



Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats des poissons en contexte fluvial anthropisé

Céline Le Pichon, Guillaume Gorges, J. Baudry, H. Boussard, F. Goreaud, T. Faure, Philippe Boët

► To cite this version:

Céline Le Pichon, Guillaume Gorges, J. Baudry, H. Boussard, F. Goreaud, et al.. Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats des poissons en contexte fluvial anthropisé. Ingénieries eau-agriculture-territoires, 2007, 50, p. 21 - p. 33. hal-00601914

HAL Id: hal-00601914

<https://hal.science/hal-00601914>

Submitted on 21 Jun 2011

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

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

Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats des poissons en contexte fluvial anthropisé

Céline Le Pichon ^a, Guillaume Gorges ^a, Jacques Baudry ^b, Hughes Boussard ^b, François Goreaud ^c, Thierry Faure ^c et Philippe Boët ^d

*La restauration et la gestion de l'habitat physique des milieux aquatiques s'inscrit pleinement dans l'objectif de « retour au bon état écologique des cours d'eau ». À travers l'étude des habitats vitaux du barbeau fluviatile (*Barbus barbus*) dans deux biefs de la plaine alluviale de la Seine, les auteurs nous présentent dans cet article une méthode de représentation cartographique et d'analyse spatiale des habitats basée sur un système d'informations géographiques permettant en particulier de détecter l'effet des aménagements et de la régulation des débits. Ils nous proposent quelques exemples de méthodes et outils d'analyse spatiale, adaptés aux particularités des milieux d'eau courante, puis ils formulent les conditions d'application de ces méthodes à d'autres espèces et types de cours d'eau.*

Les communautés piscicoles des milieux fluviaux fortement anthropisés présentent souvent une richesse spécifique et des densités de populations faibles, en lien notamment avec la dégradation de la qualité de l'eau, la régulation des débits et la chenalisation. Les efforts de protection et de restauration des cours d'eau ont été largement orientés depuis 30 ans vers la lutte contre la pollution avec des améliorations sensibles (Boët *et al.*, 1999), alors que les altérations physiques, souvent irréversibles, ont peu fait l'objet de restaurations. Depuis l'entrée en vigueur le 22 décembre 2000 de la Directive cadre sur l'eau de l'Union européenne (DCEE), centrée sur la préservation du milieu naturel et de son état écologique, les actions territoriales de restauration sont encouragées. Dans ce cadre, la Direction régionale de l'environnement (DIREN) Île-de-France a initié une demande de recherche finalisée sur la Seine, avec l'objectif opérationnel de hiérarchiser les secteurs stratégiques de restauration physique dans les cours d'eau aménagés.

La restauration et la gestion de l'habitat physique des cours d'eau souffrent d'un manque de méthodes d'évaluation de sa qualité. La perte d'habitats aquatiques pour les poissons d'eau courante est de deux types : une altération ou disparition des habitats vitaux nécessaire au cycle de vie et la réduction de la connectivité longitudinale et latérale entre ces habitats. La structure spatiale des habitats aquatiques, qui joue un rôle fondamental dans le maintien des populations piscicoles, est

rarement considérée dans les actions de restauration d'habitats.

Face au manque de méthodes opérationnelles, disponibles pour quantifier la structure spatiale des habitats des poissons et établir un diagnostic préalable à une restauration, nous avons engagé un travail méthodologique préparatoire. Ce travail a consisté à développer une approche « paysage aquatique », couplant les concepts de l'écologie du paysage et de l'écologie des cours d'eau, et permettant de quantifier la structure spatiale des habitats des poissons par diverses métriques et méthodes d'analyse spatiale. La démarche suivie dans cette approche consiste à représenter les habitats des poissons, à adapter des méthodes et outils d'analyse spatiale aux particularités des milieux fluviaux, à tester leurs capacités à détecter l'effet des aménagements et à expliquer la distribution des poissons (Le Pichon *et al.*, 2006a).

Dans cet article, nous décrivons la méthode de représentation cartographique des habitats basée sur un système d'informations géographiques (SIG) et quelques exemples de méthodes et outils d'analyse spatiale, adaptés aux particularités des milieux d'eau courante. Ces exemples détaillés s'appliquent à l'étude des habitats vitaux du barbeau fluviatile (*Barbus barbus*) dans deux biefs de la plaine alluviale de la Seine.

Le barbeau fluviatile (*Barbus barbus*) est une espèce dont le cycle de vie complexe requiert divers habitats vitaux, situés principalement dans le chenal, utilisés via des mouvements d'une

Les contacts

a. Cemagref, UR Hydrosystèmes et bioprocédés, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony Cedex
b. INRA SAD-Armorique, 65 route de Saint-Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes

c. Cemagref, UR Ingénierie pour les systèmes complexes, 24 avenue des Landais, BP 50085, 63172 Aubière Cedex 1

d. Cemagref, UR Écosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins, 50 avenue de Verdun, Gazinet, 33612 Cestas Cedex

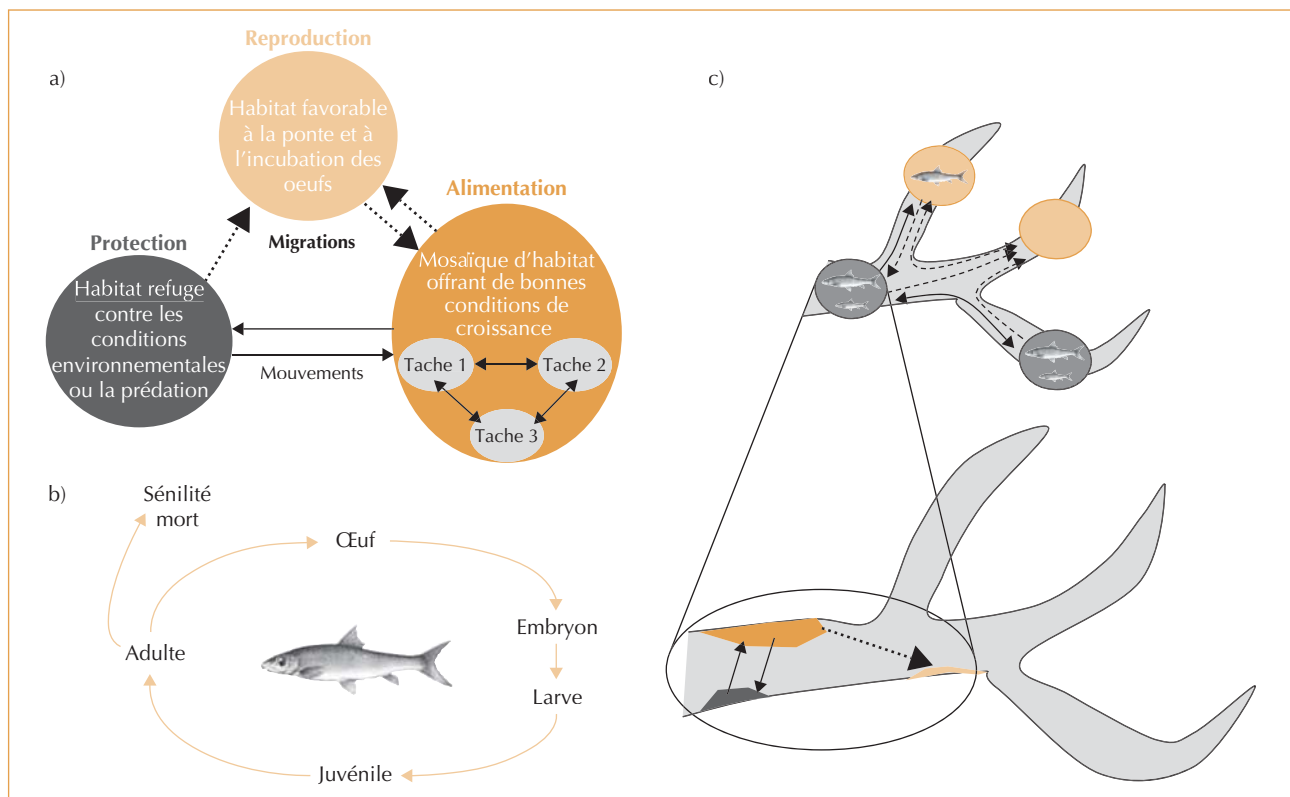
centaine à une dizaine de kilomètres. C'est une espèce rhéophile (affectionnant les fortes vitesses de courant), menacée sur les grands cours d'eau européens, en lien avec l'homogénéisation des berges suite aux aménagements et à la régulation des débits (Berrebi-dit-Thomas *et al.*, 1998). Elle constitue un bon modèle d'étude pour développer des méthodes d'analyse de la structure spatiale des habitats vitaux chez les poissons d'eau douce non migrateurs.

Habitats vitaux et connectivité

Le cycle de vie des poissons est complexe et requiert divers types de milieux aquatiques 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). Dans le cas de l'adulte, ce cycle

se déroule en plusieurs étapes variables selon les espèces : hivernage, alimentation, reproduction, alimentation, repos. Pour certaines espèces, toutes ces étapes s'effectuent dans le même type de milieu ; pour d'autres, au contraire, des milieux différents séparés par de grandes distances sont nécessaires. Selon le stade de développement, le cycle de vie implique tout d'abord des mouvements passifs ou actifs, puis des migrations actives entre ces habitats vitaux (figure 1-a). La présence de diverses taches d'habitats vitaux, connectées par les mouvements et les migrations des individus permet l'existence de différentes populations locales (figure 1-c).

Le terme de mouvement est utilisé pour tous les déplacements courants concernant un ou plusieurs individus ; celui de migration lorsqu'il s'agit d'un mouvement de masse dirigé, ayant une fréquence de retour annuelle ; et celui de



▲ 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 ; c) Population subdivisée comprenant des populations locales dites « source » (cercles en gris foncé) et « puit » (cercles en brun clair) échangeant des individus par dispersion. La population locale dite « source » est viable et l'ensemble des habitats vitaux est présent sur son territoire ; la population locale dite « puit » n'est pas viable seule car les jeunes de l'année ne sont pas présents à cause d'une absence de frayères.

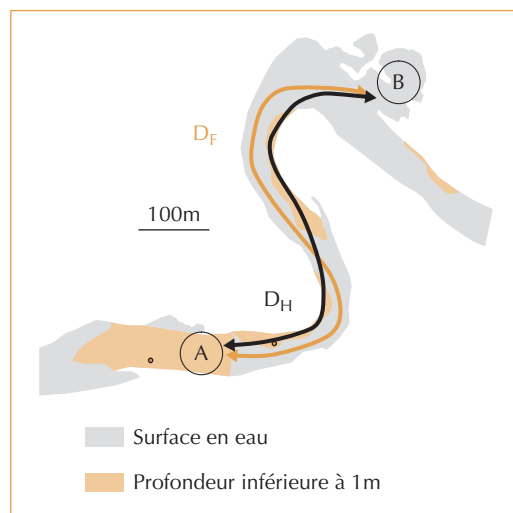
dispersion lorsqu'il s'agit d'individus quittant leur population locale de naissance (Begon *et al.*, 1996).

La connectivité est un concept qui présente une composante structurelle et une composante fonctionnelle :

– la composante structurelle dépend de la forme, de la taille et de la position relative des éléments dans le paysage ;

– la composante fonctionnelle décrit la réponse des individus à ces structures en termes de mouvements (migration et dispersion), de coûts et de risques de mortalité (Baudry *et al.*, 1988).

Nous avons choisi d'estimer la connectivité structurelle par le calcul d'une distance hydrographique (D_H) entre deux points. Celle-ci remplace la distance euclidienne qui n'a pas de réalité pour un poisson se déplaçant dans un cours d'eau. Elle représente la longueur de l'arc le plus court partant d'une source vers une cible et passant par le cours d'eau (figure 2).



▲ Figure 2 – Illustration du calcul de la distance hydrographique (D_H) et de la distance fonctionnelle (D_F) dans un cours d'eau représenté en 2-D. D_F est le tracé qui évite les profondeurs inférieures à 1 m, généralement évitées par les poissons de grande taille.

La connectivité fonctionnelle est estimée par le calcul d'une distance fonctionnelle (D_F) basée sur le concept de résistance cumulée minimale (RCM) développée par Knaapen *et al.* (1992), également définie comme « modélisation min-

dre coût » (Adriaensen *et al.*, 2003). Dans un cours d'eau, la résistance cumulée minimale (RCM) intègre la distance hydrographique et la résistance au déplacement d'une espèce dans un cours d'eau. $D_F = RCM(A, B)$ est la valeur minimale des résistances cumulées (RC) calculées sur tous les chemins possibles pour aller de A à B (équation 1).

$$RCM(A, B) = \underset{\substack{\text{chemins} \\ \text{possibles}}}{\text{Min}} \left(\int_{\text{chemin}} r(x) dx \right) \quad (1)$$

L'étude de la structure spatiale des diverses taches des habitats vitaux ainsi que la connectivité entre ces taches est alors une étape importante pour évaluer l'intégrité d'un cours d'eau et proposer des mesures de préservation et de restauration des habitats aquatiques.

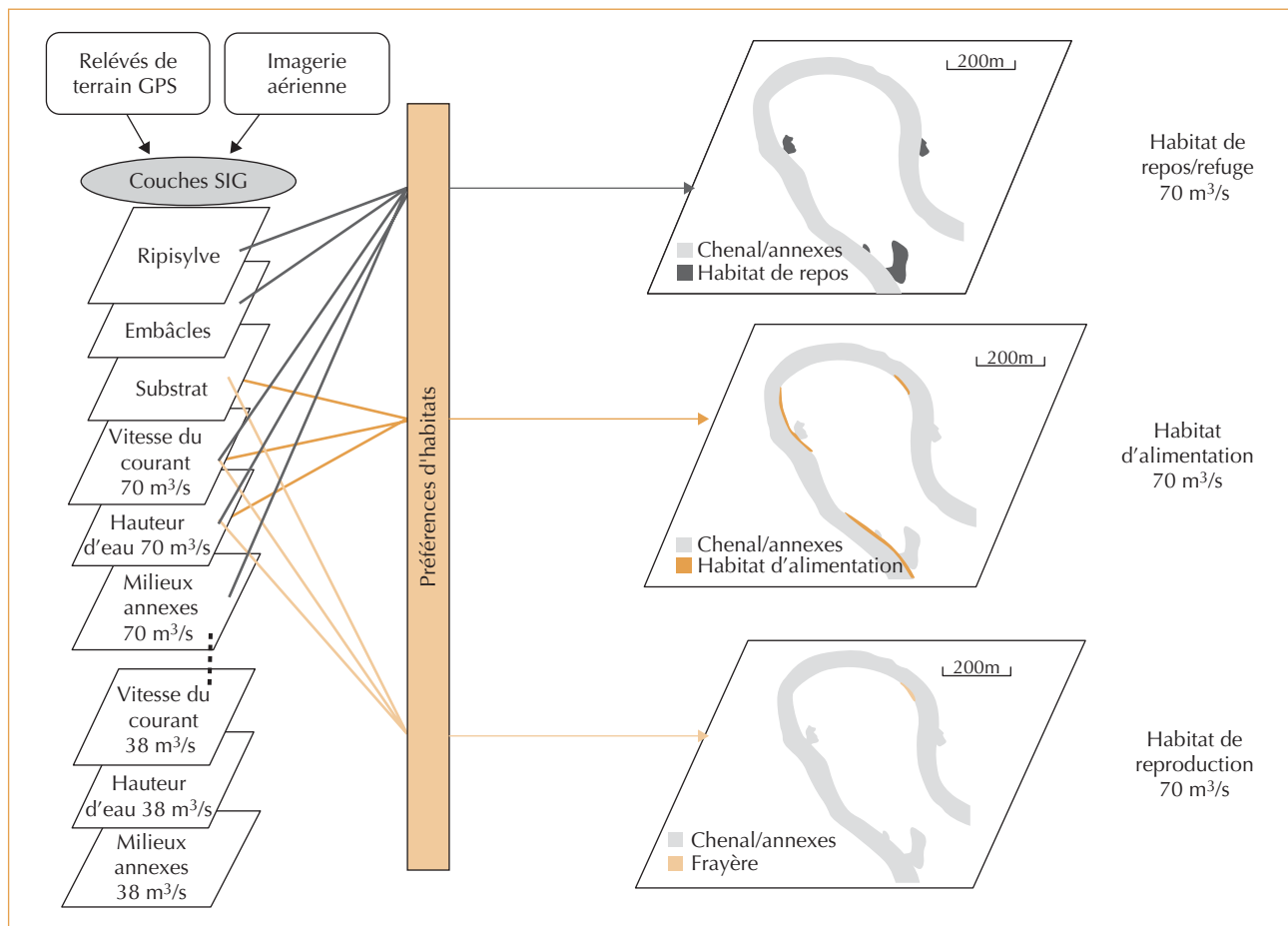
La cartographie des habitats vitaux des poissons à l'aide de l'outil SIG

Les systèmes d'informations géographiques (SIG) sont de plus en plus utilisés pour représenter les habitats des poissons (Booth, 2001) et augmenter les capacités d'analyse spatiale dans les écosystèmes aquatiques (Fisher *et al.*, 2004).

L'inventaire des habitats supportant les fonctions de repos/refuge, d'alimentation et de reproduction a été réalisé à partir de la cartographie continue des milieux en eau (contours du chenal et des milieux annexes connectés) et de diverses variables physiques (vitesse du courant, hauteur d'eau, substrats et abris : ripisylve, embâcles). Les milieux en eau et les variables physiques sont localisés par des points ou délimités par des lignes à l'aide d'un équipement GPS¹ différentiel de précision métrique (DGPS, *Differential Global positioning System*). Des données, issues de photographies aériennes de précision (50 cm), sont utilisées en complément pour délimiter les milieux en eau. Les variables physiques dynamiques (vitesse du courant, hauteur d'eau) et les contours des milieux en eau sont cartographiées à des débits caractéristiques issus de l'analyse des chroniques de débits sur le secteur étudié. Nous avons retenu le débit médian (70 m³/s) et le quinquennal sec (38 m³/s) dans l'exemple présenté (figure 3).

Le traitement des informations spatialisées des milieux en eau et de chaque variable physique est

1. *Global Positioning System* (que l'on peut traduire en français par « système de positionnement mondial »).



▲ Figure 3 – Schéma général de la méthode de représentation cartographique des habitats vitaux des poissons à l'aide d'un SIG. Exemple de cartes obtenues pour trois habitats vitaux du barbeau fluviatile (*Barbus barbus*) au débit médian (70 m³/s). Certaines variables dynamiques sont représentées par des couches d'informations SIG différentes en fonction du débit : vitesse du courant, hauteur d'eau et contours des milieux annexes sont disponibles au débit quinquennal sec (38 m³/s).

réalisé à l'aide d'un système d'information géographique et fournit des couches d'informations indépendantes (figure 3). Ces diverses couches d'informations sont combinées hiérarchiquement en fonction de modèles experts de préférence d'habitats, construits à partir des données disponibles dans la littérature pour l'espèce étudiée (figure 3). L'inventaire des habitats vitaux est alors disponible pour une gamme de débits sous forme de différentes cartes gérées au sein du SIG.

Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats vitaux

L'adaptation des méthodes issues de l'écologie du paysage aux particularités des milieux d'eau

courante, dépendants du vecteur aquatique orienté, s'est faite sur deux points principaux. D'une part, dans les métriques disponibles, la distance euclidienne a été remplacée par la distance hydrographique. La distance hydrographique est calculée à l'aide du logiciel Anaqualand 2.0 (Le Pichon *et al.*, 2006b ; encadré 1). D'autre part, la réponse des poissons au vecteur aquatique orienté, en terme de mouvements, a nécessité d'orienter (vers l'amont ou l'aval) les calculs de distance hydrographique et de distance fonctionnelle dans les métriques et les méthodes d'analyse cartographique. Parmi les méthodes existantes en écologie du paysage, nous avons choisi et adapté celles qui offrent un compromis entre complexité de mise en œuvre et pertinence biologique.

Encadré 1

Le logiciel Anaqualand 2.0 : analyse de la connectivité dans les cours d'eau

Le logiciel Anaqualand a été développé depuis 2002 en collaboration avec Thierry Faure (LISC², Cemagref Aubière) qui a réalisé l'implémentation de la version 1.0 du logiciel. Hugues Boussard (INRA-SAD³, Rennes) a implémenté la version 2.0 dont l'interface est développée en Java. Ce logiciel a été développé avec l'aide de la DIREN Ile-de-France et du Programme PIREN Seine⁴.

Un logiciel d'évaluation de la connectivité dans les cours d'eau par le calcul de distances orientées

L'analyse de la connectivité des habitats nécessaires au cycle de vie des poissons nécessite de calculer les distances qui existent entre les diverses taches de ces habitats vitaux.

Le logiciel réalise les calculs à partir de matrices ascii raster qui représentent les cartes du cours d'eau étudié et les habitats vitaux de l'espèce considérée. Il peut prendre en compte les capacités de déplacements des espèces et leurs divers stades de développement.

Optimisation des temps de calcul pour des milieux linéaires

Une particularité des cartes représentant les cours d'eau est la linéarité de la représentation. Elle génère des matrices de grandes tailles dont peu d'éléments sont informatifs. Par exemple, un cours d'eau à méandres de 50 m de large et 25 km de linéaire, représenté par une taille de pixel de 1 m de côté, constitue une matrice de 14 000 pixels x 6 000 pixels dont seulement 1 à 2 % des pixels correspondent à la rivière, le reste étant hors rivière. Anaqualand 2.0 fait appel à une approche de stockage en matrice creuse qui est assez répandue dans les problèmes d'optimisation (Saad *et al.*, 1999). Pour les matrices classiques, tous les éléments de la matrice sont stockés ; les valeurs nulles requièrent la même place de stockage que les valeurs positives. Les matrices creuses stockent seulement les éléments non nuls et leurs indices.

Des distances orientées entre des taches et/ou des pixels

Afin de réaliser des calculs de distances orientées vers l'amont et/ou vers l'aval dans le cours d'eau, il est nécessaire d'en définir les limites amont et aval. L'utilisateur doit pour cela définir les coordonnées du pixel le plus en aval et du pixel le plus en amont. Le logiciel réalise ensuite une double orientation de tous les pixels de la carte consistant à leur affecter une valeur d'orientation vers l'amont et une valeur d'orientation vers l'aval (Le Pichon, 2006).

Connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle

Le logiciel permet d'évaluer la connectivité structurelle par le calcul d'une distance hydrographique (DH) entre des taches et/ou des pixels. Le calcul se fait par diffusion de proche en proche selon un algorithme simulant la propagation d'un signal. La connectivité fonctionnelle est estimée par le calcul d'une distance fonctionnelle (DF) à l'aide de la résistance cumulée minimale (RCM). La RCM est calculée pour atteindre une tache ou la tache la plus proche, lorsque l'ensemble des taches est considéré dans le calcul. Il nécessite l'entrée d'un fichier texte faisant le lien entre les types présents dans la carte du cours d'eau et la valeur de résistance affectée aux types.

La probabilité qu'un poisson d'une taille donnée atteigne une tache ou la tache la plus proche, compte tenu du coût du parcours (RCM) est alors proposée dans le logiciel. Diverses fonctions décroissances de la RCM sont disponibles pour modéliser cette probabilité. Toutes sont caractérisées par la saisie par l'utilisateur du paramètre alpha, donnant l'ordre de grandeur de la distance fonctionnelle pour laquelle la probabilité devient faible.

L'ensemble des cartes « RCM » et « Probabilités » obtenues est exportable sous divers formats et notamment en ascii pour être ensuite réimportées dans un SIG.

2. Unité de recherche *Ingénieries pour les systèmes complexes* du Cemagref.

3. Département *Sciences pour l'action et le développement* de l'Institut national de la recherche agronomique.

4. Programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement de la Seine.

Métriques de composition et de configuration des habitats vitaux

Dans un secteur de cours d'eau, la structure spatiale des habitats vitaux peut être évaluée à l'aide de métriques, classiques en écologie du paysage, caractérisant leur composition (surface totale, aire médiane, nombre de taches...) et leur configuration (distance entre taches voisines, indice de proximité...). L'indice de proximité de Gustafson *et al.* (1994) rend compte du degré d'isolement d'une tache d'habitat vital et l'indice de proximité moyen du degré de fragmentation de l'habitat vital (figure 4). La formule de McGarigal *et al.* (1995), utilisée en milieu terrestre, a été adaptée pour calculer l'indice de proximité d'une tache d'habitat vital H_j (équation 2).

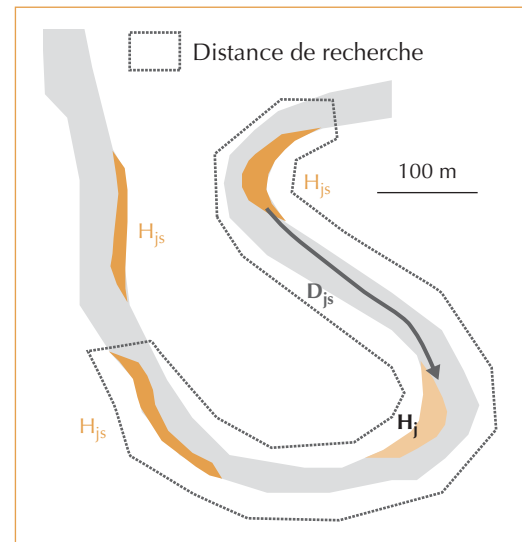
$$Px(H_j) = \sum_{s=1}^n \frac{Aire(H_{js})}{(D_{js})^2} \quad (2)$$

n est le nombre de taches H_{js} de l'habitat vital H dont les limites appartiennent à la distance de recherche à partir de la tache d'habitat vital H_j (figure 4). $Aire(H_{js})$ est la surface de la tache H_{js} et D_{js} la distance hydrographique entre la tache H_{js} et H_j . L'indice de proximité moyen de H fait la moyenne des proximités de tous les $Px(H_j)$.

Méthode d'analyse cartographique de la complémentarité de deux habitats vitaux

Pour estimer la complémentarité entre l'habitat d'alimentation et de repos à l'échelle de temps journalière et la visualiser à l'échelle spatiale du bief dans son ensemble, une méthode d'analyse d'image multi-échelle de la structure du paysage (Schermann *et al.*, 2002) a été adaptée. Cette méthode, qui utilise des fenêtres glissantes carrées, est résumée sur la figure 5. Le calcul de la surface de chaque habitat vital présente dans des fenêtres de taille choisie est réalisé au moyen du logiciel Chloé 3.0³ (Baudry *et al.*, 2005). La taille de fenêtre est choisie en fonction des capacités de mouvements de l'espèce. Les résultats de ces calculs sont exploités sous forme de cartes de proportions (surface de l'habitat/surface de la fenêtre). Des valeurs seuils de proportions sont ensuite choisies, pour chaque carte d'habitat vital, avant de réaliser une combinaison de ces deux cartes qui permet de délimiter les aires d'activités journalières potentielles (figure 5). Ces

5. Chloé 3.0 est un logiciel open source employé pour réaliser des analyses spatiales multi-échelles à partir de cartes numériques.



▲ Figure 4 – Illustration du calcul de l'indice de proximité $Px(H_j)$ pour une tache d'habitat vital H_j . Compte tenu de la distance de recherche, deux taches H_{js} sont retenues pour le calcul de $Px(H_j)$.

valeurs seuils peuvent correspondre aux surfaces minimales nécessaires pour soutenir un banc de poissons de l'espèce.

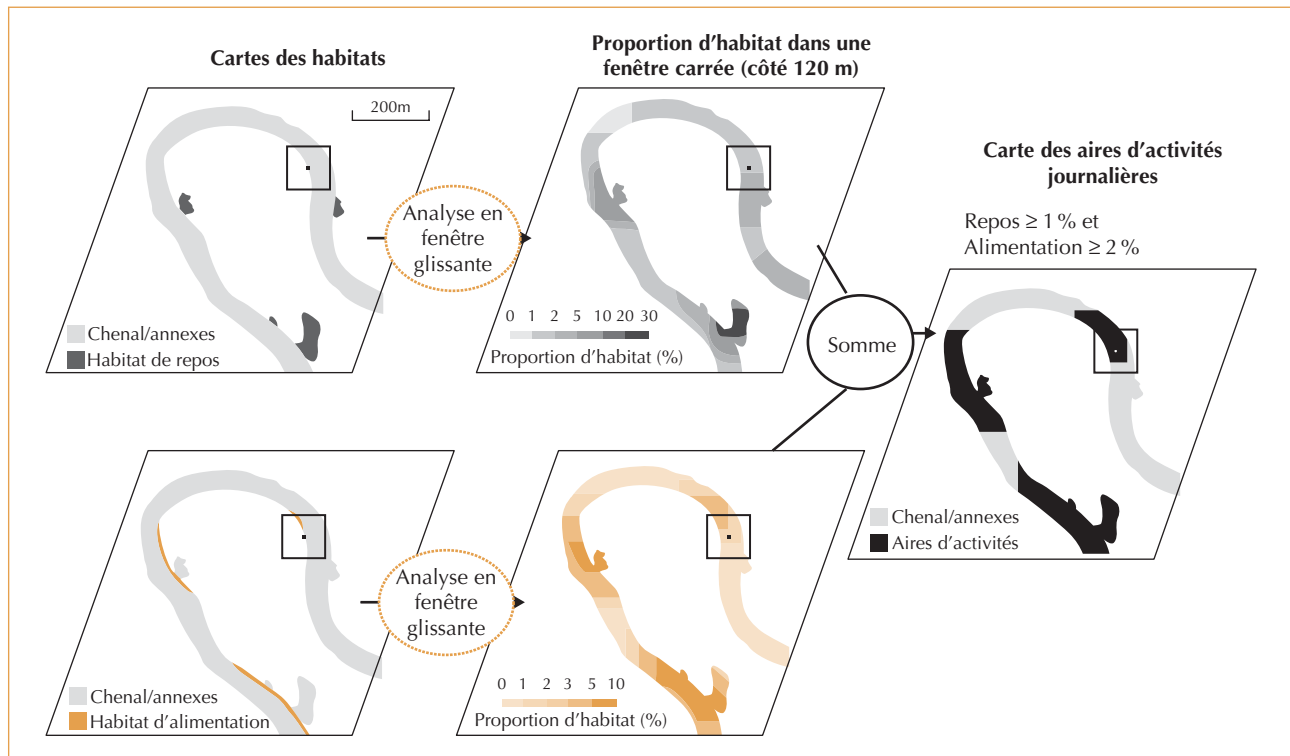
L'analyse d'image en fenêtre glissante consiste à affecter aux pixels d'une image la valeur d'un calcul réalisé dans une fenêtre carrée centrée sur chacun de ces pixels. La fenêtre peut passer sur tous les pixels de la carte ou sur des pixels prédéfinis.

Méthode d'analyse cartographique de l'accessibilité d'un habitat vital

L'accessibilité à un habitat vital est évaluée par le calcul de la probabilité d'atteindre une tache d'habitat vital H_j ou la tache la plus proche (H_{js}) par un poisson de taille donnée. La carte de probabilité est obtenue en deux étapes dans le logiciel Anaqualand 2.0.

La première étape calcule, pour chaque pixel de la carte, la résistance cumulée minimale pour atteindre la tache H_j (encadré 1). La tache d'habitat H_j est considérée ici comme une cible (figure 6).

La seconde étape consiste à estimer la probabilité ($Proba(H_j)$) qu'un poisson d'une taille donnée



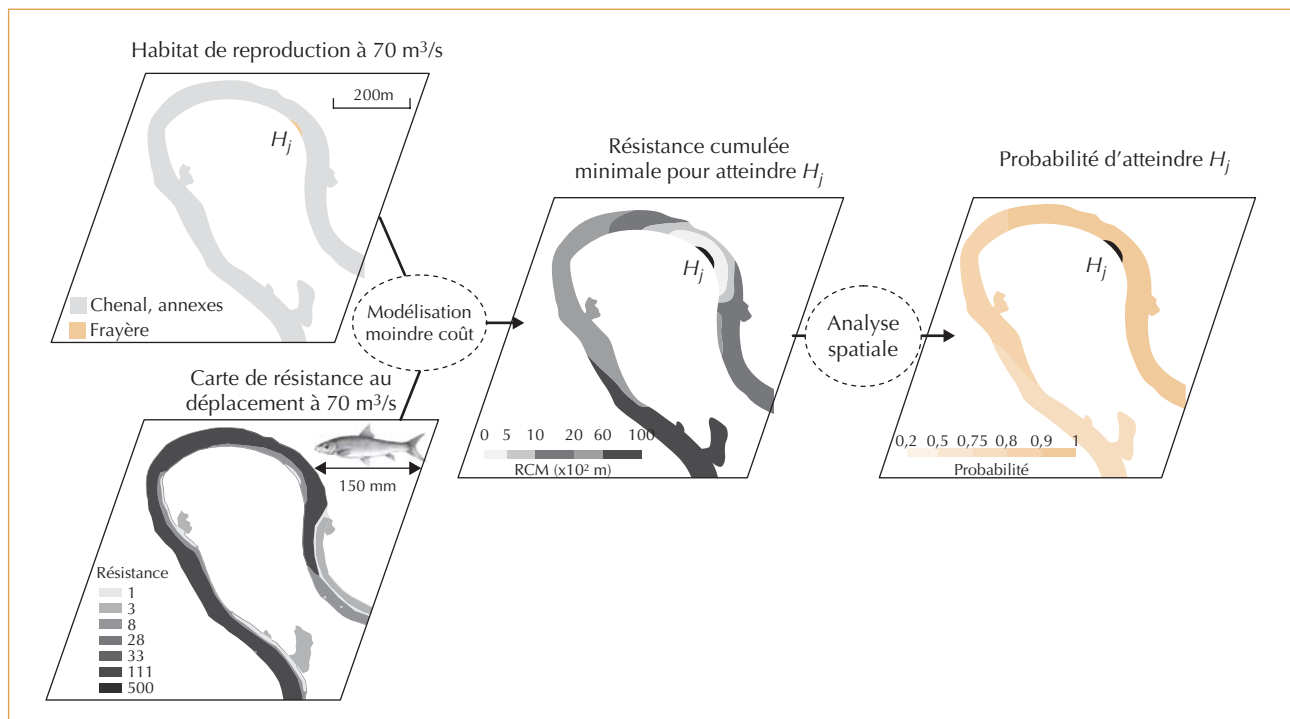
▲ Figure 5 – Schéma illustrant la méthode d'analyse spatiale pour délimiter les aires d'activités journalières à partir des cartes d'habitats d'alimentation et de repos. La taille de la fenêtre équivaut à une distance euclidienne de recherche de 60 m, compatible avec la gamme inférieure des mouvements journaliers du barbeau. Les seuils de proportions choisis pour le repos (1 %) et l'alimentation (2 %) correspondent respectivement à la présence de 144 m² et 288 m² d'habitat dans la fenêtre.

atteigne la tache H_j , compte tenu du coût du parcours ($RCM(H_j)$) (figure 6). Ainsi, s'il faut traverser une très grande distance de faible résistance ou une distance moyenne de forte résistance, il y a une faible probabilité que H_j soit atteint. C'est pourquoi, une fonction décroissance de la RCM est utilisée pour modéliser cette probabilité d'atteindre H_j . Plusieurs types de fonctions sont proposés dans le logiciel Anaqualand 2.0 pour modéliser ce phénomène de décroissance ; des fonctions de la forme (i) exponentielle négative, (ii) gaussienne (équation 3), (iii) inverse ou (iv) seuil. Toutes sont caractérisées par le paramètre α , choisi par l'utilisateur, donnant l'ordre de grandeur de la distance fonctionnelle pour laquelle la probabilité devient faible.

$$\text{Proba}(H_j) = e^{-\left(\frac{RCM(H_j)}{\alpha}\right)^2} \quad (3)$$

Exemple d'analyse spatiale des habitats vitaux dans deux biefs de la Seine

Située en amont de Paris, la Bassée est une plaine alluviale inondable située entre la confluence de l'Aube et celle de l'Yonne (figure 7). Elle s'étend longitudinalement sur environ 90 km et sur 4 km dans sa plus grande largeur avec des pentes longitudinales du cours d'eau comprises entre 0,3 et 0,6 ‰. Originellement, la plaine alluviale de la Bassée était homogène avec un chenal à méandres mobiles. Le bief amont (②, figure 7) a subi très peu de modifications physiques en raison de l'utilisation d'un canal de dérivation pour la navigation. Le bief aval (①, figure 7) a été mis au grand gabarit (3000 t) à partir de 1979 jusqu'au barrage de la Grande Bosse. Le chenal à méandres a été rectifié sur 58 % du linéaire du bief ; le nouveau chenal rectiligne et endigué est de section trapézoïdale et ses berges sont protégées de l'érosion par un revêtement artificiel.



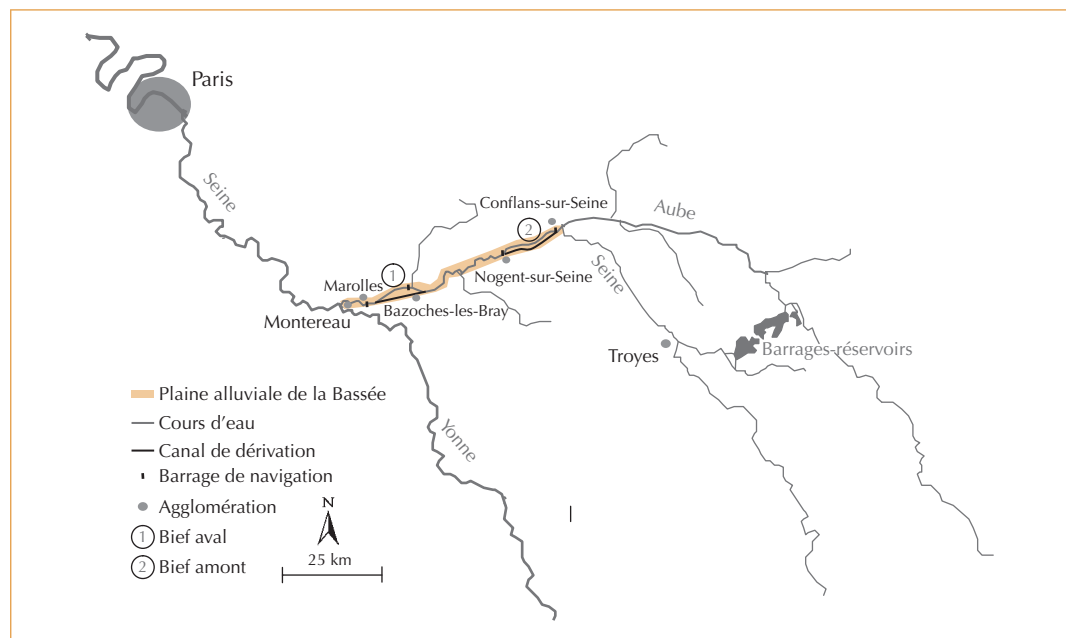
▲ Figure 6 – Schématisation du calcul de résistance cumulée minimale et de probabilité d'atteindre la tache d'habitat vital H_j : illustration pour le cas de l'habitat de reproduction d'un barbeau de 150 mm.

Les mesures de composition et de configuration des habitats aquatiques de ces deux biefs ont été calculées pour un débit médian (période de mars à juillet, station hydrologique de Pont-sur-Seine [1979-2004] pour le bief amont, station hydro-

logique de Bazoches-les-Bray [1999-2005] pour le bief aval) (Le Pichon, 2006).

Le bief naturel amont est constitué à 88,5 % par le chenal principal et 11,5 % par des annexes hydrauliques naturelles sans courant (tableau 1).

► Figure 7 – Plan de situation de la plaine alluviale de la Bassée sur l'axe Seine entre la confluence avec l'Aube et celle avec l'Yonne. Le bief aval aménagé est limité par les barrages de Marolles et de la Grande Bosse (Bazoches-les-Bray) ; le bief naturel amont est limité par les barrages de Nogent-sur-Seine et Conflans-sur-Seine.



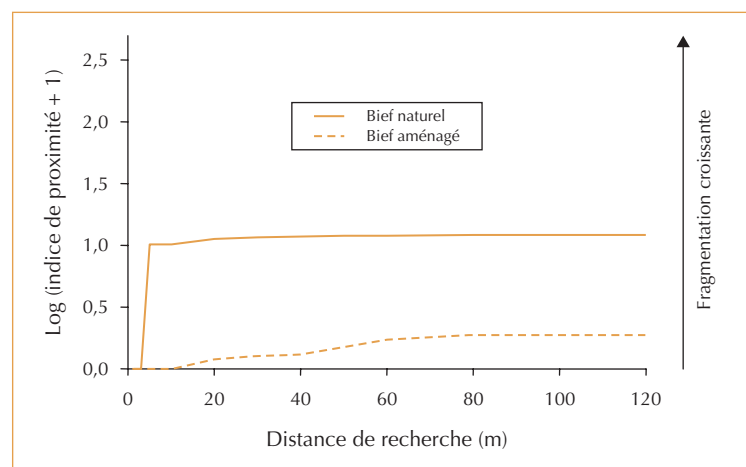
Bief et débit	Milieux et habitats	Surface totale ¹ (% aire du chenal) ² (% aire en eau)	Aire médiane (m ²)	Nombre de taches	Distance médiane de voisinage (m)
Bief naturel 70 m ³ /s	Chenal	88,5 ²	-	-	-
	Milieux annexes	11,5 ²	890	66	-
	Repos	14,0 ²	176	193	37
	Alimentation	10,7 ¹	1 114	58	151
	Reproduction	6,6 ¹	1 490	24	371
Bief aménagé 80 m ³ /s	Chenal	44,7 ²	-	-	-
	Milieux annexes	55,3 ²	44 163	20	-
	Repos	5,9 ²	4	209	76
	Alimentation	2,6 ¹	240	25	133
	Reproduction	2,4 ¹	209	25	143

◀ Tableau 1 – Composition et fragmentation calculées pour les milieux et les habitats vitaux du barbeau dans les deux biefs étudiés au débit médian.

La création d'un chenal rectiligne dans le bief aménagé, en recoupant le chenal naturel à méandres, modifie la répartition entre le chenal et les annexes hydrauliques. Il y a une surreprésentation des annexes artificielles sans courant constituant 55,3 % de la surface totale en eau (tableau 1). La faible représentation des milieux du chenal avec courant dans le bief aménagé a un impact direct sur les habitats d'alimentation et de frayère du barbeau qui ne représentent plus que 2,4-2,6 % de la surface totale du chenal contre 6,6-10,7 % dans le bief naturel (tableau 1). Ces faibles surfaces totales sont liées à la fois à un nombre réduit de taches et à une aire médiane faible.

La fragmentation de l'habitat d'alimentation est confirmée par la plus faible valeur de l'indice de proximité moyen atteinte dans ce bief (figure 8).

La diminution quantitative des deux habitats vitaux quotidiens (alimentation et repos, tableau 1) dans le bief aménagé a un effet sur la quantité et la localisation des aires d'activité journalière du barbeau. Le bief naturel compte 40 aires d'activités journalières représentant 36 % de la surface mouillée (figure 9-a) tandis que le bief aménagé en compte 10, atteignant 9 % de la surface mouillée (figure 9-b). Ces aires sont relativement bien réparties dans le bief naturel, elles sont en revanche très déséquilibrées dans le bief aménagé où les principales aires sont situées dans la partie aval du chenal qui n'a pas été rectifiée. Dans le bief aménagé, la recherche de nourriture ou d'abris implique des trajets plus longs pour les poissons, ce qui peut accroître les

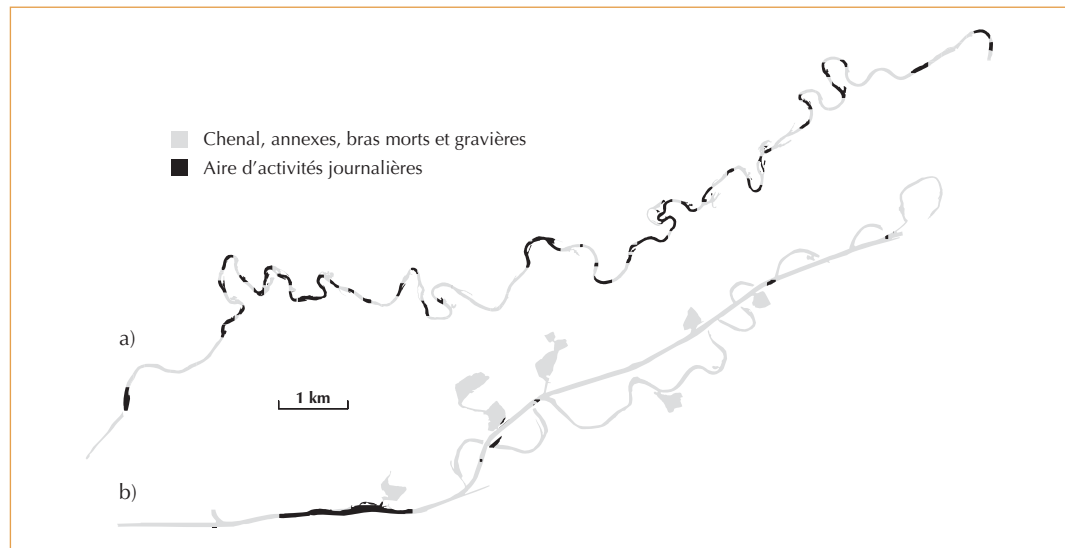


▲ Figure 8 – Évolution de l'indice de proximité moyen (moyenne des valeurs d'indice de proximité sur toutes les taches) pour l'habitat d'alimentation du barbeau en fonction de la distance de recherche. Le plateau atteint par la courbe indique le degré de fragmentation de l'habitat vital. La pente de la courbe donne une indication des distances minimales qui existent entre les taches.

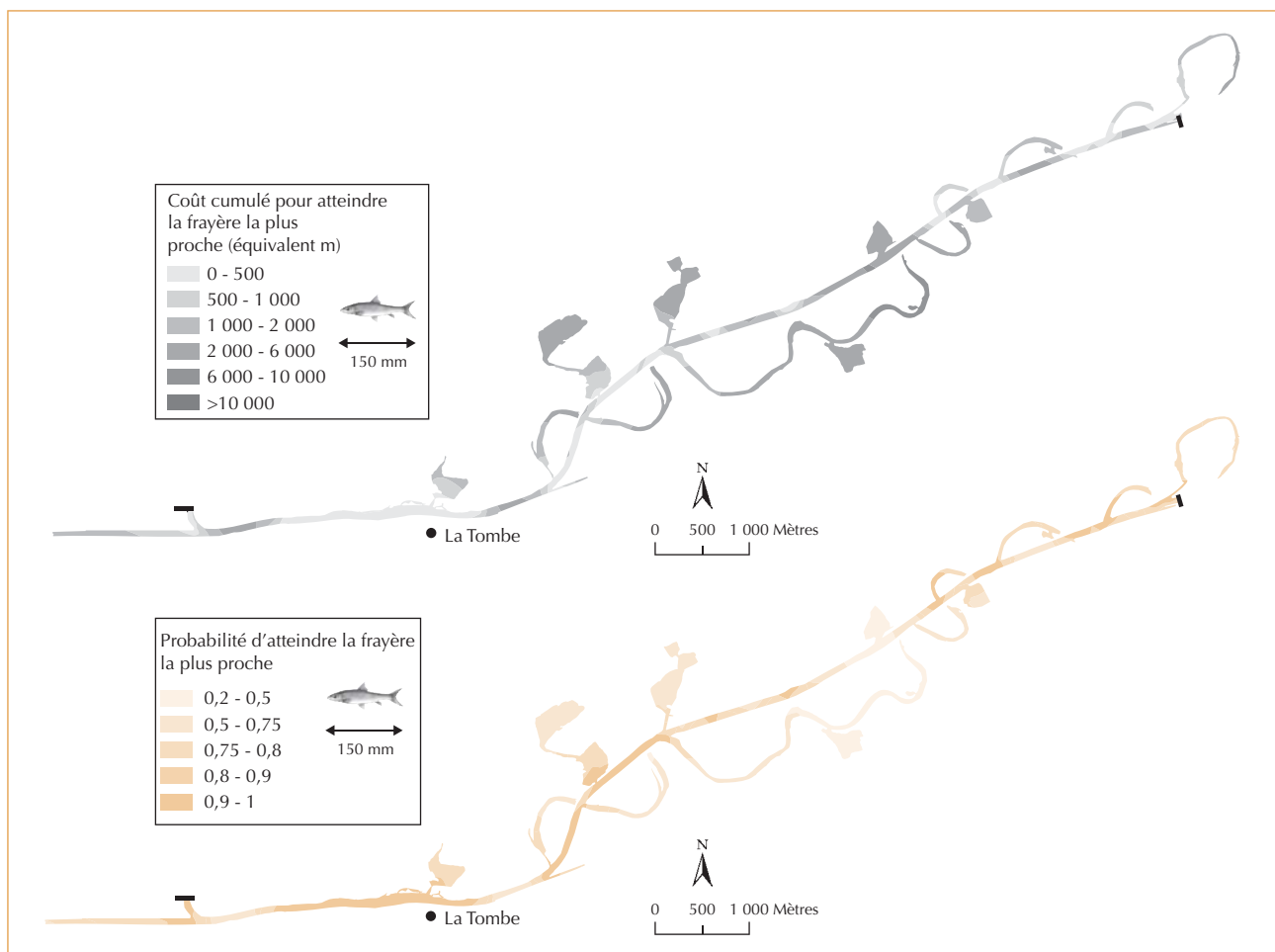
coûts énergétiques de déplacement et le risque de mortalité.

La carte de probabilité d'atteindre la frayère la plus proche pour un barbeau de 150 mm (figure 10) illustre l'accessibilité du bief aménagé à un habitat vital particulier (la probabilité vaut 1 quand on est dans une frayère). Les faibles probabilités renseignent sur les secteurs du bief les moins bien connectés biologiquement aux frayères.

► Figure 9 – Délimitation des aires d'activités journalières à l'aide d'une fenêtre glissante de 120 m pour le barbeau fluviatile dans les deux biefs étudiés : a) bief naturel cartographié à $70 \text{ m}^3/\text{s}$; b) bief aménagé cartographié à $80 \text{ m}^3/\text{s}$.



▼ Figure 10 – Illustration du coût cumulé (RCM) et de la probabilité d'atteindre la frayère la plus proche pour un barbeau fluviatile dans une portion de cours d'eau aménagé pour la navigation. La fonction de probabilité utilisée est une exponentielle négative.



Implications de gestion des habitats piscicoles

Pour qu'elles soient efficaces, les mesures de gestion et de restauration des habitats piscicoles devraient considérer la structure spatiale et la connectivité des habitats vitaux nécessaires au cycle de vie des espèces menacées, tout particulièrement dans les cours d'eau fortement aménagés (Pretty *et al.*, 2003 ; Rosenfeld *et al.*, 2006). Ainsi, les méthodes d'analyse spatiales que nous proposons sont utiles pour la caractérisation de l'intégrité écologique des fleuves et l'identification de la structure optimale d'habitat dans les secteurs naturels où existent des populations viables de poissons. Elles permettent également des comparaisons entre différentes structures spatiales d'habitats ou divers scénarios de restauration, qui sont essentielles pour évaluer la pertinence des schémas de restauration (Ward *et al.*, 2002).

Les métriques de composition permettent de faire un bilan quantitatif de chaque habitat vital disponible dans les secteurs étudiés. Il est possible d'identifier celui qui est le moins représenté ainsi que l'habitat vital critique lorsque les surfaces minimales requises pour un individu ou une population locale sont connues. Par exemple, il semble qu'un radier de 300 m² (habitat d'alimentation) puisse accueillir durablement un ou plusieurs groupes de barbeaux cumulant 100 individus (E. Baras, communication personnelle). Il peut en découler des priorités de restauration ; comme c'est le cas dans le chenal rectifié du bief aménagé qui nécessiterait une restauration de l'habitat d'alimentation du barbeau avant d'envisager une restauration des frayères.

L'analyse du contexte spatial des taches d'habitat à l'aide de l'indice de proximité permet de hiérarchiser leur valeur. Ainsi, la préservation d'une tache faisant partie d'une mosaïque de taches du même habitat vital et de taches d'un habitat vital complémentaire sera privilégiée par le gestionnaire. En effet, une forte complémentarité évite des trajets longs et coûteux entre les taches d'habitats vitaux et diminuent le risque de mortalité. Cela semble particulièrement important à l'échelle journalière à laquelle les poissons réalisent diverses fonctions impliquant des mouvements fréquents. Restaurer sur de courtes distances des taches des habitats de repos et d'alimentation permet l'installation à long terme d'agrégats d'individus voire d'une population locale. À l'opposé, pour une tache

isolée d'autres habitats vitaux complémentaires, des mesures de restauration du contexte spatial seront préconisées.

Les méthodes d'analyse cartographique, fournissant des cartes globales, apportent des informations complémentaires de l'analyse de chaque tache d'habitat vital. La visualisation des cartes délimitant les aires potentielles d'activités journalières peut aider le gestionnaire à raisonner les schémas de restauration des habitats vitaux journaliers. De même, la visualisation des secteurs les moins bien connectés biologiquement aux frayères peut aider au choix de localisation de nouvelles frayères.

Ces métriques et méthodes d'analyse spatiale sont aussi un moyen de tester des scénarios de disparition (dans le cadre de l'étude d'impact d'un aménagement de cours d'eau) ou de restauration de taches d'habitat (dans le cas de mesures compensatoires), en fournissant une visualisation des conséquences de l'ajout ou de la perte d'une tache. Les conséquences sont alors évaluées sur le bief ou le segment dans sa globalité à l'aide des cartes ou localement à l'aide des métriques calculées à l'échelle d'une tache. De plus, un scénario de restauration d'habitat pour une espèce peut être testé vis-à-vis des habitats vitaux d'une autre espèce, la localisation de la tache restaurée ne devant pas détruire l'habitat critique d'une autre espèce.

Conclusion et perspectives

L'approche « paysage aquatique » proposée fournit un cadre de travail opérationnel pour analyser la structure spatiale, la dynamique et la connectivité des habitats piscicoles, et pour aider les gestionnaires souhaitant hiérarchiser leurs priorités de restauration des cours d'eau aménagés. Les méthodes et outils d'analyse spatiale sont opérationnels et diversifiés, en termes de distance hydrographique ou fonctionnelle, de prise en compte des surfaces (habitat source/cible), de l'échelle de calcul (tache d'habitat vital ou bief), et de forme de résultats (métrique ou carte entière). La diversité des méthodes proposées sert de base de réflexion pour appliquer ces méthodes à d'autres taxons aquatiques (poissons et invertébrés) et d'autres types de cours d'eau.

Les pré-requis essentiels à ces applications sont tout d'abord de disposer de données biologiques sur les relations entre les variables environnementales et la réalisation d'une fonction vitale, afin

de réaliser la cartographie des habitats vitaux de l'espèce étudiée. Certaines métriques simples d'analyse spatiale sont alors utilisables pour évaluer la structure spatiale de ces habitats. Des données supplémentaires sur les comportements de mouvement et de sélection de l'habitat peuvent permettre d'aller plus loin dans l'analyse et d'évaluer la connectivité à l'aide des méthodes cartographiques proposées.

Le second pré-requis est de pouvoir disposer de la cartographie des variables environnementales pertinentes pour l'espèce étudiée, à la résolution souhaitée pour le secteur étudié. Par exemple, pour les grands fleuves profonds et turbides, les données haute résolution de bathymétrie ou de substrat de fond sont en général peu disponibles et/ou coûteuses d'acquisition. Elles sont cependant disponibles ponctuellement dans certains secteurs comme les parties naviguées ou lorsque

des études préalables existent. La disponibilité d'une bathymétrie et la possibilité de modélisation hydraulique à l'échelle du secteur étudié conditionnent la représentation de la dynamique temporelle des habitats par des cartes à de multiples débits.

À titre d'exemple, les méthodes décrites dans cet article sont actuellement en cours d'application pour cartographier les habitats vitaux des poissons dans le bief traversant Paris (23 km de Seine) et un bief du Rhône (36 km) pour lesquels la bathymétrie haute résolution et la modélisation hydraulique des vitesses de courant sont disponibles. D'autres applications ponctuelles ont été faites lorsque les cartes d'habitats étaient déjà réalisées, comme sur des cours d'eau d'Okla-homa pour les poissons ou sur la Durance pour des invertébrés. □

Résumé

Pour qu'elles soient efficaces, les mesures de gestion et de restauration des habitats piscicoles devraient considérer la structure spatiale et la connectivité des habitats vitaux nécessaires au cycle de vie des espèces menacées, tout particulièrement dans les cours d'eau fortement aménagés. Or, peu de méthodes opérationnelles de quantification de la structure spatiale et de la connectivité de ces habitats sont disponibles pour établir un diagnostic préalable aux actions de restauration. L'approche décrite dans cet article repose sur le couplage des concepts et des outils de l'écologie des cours d'eau et de l'écologie du paysage. Elle propose un mode de représentation cartographique des habitats des poissons utilisant le système d'informations géographiques et des méthodes et outils logiciels pour en faire leur analyse spatiale qui sont adaptés aux particularités des milieux d'eau courante. Ces méthodes permettent, en particulier, de détecter l'effet des aménagements physiques et de la régulation des débits sur la structure spatiale des habitats vitaux des poissons. L'illustration porte sur le barbeau fluviatile (*Barbus barbus*), une espèce menacée des grands cours d'eau européens aménagés.

Abstract

Effective management and restoration of habitat for fish should consider how the different vital habitats need to be arranged spatially and their connectivity, especially in human-impacted rivers. As few operational methods are available to study these issues, we propose a riverscape approach based on landscape ecology and stream ecology concepts. It uses a GIS-based habitat mapping and methods and software tools, adapted to the running water characteristics, to make the spatial analysis of fish habitats patterns. These methods allow the detection of the effects of physical alteration and flow regulation on the spatial structure of fish habitats. An illustration is made with the common barbel (*Barbus barbus*), a threatened species in human-impacted European rivers.

Bibliographie

- ADRIAENSEN, F., CHARDON, J.-P., 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*, vol. 64, n° 4, p. 233-247.
- BAUDRY, J., BOUSSARD, H., SCHERMANN, N., 2005, *Chloe 3.0 : Freeware of multi-scales analyses on ASCII raster files*, Rennes, INRA, SAD-Armorique.
- BAUDRY, J., MERRIAM, H.-G., 1988, Connectivity and connectedness : functional versus structural patterns in landscapes, in *Connectivity in Landscape Ecology*, SCHREIBER, K.-F., vol. 29, p. 23-28.
- BEGON, M., HARPER, J.-L., TOWNSEND, C.-R., 1996, *Ecology : individuals, populations and communities*, 3rd edition, Blackwell Science, 752 p.
- BERREBI-DIT-THOMAS, R., BELLARD, J., BOËT, P., 1998, Caractéristiques des peuplements piscicoles sensibles aux altérations du milieu dans les cours d'eau du bassin de la Seine, *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, vol. 348, p. 47-64.
- BOËT, P., BELLARD, J., BERREBI-DIT-THOMAS, R., TALES, E., 1999, Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France, *Hydrobiologia*, vol. 410, p. 59-68.
- BOOTH, A.-J., 2001, Are fisheries geographical information systems merely glorified mapping tools, in *Proceeding of the first international symposium on Geographic Information Systems (GIS) in Fishery Science*, NISHIDA, T., KAILOLA, P.-J. et al., Fishery GIS Research Group, Saitama, Japan, p. 366-378.
- FISHER, W.-L., RAHEL, F.-J., 2004, Geographic Information Systems Applications in Stream and River Fisheries, in *Geographic Information Systems in Fisheries*, FISHER, W.-L., RAHEL, F.-J., American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 49-84.
- GUSTAFSON, E.-J., PARKER, G.-R., 1994, Using an index of habitat patch proximity for landscape design, *Landscape and Urban Planning*, vol. 29, p. 117-130.
- KNAAPEN, J.-P., SCHEFFER, M., HARMS, B., 1992, Estimating habitat isolation in landscape planning, *Landscape and Urban Planning*, vol. 23, n° 1, p. 1-16.
- LE PICHON, C., 2006, *Une approche « paysage aquatique » pour une meilleure connaissance du fonctionnement des écosystèmes fluviaux et l'amélioration de la conservation des peuplements de poissons*, thèse de doctorat, spécialité écologie, université Pierre et Marie Curie Paris VI, 323 p.
- LE PICHON, C., GORGES, G., BOËT, P., BAUDRY, J., GOREAUD, F., FAURE, T., 2006a, A spatially explicit resource-based approach for managing stream fishes in riverscapes, *Environmental Management*, vol. 37, n° 3, p. 322-335.
- LE PICHON, C., GORGES, G., FAURE, T., BOUSSARD, H., 2006b, *Anaqualand 2.0 : Modelling connectivity in riverscapes*, Cemagref, 24 p.
- MCGARIGAL, K., MARKS, B.-J., 1995, *FRAGSTATS : spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*, USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351, Pacific Northwest Research Station, Portland, 122 p.
- PRETTY, J.-L., HARRISON, S.-S.-C., SHEPHERD, D.-J., SMITH, C., HILDREW, A.-G., HEY, R.-D., 2003, River rehabilitation and fish populations : Assessing the benefit of instream structures, *Journal of Applied Ecology*, vol. 40, n° 2, p. 251-265.
- ROSENFELD, J.-S., HATFIELD, T., 2006, Information needs for assessing critical habitat of freshwater fish, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 63, n° 3, p. 683-698.
- SAAD, Y., SOSONKINA, M., 1999, Distributed Schur Complement Techniques for General Sparse Linear Systems, *Journal of Science Computing*, vol. 21, n° 4, p. 1337-1356.
- SCHERMANN, N., BAUDRY, J., 2002, Analyse descriptive multi-échelle de la structure d'un paysage : Application à la mosaïque d'occupation du sol d'un territoire agricole dans le bocage breton, *Géomatique*, vol. 12, n° 3-4, p. 169-186.
- SCHLOSSER, I.-J., 1995, Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams, *Hydrobiologia*, vol. 303, n° 1-3, p. 71-81.
- WARD, J.-V., MALARD, F., TOCKNER, K., 2002, Landscape ecology : a framework for integrating pattern and process in river corridors, *Landscape Ecology*, vol. 17, n° Suppl. 1, p. 35-45.