPSA 2011).

Pour les deux cas étudiés, la modélisation pour divers scénarios d'aménagement, soit de la confluence pour le Cailly, soit des obstacles pour la Risle, apporte des éléments en termes de gains de mobilité. Elle permet aussi d'identifier les obstacles qui sont les plus pertinents pour améliorer les accessibilités mais aussi de hiérarchiser les bras du cours principal qui pourraient être les voies de migrations les plus accessibles. Dans le cas du Cailly, on a pu observer aussi l'effet du coefficient de marée et du niveau d'eau sur l'accessibilité du nouveau bras crée et évaluer son accessibilité temporelle.

L'effet de la hauteur d'eau sur les obstacles n'a pas pu être pris en compte comme facteur influençant la franchissabilité des ouvrages dans le Cailly et la Risle. Bien que le débit soit particulièrement important pour les petits cours d'eau, peu de données sont disponibles et l'information de hauteur d'eau suppose de réaliser une modélisation hydro-dynamique. Quand ces données sont disponibles, une modélisation de la connectivité est réalisable selon divers scénarios de débit et de gestion des obstacles (voir cas réalisé sur le Grand-Morin (Carre et al., 2014 ; Le Pichon and Tales, 2014).

Conclusion générale

Avantages et limites d'une modélisation géomatique de la connectivité

Le présent projet, qui avait pour objectif de tester une approche de modélisation géomatique de la connectivité dans les conditions hydro-dynamiques de l'estuaire de la Seine, a permis de mener une réflexion approfondie sur les possibilités d'étudier la connectivité latérale et longitudinale à deux échelles spatio-temporelles à l'aide de cette approche. Cette thématique de connectivité, peu abordée pour l'estuaire de la Seine précédemment, révèle des potentialités importantes mais se trouve confrontée à la complexité de représentation spatialement explicite d'un milieu extrêmement dynamique. Des adaptations ont été nécessaires pour modéliser finement la dynamique de connectivité chronologique au cours de la marée, en particulier pour bien définir les pas de temps en fonction des éléments fragmentant de l'estuaire. De même, cette dynamique de connectivité pendant la marée a été aussi adaptée à la question de la confluence avec les affluents, révélant des situations très variables selon leur structure. Ces cas enrichissent la réflexion concernant la modélisation géomatique de la dynamique temporelle de connectivité qui a été précédemment testée à une autre échelle temporelle : celle du cycle de vie du saumon atlantique au Québec (Bergeron et al., 2016).

Les deux cas étudiés ont permis de se confronter à la prise en compte de données hétérogènes (résolution spatiale et temporelle, étendues disponibles) à la fois pour la définition des habitats et celles des catégories de résistance/facilitation du milieu au déplacement de divers stade de vie (juvéniles de bar et adultes de truite) et nécessaire à la traduction cartographique de dire d'experts.

Cette étape s'avère cruciale dans le processus de modélisation et nécessite en premier lieu un bilan des espèces et des variables pertinentes pour la modélisation qui est une phase longue et complexe. De nombreux experts et sources bibliographiques ont été consultés donnant lieu à une base de données riche et une liste longue de cas d'études pertinents pour cette problématique de connectivité dans l'estuaire, dont nous n'avons traité que deux exemples. Concernant les données géomatiques, il a fallu solliciter de nombreuses structures, notamment pour les données présentes dans les affluents. Ces données sont parfois longues à obtenir et nécessitent des conversions de format et des homogénéisations de données. En particulier, le travail sur les obstacles à l'écoulement est souvent complexe en lien avec diverses sources de données, leur précision et leur mise à jour à l'échelle nationale (ROE, AFB) et aux échelles locales des syndicats de rivières et fédérations de pêche. Les données de modélisation dans l'estuaire (MARS 3D et LIDAR) se sont avérées essentielles mais des limites sont apparues en lien avec la validité spatiale des données et leur résolution.

Compte tenu de la complexité des milieux estuariens, comprenant de larges milieux subtidaux et intertidaux (embouchure), des milieux fluviaux et annexes hydrauliques de taille plus réduites et des éléments fins comme les digues submersibles ou de calibrage, il est évident qu'un couplage de données de sources diverses doit être réalisé. Il faut de plus trouver un compromis étendue/résolution pour cartographier les paramètres



environnementaux requis pour chaque espèce/stade de vie et aussi représenter leurs dynamiques spatio-temporelles multi-échelles. Les cas d'étude ont permis de mettre en lumière quelques besoins concernant les variables environnementales nécessaires à la modélisation :

- Les zones intertidales, milieu clef en terme fonctionnel, utilisé par de nombreuses espèces. La connaissance de la dynamique spatio-temporelle de ces milieux (notamment paramètre vitesses de courant) est donc un enjeu important à long terme pour les poissons utilisant l'estuaire.
- Les affluents nécessitent des données actualisées et si possible homogènes (faciès/substrat et obstacles) : notamment avec les évaluations ICE.

Il nous semble aussi qu'un besoin de centralisation des données du bassin versant drainant l'estuaire (incluant les affluents, fossés drainés, etc...) serait un enjeu fort à long terme pour travailler sur la connectivité des habitats à l'échelle de l'estuaire.

Cette étape de choix et de recueil de données est d'autant plus importante que la modélisation des disponibilités et des accessibilités est sensible aux données de base (comme tout modèle !) : la précision du MNT et la modélisation des niveaux d'eau ainsi que le choix des gammes de valeurs des variables environnementales définissant les habitats favorables. La modélisation du niveau de connectivité basée sur les cartes de résistance/facilitation et le calcul des chemins de moindre coût s'avère néanmoins une démarche souple qui permet ce couplage de données de sources diverses. Cependant, tout en restant vigilant sur les limites des résultats quantitatifs, l'approche s'avère bénéfique pour des comparaisons de scénarios (type de mobilité des espèces, gestion des éléments fragmentant, etc...).

Ces premiers tests ont nécessité le développement d'une modélisation chronologique dynamique, avec un travail d'automatisation des calculs dans le logiciel Anaqualand. Une version Anaqualand 3.0 est envisagée prochainement et nous remercions Sylvain Descoux (Irstea) pour son travail à cette nouvelle version. De plus, concernant la problématique de direction des mouvements, abordée par le logiciel via l'orientation amont/aval de la carte, elle s'avère sans doute plus adaptée à représenter la connectivité longitudinale et n'a pas pu tenir compte de la complexité de direction des champs de vitesses du courant dans la partie embouchure que la modélisation MARS3D permet d'obtenir. Il est aussi à noter que le temps n'est pas explicite dans Anaqualand, qui calcule des distances fonctionnelles cumulées, mais qui sont implicitement liée à un temps via une distance fonctionnelle maximale parcourue pendant un temps défini. Les modèles qui intègrent de façon explicite le temps, comme les modèles individus centrés couplés à un modèle hydrodynamique, peuvent être utiles et pertinents (travaux de Le Pape, O. et al. sur la dérive des larves de sole), mais sont de mise en œuvre plus complexe. L'idéal serait un calcul de connectivité à chaque pas de temps d'un modèle hydraulique numérique 2D (ou 3D), comme nous avons tenté de le développer avec le modèle HydroSIM-H2D2 canadien (Secretan, Y., INRS-CETE, comm. pers.).



Capacité à fournir une analyse cartographique des potentialités de préservation et de réhabilitation.

Les deux cas contrastés retenus ont permis d'une part de tester une approche très dynamique de modélisation de la connectivité latérale et longitudinale pendant un flot et d'autre part une approche couplant l'estuaire à la remontée dans un affluent. Le second cas a été l'occasion de tester des scénarios d'aménagement, en étroite collaboration avec la fédération de pêche de l'Eure et l'agglomération de Rouen Métropole, afin d'estimer les gains de continuité écologique pour la Risle et le Cailly. Les scénarios de restauration de la connectivité pour ces deux cours d'eau ayant des problématiques complémentaires (confluence pour le Cailly et obstacles transversaux pour la Risle), ils apportent une expérience globale pour la modélisation de connectivité des affluents de la Seine en aval de Poses.

La modélisation de la colonisation de l'estuaire par les jeunes bars G0 a permis de montrer l'importance du paramètre de mobilité sur l'avancée du front de colonisation et les hypothèses de comportement de type particule passive versus acquisition de la capacité de nage. Ces données de comportement étant difficilement observables, la modélisation permet de tester un certain nombre d'hypothèses sur les traits biologiques des juvéniles de cette espèce et de voir les conséquences en termes d'accessibilité des habitats disponibles. Outre ces résultats d'accessibilité des habitats, il est apparu pertinent d'utiliser la cartographie dynamique des habitats pour évaluer l'évolution de la disponibilité des habitats au cours de la marée et les différences de disponibilité à pleine mer en fonction du débit et du coefficient de marée.

Concernant la modélisation de migration vers les frayères pour la truite de mer, le couplage de données dans l'estuaire liées aux vitesses de flot et de données dans les affluents liées aux faciès disponibles et aux ouvrages, a nécessité un travail important de réflexion sur la perméabilité amont/aval des ouvrages et des divers types de milieux rencontrés. L'accessibilité aux zones de frayères pour la truite de mer a été évaluée en modélisant le niveau de connectivité depuis l'embouchure. Un autre type de modélisation a été réalisé pour la truite résidente, où l'on teste la possibilité d'atteindre une frayère à partir de tous les secteurs de rivière. Cependant, il faudrait affiner en cartographiant les secteurs où les activités journalières peuvent se réaliser et qui serviraient de départ pour la migration de reproduction vers les frayères. Ces deux types de modélisation sont pertinents selon qu'on considère une espèce migratrice ou une espèce résidente. Ils permettent d'apporter un éclairage sur les gains relatifs entre divers scénarios d'aménagement ; ainsi que la possibilité de les confronter à un scénario idéal, sans obstacles et ainsi de relativiser le bilan des aménagements.

Le travail réalisé nous paraît offrir une ouverture importante sur le sujet avec la possibilité d'aborder des questions concernant les traits biologiques des espèces en lien avec leur mobilité et de tester des hypothèses qui sont difficilement testables expérimentalement sur de grands milieux dynamiques comme l'estuaire de la Seine.

Perspectives

La synthèse détaillée des différents enjeux liés à la connectivité pour les différentes espèces de l'estuaire, a préparé le terrain pour les prochaines études sur la thématique. Les deux cas d'études analysés sont deux exemples extrêmes. Ils permettent d'envisager d'autres analyses de connectivité pour d'autres espèces aux cycles de vie, phénologie et capacité de dispersion contrastés et en même temps représentant des enjeux importants pour l'estuaire. Le choix du cas des juvéniles de bar, lié à une bonne connaissance générale de l'écologie de l'espèce, pourrait servir de base à une étude sur la disponibilité et l'accessibilité des nourriceries de sole. En effet, des connaissances récentes du fonctionnement des nourriceries de sole en baie de Seine (thèse de Rochette 2010) ainsi que la problématique de leur déclin, justifierait d'étudier cette espèce moins euryhaline que le bar (distribution jusqu'au Pont de Normandie, Le Pape, com. pers.). De même, la modélisation faite pour le bar pourraient servir au cas d'étude de la montaison aux nourriceries des juvéniles de Flet en élargissant l'étendue de travail vers l'estuaire amont. Le cas de la truite de mer, pourrait lui aussi servir de base de réflexion à la modélisation de l'accessibilité aux frayères pour les aloses (grande alose et alose feinte) ou la lamproie marine.

De même, l'exemple de la truite de mer a montré sa potentialité à répondre aux demandes des acteurs de la gestion des milieux aquatiques pour aider au rétablissement de la continuité écologique de l'estuaire et ses affluents. L'approche pourrait être appliquée à d'autres affluents pour lesquels les données ont été rassemblées et qui présentent la double problématique de la connectivité de la confluence, influencée par la marée, et de la connectivité du cours d'eau, influencé par les discontinuités physiques. Pour les cours d'eau où la question s'avère pertinente, la prise en compte des discontinuités chimiques (dégradation locale de la qualité d'eau) ou de questions liées au débit (étiage sévère ou assecs) pourraient être aussi prise en compte dans une modélisation globale.



BIBLIOGRAPHIE

- Adriaensen F, Chardon JP, De Blust G, Swinnen E, Villalba S, Gulinck H, Matthysen E. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233-247.
- Baglinière, J., 1999. Introduction: The brown trout (*Salmo trutta* L.)—its origin, distribution and economic and scientific significance, *Biology and ecology of the brown and sea trout*. Springer, pp. 1-12.
- Bagliniere, J., Champigneulle, A., 1982. Population density of brown trout (*Salmo trutta* L.) and atlantic salmon (*Salmo salar* L.) juveniles on the river Scorff (Brittany): habitat selection and annual variations (1976-1980). *Acta Oecologica. Oecologia Applicata* (France).
- Baudry J, Merriam HG. 1988. Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes. In *Connectivity in Landscape Ecology*, Schreiber KF (ed). 23-28.
- Beck MW, Heck Jr KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *BioScience* 51: 633-641.
- Bergeron N, Roy M, Le Pichon C, Gillis C-A, Bujold J-N, Mingelbier M. 2016. Functional habitat chronology analysis: integrating life stages habitat requirements and habitat connectivity for estimating river production potential. In *11th International Symposium on Ecohydraulics 2016*. Melbourne, Australia.
- Bordier, E., Sanson, G., Barault, A. et V. Zunigas, 2013. Etude de la continuité écologique et des potentialités piscicoles des affluents de la basse Risle. Rapport de la Fédération de l'Eure pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique. 167pp.
- Cabral H, Costa M, Salgado J. 2001. Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes? *Climate Research* 18: 119-126.
- Carpentier A, Martin CS, Vaz S (Eds.), 2009. Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report / Atlas des habitats des ressources marines de la Manche orientale, rapport final (CHARM phase II). INTERREG 3a Programme, IFREMER, Boulogne-sur-mer, France. 626 pp.
- Carre C, Haghe J-P, De Coninck A, Becu N, Deroubaix J, Pivano C, Flipo N, Le Pichon C, Tallec G. 2014. How to integrate scientific models in order to switch from flood control river management to multifunctional river management? *International Journal of River Basin Management* 1-30.
- Charles, K., Guyomard, R., Hoyheim, B., Ombredane, D., Baglinière, J.-L., 2005. Lack of genetic differentiation between anadromous and resident sympatric brown trout (*Salmo trutta*) in a Normandy population. *Aquatic Living Resources* 18, 65-69.



- Claireaux, G., Lagardère, J.-P. 1999. Influence of temperature, oxygen and salinity on the metabolism of the European sea bass. *Journal of Sea Research* 42 : 157-168.
- Clough, S., Turnpenny, A., 2001. Swimming speeds in fish: Phase 1. Environment Agency.
- Cucherousset, J., Ombredane, D., Charles, K., Marchand, F., Baglinière, J.-L., 2005. A continuum of life history tactics in a brown trout (*Salmo trutta*) population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 1600-1610.
- Davies NB, Krebs JR, West SA. 2012. An introduction to behavioural ecology. John Wiley & Sons.
- Duhamel S, Feunteun E. 2012. Structuration spatio-temporelle des assemblages d'espèces de poissons dans l'estuaire de la Seine - Etat actuel et incidences du paysage aquatique sur la fonctionnalité des habitats. Rapport scientifique Seine-Aval.
- Fahrig L, Merriam G. 1994. Conservation of Fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59. Fullerton AH, Burnett KM, Steel EA, Flitcroft RL, Pess GR, Feist BE, Torgersen CE, Miller DJ, Sanderson BL.
2010. Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and research opportunities. *Freshwater Biology* 55: 2215-2237.
- Foubert A. 2017. Rôles de l'hétérogénéité et de la connectivité du paysage sur les poissons du fleuve Saint- Laurent (Canada): vers de nouvelles unités de gestion écologiques. Doctorat en sciences de l'environnement, Université du Québec à Chicoutimi.
- Foussard, V., Cuvilliez, A., Fajon, P., Fisson, C., Lesueur, P., Macur, O., 2010. Evolution morphologique d'un estuaire anthropisé de 1800 à nos jours., p. 48.
- Giske J, Huse G, Fiksen O. 1998. Modelling spatial dynamics of fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8: 57-91.
- Harris G, Milner N. 2008. Sea trout: biology, conservation and management. John Wiley & Sons.
- Ims RA, Yoccoz NG. 1997. Studying transfer processes in metapopulations : Emigration, migration and colonization. In *Metapopulation Biology : Ecology, Genetics, and Evolution*, Hanski I, Gilpin ME (eds). Academic Press: San Diego; 247-266
- Javanshir N, Lelandais S, Swaenepoel D, Levistre G. 2014. Etude de projet pour l'ouverture du Cailly. Rapport, 166p.
- Jennings S, Pawson M. 1992. The origin and recruitment of bass, *Dicentrarchus labrax*, larvae to nursery areas. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 72: 199-212.
- Jonsson B, Jonsson N. 2011. Species Diversity. In *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout*. Springer: 23- 66.
- Knaapen JP, Scheffer M, Harms B. 1992. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 23: 1-16.
- Laffaille P, Lefeuvre J-C, Schricke M-T, Feunteun E. 2001. Feeding ecology of

- o-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, in salt marshes of Mont Saint Michel Bay (France). *Estuaries* 24: 116-125.
- Lazure P., Dumas F. 2008. An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources* 31: 233-250.
- Laugier F. 2015. Life history and connectivity between essential ecological habitats of coastal fishes in temperate seas: case of sandeels species (*Ammodytidae*) and Sea bass (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus, 1758) in the Normand Breon Gulf, environmental tracers. Muséum national d'Histoire Naturelle (Paris, France).
- Leclerc, E., Y., M., Mingelbier, M., Bernatchez, L., 2008. The landscape genetics of yellow perch (*Perca flavescens*) in a large fluvial ecosystem. *Molecular Ecology* 17, 1702-1717.
- Le Pichon C, Mingelbier M, Legros M, Foubert A, Brodeur P. 2018. Effets du réseau routier sur la connectivité des frayères du grand brochet (*Esox lucius*) au lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent, Canada). *Le Naturaliste canadien* 142: 78-91.
- Le Pichon C, Tales E. 2014. Modélisation de la continuité écologique des rivières pour les poissons : un outil d'aide à la mise en place des trames bleues. *Revue SET* 14: 26-29.
- Le Pichon C, Gorges G, Baudry J, Goreaud F, Boët P. 2009. Spatial metrics and methods for riverscapes: quantifying variability in riverine fish habitat patterns. *Environmetrics* 20: 512-526.
- Le Pichon C, Gorges G, Baudry J, Boussard H, Goreaud F, Faure T, Boët P. 2007. Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats des poissons en contexte fluvial anthropisé. (Methods and tools for the spatial analysis of fish habitats in human impacted rivers) *Ingénieries - E A T* 50: 21-33.
- Le Pichon C, Gorges G, Faure T, Boussard H. 2006. Anaqualand 2.0 : freeware of distances calculations with frictions on a corridor. In. Cemagref: Antony; <https://www6.rennes.inra.fr/sad/Outils-Produits/Outils-informatiques/Anaqualand>.
- Le Pichon C, Gorges G, Boët P, Baudry J, Goreaud F, Faure T. 2006. A spatially explicit resource-based approach for managing stream fishes in riverscapes. *Environmental Management* 37: 322 - 335.
- Leis JM, Balma P, Ricoux R, Galzin R. 2012. Ontogeny of swimming ability in the European sea bass, *Dicentrarchus labrax* (L.)(Teleostei: Moronidae). *Marine Biology Research* 8: 265-272.
- López R, De Pontual H, Bertignac M, Mahévas S. 2015. What can exploratory modelling tell us about the ecobiology of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*): a comprehensive overview. *Aquatic Living Resources* 28: 61-79.
- Malavoi JR, Souchon Y. 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulements observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques. Standardized description of streams and rivers channel geomorphic units: qualitative description key and physical measurements. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 357-372.

- Ménard, L., 2016. Analyse par vidéo-comptage des migrations des espèces amphihalines remontant la Seine. Rapport de master 2 « Sciences de la Mer ». 55 pp.
- Moilanen A, Hanski I. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* 95: 147-151.
- Ovidio M. 1999. Annual activity cycle of adult brown trout (*Salmo trutta* L.): A radio-telemetry study in a small stream of the Belgian Ardenne. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 352: 1-18.
- Pastoureaud, A., 1991. Influence of starvation at low temperatures on utilization of energy reserves, appetite recovery and growth character in sea bass, *Dicentrarchus labrax*. *Aquaculture* 99 : 167-178.
- Peake S. 2004. Effect of approach velocity on impingement of juvenile northern pike at water intake screens. *North American Journal of Fisheries Management* 24: 390-396.
- Pella H, Lejot J, Lamouroux N, Snelder T. 2012 Le réseau hydrographique théorique (RHT) français et ses attributs environnementaux. *Géomorphologie : Relief, Processus, Environnement* 18(3) : 317-336.
- Rountree RA, Able KW. 2007. Spatial and temporal habitat use patterns for salt marsh nekton: implications for ecological functions. *Aquatic Ecology* 41: 25-45.
- Roy ML, Le Pichon C. 2017. Modelling functional fish habitat connectivity in rivers: A case study for prioritizing restoration actions targeting brown trout. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27: 927-937.
- Schlosser IJ. 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia* 303: 71-81.
- Selleslagh J, Amara R. 2008. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 507-517.
- Sheaves M, Baker R, Nagelkerken I, Connolly RM. 2015. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts* 38: 401-414.
- Tecchio S, Chaalali A, Raoux A, Rius AT, Lequesne J, Girardin V, Lassalle G, Cachera M, Riou P, Lobry J. 2016. Evaluating ecosystem-level anthropogenic impacts in a stressed transitional environment: The case of the Seine estuary. *Ecological Indicators* 61: 833-845.
- Torterotot, J.-B., Perrier, C., Bergeron, N.E., Bernatchez, L., 2014. Influence of forest road culverts and waterfalls on the fine-scale distribution of Brook trout genetic diversity in a boreal watershed. *Transactions of the American Fisheries Society* 143, 1577-1591.

ANNEXES

Annexe 1 : Bilan détaillé des cas d'études analysés

Cas d'étude connectivité latérale:

Migrations latérales journalières/tidales des bars juvéniles G0 vers les nourriceries

FENETRE TEMPORELLE

	Période pour la modélisation de l' habitat	Conditions optimales habitat	Période de migration	Conditions optimales migration	Conditions « marge »
journalière	tous les mois >10°C mars-mi-novembre	salinité >0.5‰	tous les mois >10°C mars-mi-novembre	>10°C (s'arrête à 7°C)	T _{crit} = 0-32°C

BAR : CARTES HABITATS CIBLES

Paramètres nécessaires pour la carte habitat: Vitesse de courant / hauteur d'eau / salinité / turbidité

Habitat cible (nourriceries) (s'appuyer sur SIG Habitats fonctionnelles)

Habitat/granulométrie	Salinité	Profondeur	Turbidité
Type d'habitat : Filandres, vasières, marées intertidaux, zones connexes Substrats : sables moyens/ sables fins /vases	>0.5‰ MARS 3D	YOY : 2-3 m MARS 3D	Eaux turbides: >0.3g/l (YOY) MARS 3D

Conditions de modélisation de l'habitat :

Débit	Coef. marée	Condition marée
Quartile 25 : 206 m³/s Quartile 50 : 247 m³/s Quartile 75 : 298 m³/s	Quartile 25 : 52 Quartile 50 : 70 Quartile 75 : 85	Haute + basse mer

BAR : CARTES RESISTANCE

Paramètres nécessaires pour la carte : hauteur d'eau /vitesse de courant / habitats / turbidité/ ouvrages (digues)

Débit	Coef. marée	Condition marée	N des scenarios
Quartile 25 : 206 m³/s Quartile 50 : 247 m³/s Quartile 75 : 298 m³/s	Quartile 25 : 52 Quartile 50 : 70 Quartile 75 : 85	le moment de la plus haute vitesse pendant le flot /jusant	N = 3 x 3 x 2

BAR : MOBILITE DE L'ESPECE

Taille moyenne	Vitesse opt (max) Claireaux (2006)
YOY : (100mm)	7°C: 0.32 m/s (0.67) 14°C: 0.52 m/s (0.84) 30°C: 0.61 m/s (1.12)



Cas d'étude connectivité longitudinale:

Migration longitudinale des adultes de truite de mer vers les frayères (montaison)

Combiner la connectivité de la baie/chenal à la confluence aval d'un affluent puis de la confluence aux frayères.

FENETRE TEMPORELLE

Période pour la modélisation de l'habitat cible	Conditions optimales habitat cible	Période de migration	Déclencheur de la migration	Conditions optimales migration	Conditions « marginale» pour la migration
Novembre-janvier	5-9°C	Avril-novembre	Haut débit 03/01/2010 (hiver 2009/10) 15/11/2010 (hiver 2010/11)	Pic : T°C 10-12°C : novembre	T _{crit} = 0 - 4°C à 20 - 30°C

TRUITE : CARTES HABITATS CIBLES

Habitat cible : Frayères (hors de la zone affectée par la marée)

Localisation	Salinité	Faciès	Vitesse de courant	Granulométrie	T°C
Affluents (plutôt aval)	3-4 ‰	Radier, plat courant	10-80 cm/s	Gravier (>5mm), Galet 2-5 cm, potentiellement jusqu'à 10cm.	4-9°C:

TRUITE : CARTES DE LA RESISTANCE

Etape 1 : Baie-confluence aval (affluents d'intérêt) (Carte théorique de flot Mars 3D)

Paramètres nécessaires pour la carte: Hauteur d'eau / vitesse de courant / habitats (abris)

Débit	Coef. marée	Condition marée
Quartile 25 : 206 m³/s Quartile 50 : 247 m³/s Quartile 75 : 298 m³/s	Quartile 25 : 52 Quartile 50 : 70 Quartile 75 : 85	Vitesse moyenne de flot

Etape 2 : confluence - habitat

AVANCEMENT DANS LES AFFLUENTS

Paramètres nécessaires pour la carte : faciès et obstacles et leur franchissabilité spécifique

TRUITE : MOBILITE DE L'ESPECE (EN FONCTION DE TAILLE /TEMPERATURE)

	Taille moyenne	Capacité de saut	Vitesse max (10-12°C)	Vitesse croisière	Profondeur de migration
Cas général	0.50-0.70m	Haute 0.8-1m (0.5m)	3m/s (0.4m)	2-3x BL /s :	Migration préférablement au fond, au milieu du canal / zones peu profondes et zones latérales nécessaires pour repos

Annexe 2. Données et traitements géomatiques réalisés par le GIP SA (document préparé par Eric L'Ebrelec).

Source des données

Bathymétrie et topographie

BATHYMETRIE			
GPMH	Depot Octeville	Aout 2011	so10052_110803_CC50.xyz
	Plage du Havre	Février 2005	A7922plage du havre.pts
	Zone influence Nord-Sud	Aout 2011	so10022_rs1_CC50.xyz 110803_10147_CC50.xyz
	Chenal d'accès	?	so9947rs1_CC50.xyz so9978_rs1_CC50.xyz so9985_rs1_CC50.xyz so10128_rs1_CC50.xyz so10138rs1_CC50.xyz so10167rs1_CC50.xyz so10168rs1_CC50.xyz
	Port 2000	?	so9951_110404.xyz so9997_110518.xyz so9998_110518.xyz so9999_110519.xyz so10008_110530.xyz so10009_110530.xyz so10010_110531.xyz Zone5_Port2000_020212.xyz
GPMR	RH Aval Tancarville 2011	Decembre 2011	rh_20111231_grille_10m_cc50.zip
	Tancarville Rouen	2008	f02a22_2008_2_grille-5x5_grd.xyz
Dreal	Rendus_SETIS_Liaison_A28_A13 Bras secondaire amont Rouen	2011	Ascii- Points_XYZ_Bathy_Lidar_RouenA28- A13_LI_IGN69_2x2
SHOM	MNT BAIE DE SEINE ORIENTALE	2005	MNT-BaieSeine.txt
GIP Seine-Aval	Digues	2011	MNE 1m Livraison version Février 2012
TOPOGRAPHIE			
GIP Seine-Aval	Lidar	2010-2011	MNT 1m Livraison version Février 2012

Les données de bathymétrie et de topographie ont été combinées via le logiciel Global Mapper. La couche « Bathy_topo » est le résultat de cette combinaison.

Données de niveau d'eau par point kilométrique

Les données de niveau d'eau statistique (en CMH) sont issues d'une synthèse statistique selon différentes conditions de débit et de marée des niveaux mesurés aux 18 marégraphes du GPMR localisées sur le chenal de navigation entre Elbeuf et Balise A.

Afin de disposer d'une information continue dans l'espace, nous avons interpolé linéairement les données entre les marégraphes afin d'obtenir une valeur à chaque point kilométrique. Pour les données entre Elbeuf et Poses, nous avons utilisé la valeur à Elbeuf et pour les valeurs au-delà de Balise A nous avons utilisé la valeur de balise A.

Les données de niveau d'eau statistique ont été utilisé pour des débits de 250 et 800 m³ et pour des coefficients de marée de 45, 65, 80, 115.

Le fichier de niveau d'eau statistique est ainsi construit :

pk	t1	t2	t3	t4	t5	t6	t7	t8	t9
308	451	448	445	442	439	436	433	430	
313	435	432	429	426	423	420	417	414	
309	448	445	442	439	436	433	430	427	
307	454	451	448	445	442	439	436	432	
311	442	439	436	433	430	427	424	421	
310	445	442	439	436	433	430	427	424	
306	457	454	451	448	445	442	439	435	
312	438	435	432	429	426	424	420	418	
240	649	646	643	640	637	634	631	628	
235	670	667	664	661	657	654	651	649	
363	173	171	172	171	173	174	175	178	
288	526	523	520	517	514	510	507	503	
234	674	671	668	665	661	658	655	653	
253	612	609	605	603	599	596	593	590	
314	431	428	425	422	419	417	413	411	
305	460	457	454	451	448	445	442	438	

Pour chaque point kilométrique nous avons une valeur de niveau d'eau statistique toutes les 5 minutes (t1, t2, t3,...t149). Le t1 représente la basse mer et le t50 représente le début de pleine mer.

Couches sédimentaires

Substrats subtidiaux et intertidaux			
Programme Seine-Aval	Projet COLMATAGE – Cartographie Larsonneur simplifiée	2009	Lesourd_2010.jpg Facies_lesourd_2010.shp
Programme Seine-Aval	Projet COLMATAGE – Granulométrie	2008-2010	
Programme Seine-Aval	Thèse Lesourd – cartographie des substrats en baie de Seine Orientale	1997	a1995_sediments.shp
SHOM	Carte G	2000	
Programme Seine Aval	Projet Thalassotok	2012	substrat4origines.shp
Programme Seine Aval	Etude Rive	2011	

Ces couches ont été compilées et homogénéisées dans une couche unique : « substrat_simplifie.shp »

Données issues du modèle Mars3D

Le modèle numérique Mars3D développé par l'IFREMER est un outil de modélisation hydro-sédimentaire qui couvre l'ensemble de la baie de la Seine de Cherbourg à Fécamp en remontant à l'amont de la Seine jusqu'à Poses. Cet outil prend en compte les différents forçages hydrodynamiques : le débit de la Seine à Poses, les conditions de marée en Manche, les conditions météo-océaniques (vent, pression atmosphérique) et les conditions de houle. Le modèle est actuellement validé pour les processus hydrodynamiques (courant, hauteur d'eau) et hydrologiques (salinité).

Dans le cadre du projet ANACONDHA, les données sont issues de l'année hydrologique 2010-2011. Les conditions analysées sont un débit $Q = 250 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et des coefficients voisins de 52, 70 et 85.

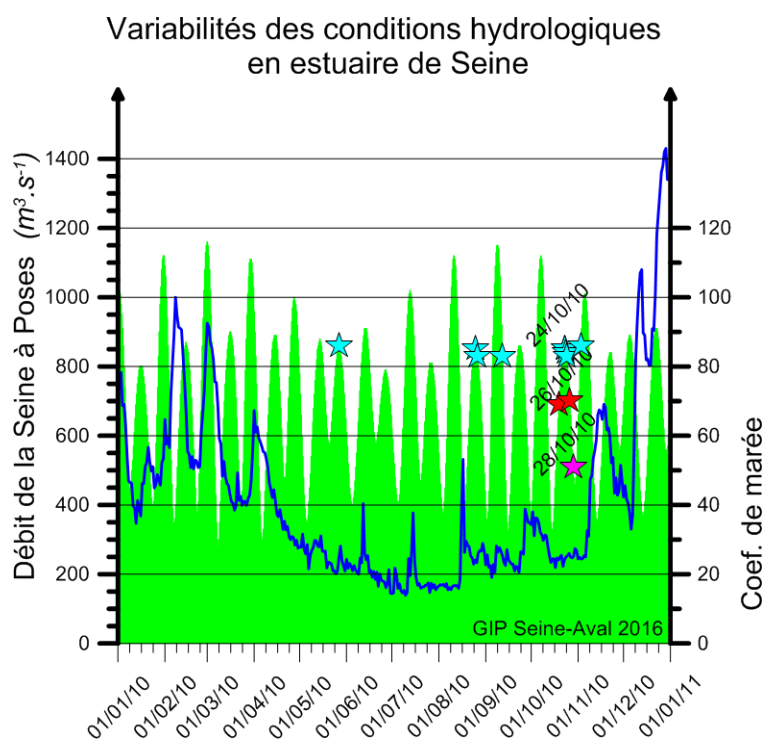


Figure A2.1 Hydrogramme de l'année 2010 et dates potentielles correspondantes aux coefficients recherchés (étoile rose : CM52 ; étoile rouge : CM70 ; étoile bleue : CM85).

Les 3 marées analysées sont les marées du 24, 26 et 28 octobre (en rouge sur la figure 2).

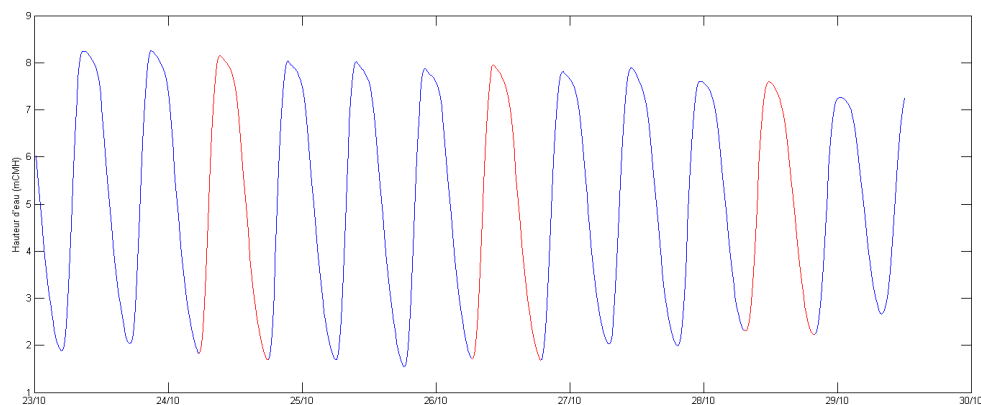


Figure A2.2 : En rouge les marées analysées (hauteur d'eau simulée au droit de Honfleur)

Extraction des données

Les données issues du modèle MARS 3D ont été analysées et traitées avec le logiciel Matlab. Les extractions ont été sauvegardées dans une base de données Postgresql disposant du module PostGIS.

Présentation des données fournies

Données brutes, Niveau d'eau MARS3D (CMH), vitesses de MARS 3D sur colonne d'eau, salinité. Traitements :

- A. Niveau d'eau MARS3D : cette donnée a été utilisée pour créer les rasters de hauteur d'eau et des habitats pour le bar. Le processus est détaillé dans le paragraphe suivant.
- B. vitesses de MARS 3D : les données sont des vitesses moyennes sur la colonne d'eau par pas de temps de 15 minutes. Elles ont été utilisées pour définir les résistances pour le bar et pour les habitats de jusant.
- C. Calculs d'une marée théorique faits par Jean-Philippe Lemoine (onde de marée au même moment pour tout l'estuaire) - >mars_anacodha_v1_25072016.shp : salinité étendue bar et utilisation truite (vitesses de flot sur l'estuaire -> Poses)

Le fichier SIG mars_anacodha_v1_25072016.shp fourni présente 24 colonnes. Les 6 premières colonnes décrivent la géométrie des mailles. Les 18 colonnes suivantes contiennent les données.

Les 6 premières colonnes intitulées flot25 , jusant25 , flot50, jusant50, flot75 et jusant 75 correspondent à la moyenne des amplitudes des vitesses de courant durant le flot et le jusant pour les marées des quantiles 25, 50 et 75.

Les 3 colonnes suivantes SAL25, SAL50, SAL 75 correspondent aux salinités moyennes durant l'ensemble du cycle de marées pour les marées des quantiles 25, 50 et 75.

Les 3 colonnes suivantes intitulées Prof25, Prof50 et Prof75 correspondent à la médiane de la profondeur disponible durant l'ensemble du cycle de marées pour les marées des quantiles 25, 50 et 75.

Les 6 colonnes suivantes correspondent à la médiane de la profondeur pour les basses mers (BM) et les pleines mers(PM). Ces médianes sont calculées sur seulement 5 points compris entre une demi- heure avant la BM ou la PM et une demi-heure après.

Cartographie des hauteurs d'eau et des habitats pour le Bar

2.2.4.1.1.1 Les hauteurs d'eau

La cartographie des hauteurs d'eau pour chaque pas de temps résulte d'une analyse géomatique croisant les niveaux d'eau statistiques (5 mn) ou les niveaux d'eau issus du modèle MARS3D (15mn) avec la couche bathy-topo.

Pour construire les rasters de hauteur d'eau, la couche de niveau d'eau est rastérisée et ajoutée dans le logiciel géomatique GRASS avec la bathy-topo. Ensuite, à l'aide de la calculatrice raster, la différence entre le niveau d'eau au temps t et la bathy-topo est calculée pour chacun des pas de temps (Figure A2.3).

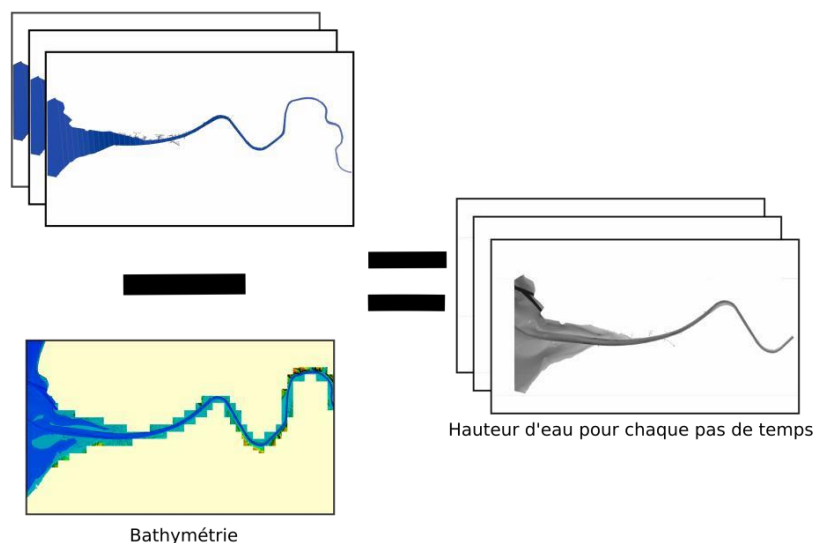


Figure A 2.3 : Principe général de construction des rasters de hauteurs d'eau pour chaque pas de temps, appliqué aux niveaux d'eau statistique et aux niveaux d'eau issus de Mars 3D.

2.2.4.1.1.2

2.2.4.1.1.3 Les habitats du bar

Les juvéniles de bar sont présents dans les zones de faible profondeur présentant des substrats favorables. Nous avons donc sélectionné les zones présentant une hauteur d'eau comprise entre 0,20 m et 2 m. En parallèle, nous avons sélectionné, sur la base de notre couche sédimentaire, les substrats favorables à la nurricerie. Nous avons préférentiellement retenu les substrats vaseux et sableux.

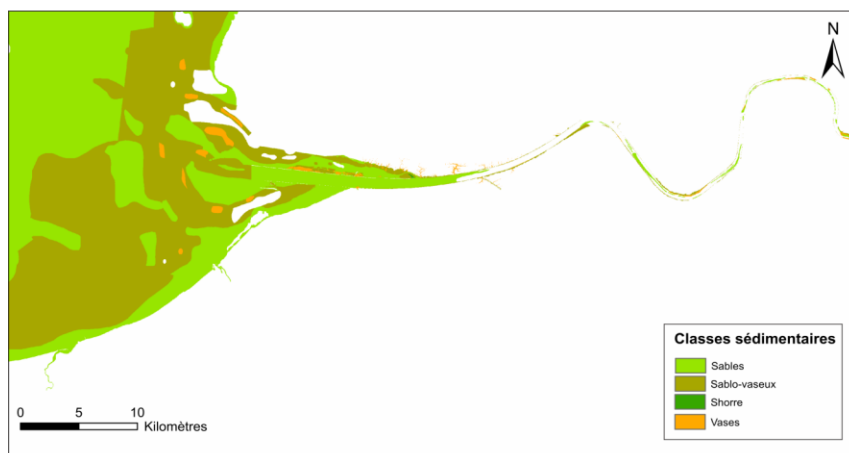


Figure A2.4 : Localisation des substrats favorables pour définir les nurriceries des juvéniles de bar.

Afin de construire les données habitats nous avons croisé les couches de hauteur d'eau sélectionnées pour chaque pas de temps et les classes de substrats sélectionnés.

Construction des habitats pour le bar

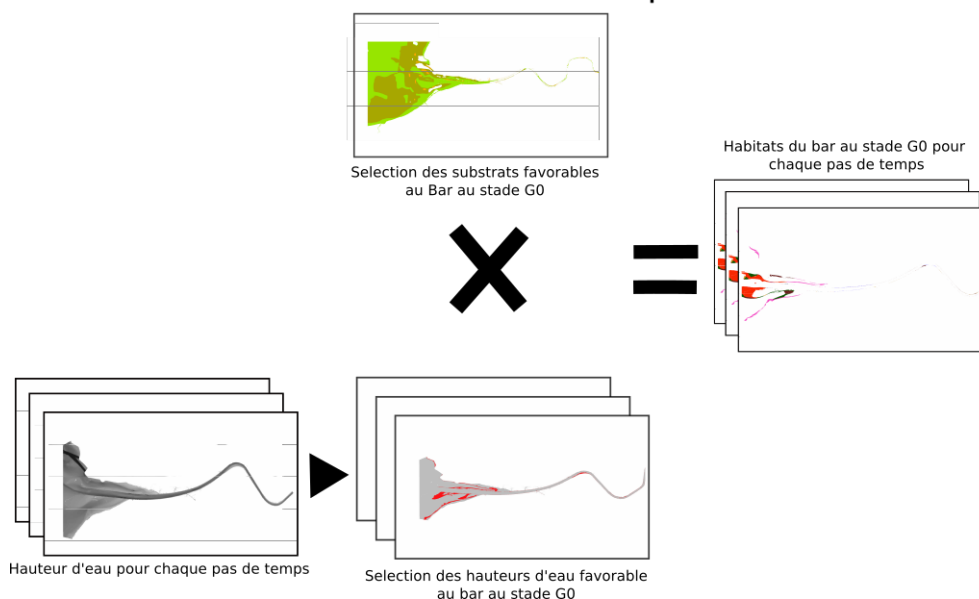


Figure A2.5 : Processus de création des rasters d'habitats.

Le traitement a été automatisé via un script Python 2.75 sous Grass.

```
import grass.script as grass

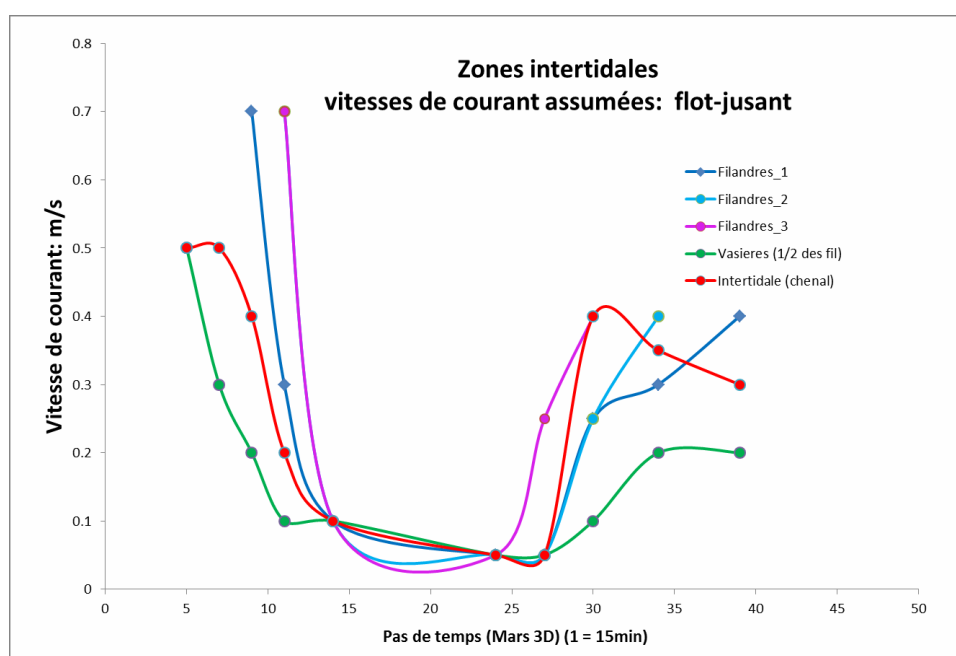
grass.run_command ('v.to.rast', overwrite="true", input="Couche niveau d'eau (statistique ou du modèle)", output="t1", use="attr", attribute_column="colonne du pas de temps (t1, t2,t3,...)")
grass.mapcalc ("HOT1 = t1@HO - Bathy_topo_obs@HO", overwrite="True")
grass.run_command('r.out.gdal', overwrite = "True", input = "HOT1@HO", output = "E:\Ressource_doc\ANACONDA\SIG\Contraste\Export\Ho800_115.asc", format = "AAIGrid") grass.mapcalc
("HOTsel1= HOT1@HO <=200 & HOT1@HO >=020", overwrite="True")
grass.mapcalc ("Hab_bar_t1=Hab_bar@HO * HOTsel1@HO", overwrite="True")
grass.run_command('r.out.gdal', overwrite = "True", input = "Hab_bar_t1@HO", output = "E:\Ressource_doc\ANACONDA\SIG\Contraste\Export\Hab800_115.asc", format = "AAIGrid")
grass.run_command('g.remove', flags = 'f', type = "raster", name = "t1@HO", quiet = "True")
grass.run_command ('g.remove', flags = 'f', type = "raster", name = "HOT1@HO", quiet = "True")
grass.run_command ('g.remove', flags = 'f', type = "raster", name = "HOTsel1@HO", quiet = "True")
grass.run_command ('g.remove', flags = 'f', type = "raster", name = "Hab_bar_t1@HO", quiet = "True")
```

Annexe 3. Estimations des vitesses de courant (m/s) pour les zones intertidales au cours d'un cycle de marée, flot (t1-t14), jusant (t24-t45). Résultats des projets IBIS (Deloffre et al., 2012), DEFHFIS (Lesourd et al., 2012) utilisés pour estimer les vitesses des zones intertidales et des filandres. Les vitesses pour les vasières s'inspirent aussi de Verney et al. (2007).

Vitesses de courant estimées pour les divers milieux intertidaux selon le cycle de marée

temps	Filandres_1	Filandres_2	Filandres_3	Vasieres (1/2 des fil)	Intertidale (chenal)
5				0.5	0.5
7				0.3	0.5
9	0.7			0.2	0.4
11	0.3	0.7	0.7	0.1	0.2
14	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
24	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
27	0.05	0.05	0.25	0.05	0.05
30	0.25	0.25	0.4	0.1	0.4
34	0.3	0.4		0.2	0.35
39	0.4			0.2	0.3
45					

Les zones en gris indiquent que le type de zones intertidales est hors eau (donnée issue des cartes des hauteurs d'eau).



Représentation des

vitesses de courant estimées pour les divers milieux intertidaux au cours du cycle de marée.

La base documentaire pour les estimations des vitesses

A. Zone intertidale le long du chenal: projet IBIS, site du Bardouville, p.5 du rapport.

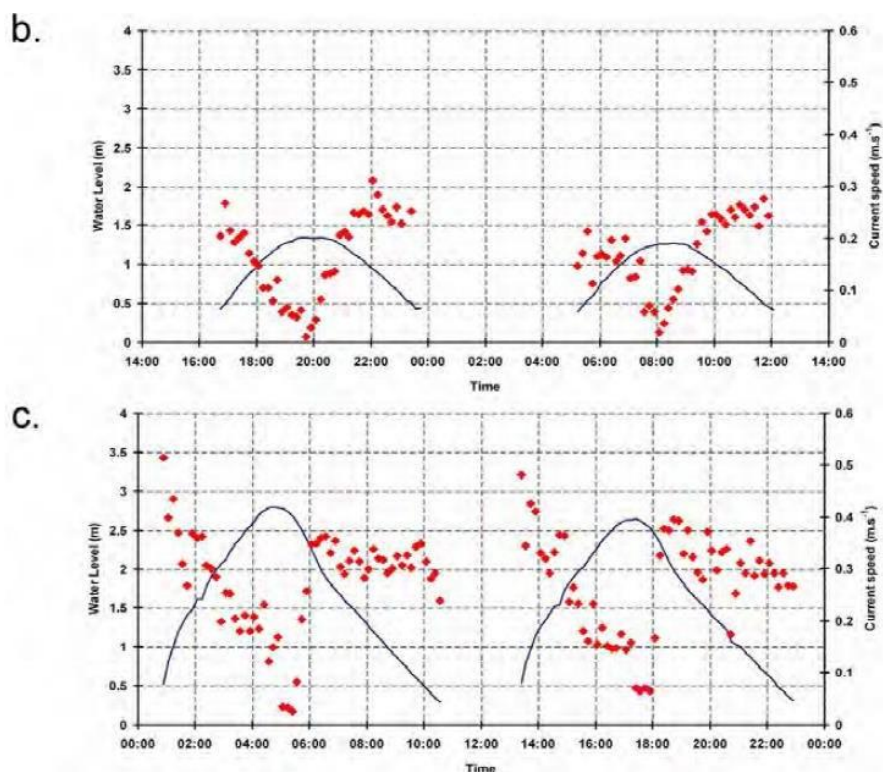


Figure 53. Vitesses de courant (droite) et hauteur d'eau (gauche) sur le site de Bardouville. b) cycle de marée semi diurne de morte eau ; c) cycle de marée semi diurne de vive eau. Projet IBIS, page 5.

B. Les filandres : rapport DEFHFIS (p. 1-16 du rapport)

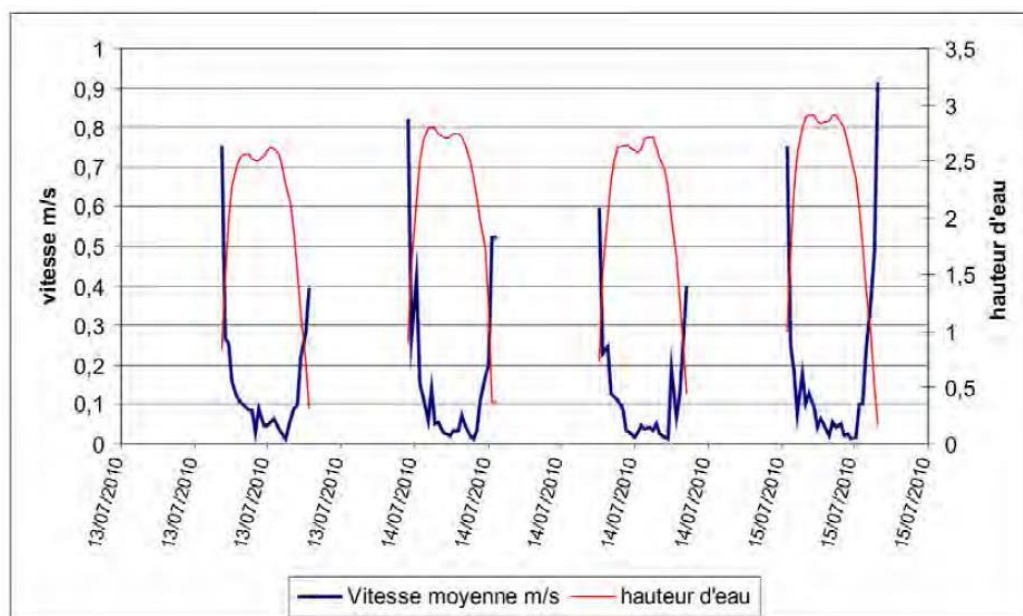


Figure 54. Vitesse de courant (m.s-1) et hauteur d'eau sur 4 marées enregistrées sur Grande Crique. Le coefficient de marée est de 98 pour la première marée puis 101-102 pour les suivantes.

- D. Les vasières : patron temporaire similaire aux filandres mais la vitesse max 25-50% plus basse que dans les filandres.

Bibliographie

Verney et al (2007) Tidally-induced shear stress variability above intertidal mudflats in the macrotidal Seine estuary. *Estuaries and Coasts*, 39(4), 653-664.

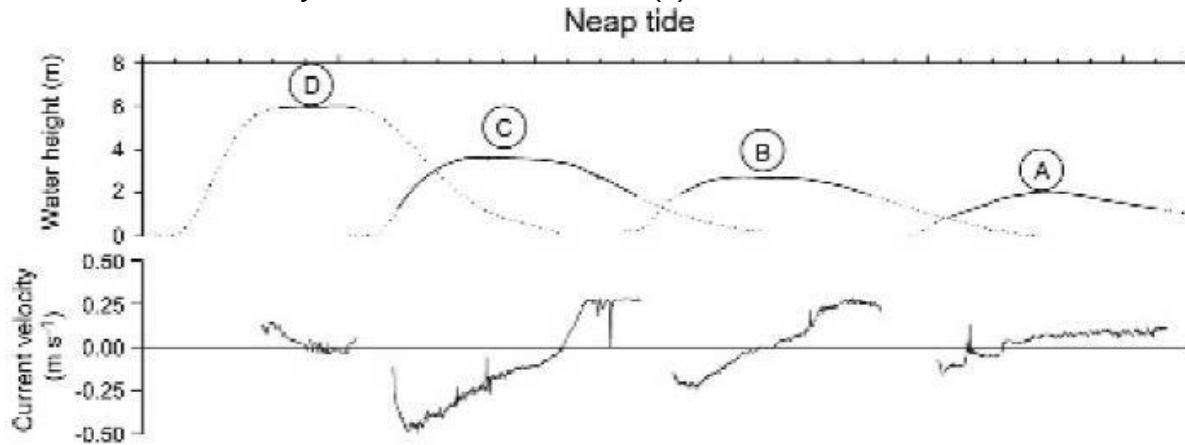


Fig. 3. Time series of water height, current velocity, and total shear stress (τ_{COV}) above the four intertidal mudflats in neap tide conditions. A) Oissel, B) Le Trait, C) Petiville, and D) Vasière Nord. Solid line symbolizes the flooded periods and the dotted line is the water height in the main channel.

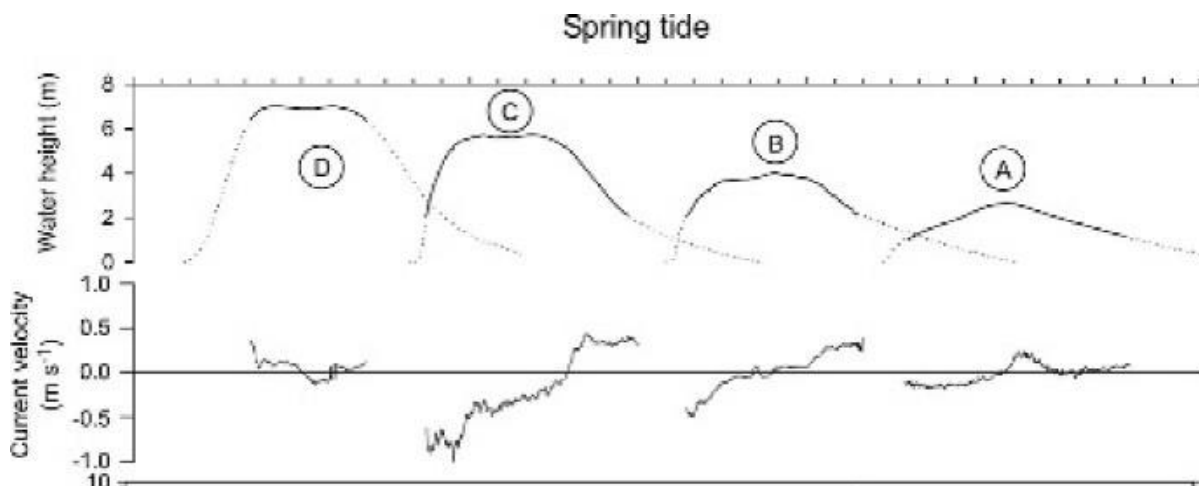


Fig. 4. Time series of water height, current velocity, and total shear stress (τ_{COV}) above the four intertidal mudflats in spring tide conditions. A) Oissel, B) Le Trait, C) Petiville, and D) Vasière Nord. Solid line symbolizes the flooded periods and the dotted line is the water height in the main channel.

2.3 Annexe 4. Homogénéisation des catégories de faciès

Catégories finales dans les fichiers homogénéisés	Catégorie de départ (sources différentes)	Où présent si rare			Liste des catégories faciès utilisé dans les modélisations pour la Risle
Chenal_lent	Profond lentique, chenal lentique (CLe)				Eau_stagnante
Chenal_lot	Profond courant, chenal lotique (CLo)				Fosse [Mouille]
Plat_lent	Plat lent (PL)				Chenal_lent
Plat_courant	Plat courant PC				Ecoulement perenne
Radier	Radier				Plat_lent
Radier-Plat_courant	PC/R, P/R				Chenal_lot
Plat_courant-lent	Plat courant plat lentique	Charentonne			Plat_courant
Mouille-Radier	Mouille radier	Charentonne			Radier
Rapide	Rapide	Cailly, Austreberthe			Radier_Plat_courant
Mouille	Mouille				Seuil [=Gue= Rapide-Cascade]
Fosse	Fosse				Souterrain
Seuil	Seuil/chute/cascade				Obstacle
Souterrain	Souterrain, buse				
Etang		Lézarde/Risle			
Non-perenne	Non-perenne	Risle/Aubette_Robec/Iton			
Eau_stagnante		Risle			
Ecoulement perenne		Risle			
Obstacle	si repertorié ROE ou ailleurs comme tel (ouvrages hydrauliques, ouvrages de				

Certaines catégories combinées présentes que dans des affluents spécifiques: e.g. plat-courant_lent /Mouille-radier (Charentonne)

Quand elles ne peuvent pas être attribuées à une des autres catégories, elles sont conservées comme une catégorie à part.

POUR PLUS D'INFORMATIONS SUR LE GIP SEINE-AVAL

www.seine-aval.fr

CONTACT

Groupement d'Intérêt Public Seine-Aval
Pôle Régional des Savoirs
115, Boulevard de l'Europe
76100 ROUEN
Tél : 02 35 08 37 64
gipsa@seine-aval.fr

En cas d'utilisation de données ou d'éléments de ce rapport, il devra être cité sous la forme suivante :

Le Pichon C. (Coord.), Alp M. 2018. Projet ANACONDHA « Analyse spatiale de la connectivité des habitats fonctionnels pour les poissons à l'échelle de l'estuaire ». Rapport de recherche du programme Seine-Aval 5, 101 p.

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable d'évènements pouvant résulter de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.
Pour tout renseignement, veuillez contacter le GIP Seine-Aval.

Les membres financeurs du GIP Seine-Aval sont :

