



HAL
open science

Conséquences de l'artificialisation de l'hydrologie du Rhône sur la structuration des communautés d'invertébrés et de poissons - Rapport final

Hervé Capra, H. Pella, J. Morin, P. Matte, P. Fortin, O. Champoux, Y. Secretan, Céline Le Pichon, Vanessa Demougin, P. Jouve, et al.

► To cite this version:

Hervé Capra, H. Pella, J. Morin, P. Matte, P. Fortin, et al.. Conséquences de l'artificialisation de l'hydrologie du Rhône sur la structuration des communautés d'invertébrés et de poissons - Rapport final. Accord Cadre Cemagref - Agence de l'Eau RMC - Action 15. 2011, 104 pp. hal-04195787

HAL Id: hal-04195787

<https://hal.science/hal-04195787>

Submitted on 4 Sep 2023

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.



Conséquences de l'artificialisation de l'hydrologie du Rhône sur la structuration des communautés d'invertébrés et de poissons

Rapport final

Juillet 2011

Modélisation hydrodynamique – simulations d'habitat

Jean Morin (Environnement Canada), **Hervé Capra** (Cemagref, MAEP), **Hervé Pella** (Cemagref, MAEP), **Pascal Matte** (INRS-ETE), **Patrice Fortin** (Environnement Canada), **Olivier Champoux** (Environnement Canada), et **Yves Secretan** (INRS-ETE)

Les poissons face aux fluctuations de débit : approche fonctionnelle

Céline LePichon et **Vanessa Demougin** (Cemagref, Hydrosystèmes et Bioprocédés), avec la participation de **Hervé Pella** (Cemagref, MAEP), et **Hervé Capra** (Cemagref, MAEP)

Les invertébrés face aux fluctuations de débit : étude de leur distribution spatiale

Cynthia Perraud & Thibault Datry (Cemagref, MAEP)

Avec la participation de :

Pascal Roger (Cemagref, MAEP) pour les campagnes d'échantillonnage hydrodynamique et biologique ; **Paul Boudreau** (Environnement Canada - INRS-ETE) pour la modélisation hydrodynamique ; **Eric Sauquet** (Cemagref, HHLY) et **Dominique Courret** (Onema – GHAPPE) pour une analyse de l'hydrologie.

Conséquences de l'artificialisation de l'hydrologie du Rhône sur la structuration des communautés d'invertébrés et de poissons

Rapport Final (Provisoire)

Modélisation hydrodynamique – simulations d'habitat

Jean Morin (Environnement Canada), **Hervé Capra** (Cemagref, MAEP), **Hervé Pella** (Cemagref, MAEP), **Pascal Matte** (INRS-ETE), **Patrice Fortin** (Environnement Canada), **Olivier Champoux** (Environnement Canada), et **Yves Secretan** (INRS-ETE)

Les poissons face aux fluctuations de débit : approche fonctionnelle

Céline LePichon et **Vanessa Demougin** (Cemagref, Hydrosystèmes et Bioprocédés), avec la participation de **Hervé Pella** (Cemagref, MAEP), et **Hervé Capra** (Cemagref, MAEP)

Les invertébrés face aux fluctuations de débit : étude de leur distribution spatiale

Cynthia Perraud & Thibault Datry (Cemagref, MAEP)

Avec la participation de :

Pascal Roger (Cemagref, MAEP) pour les campagnes d'échantillonnage hydrodynamique et biologique ; **Paul Boudreau** (Environnement Canada - INRS-ETE) pour la modélisation hydrodynamique ; **Eric Sauquet** (Cemagref, HHLY) et **Dominique Courret** (Onema – GHAPPE) pour une analyse de l'hydrologie.



Environnement
Canada

Environment
Canada

INRS
Université d'avant-garde

« *Ayant soudain doublé de volume, il se sentait plus puissant que jamais, plus invincible, plus Rhône* » (in **Clavel B. 1972. Le seigneur du fleuve. Edts Robert Laffont. 364 p.**)

Capra H., Pella H., Morin J., LePichon C., Perraud C., Datry T., Secretan Y., Jouve P., Matte P. 2010. Conséquences de l'artificialisation de l'hydrologie du Rhône sur la structuration des communautés d'invertébrés et de poissons. Rapport Final. Rapport Cemagref – Agence de l'Eau RM&C. 104 pp.

Résumé :

L'action n°15 de l'accord cadre Cemagref – Agence de l'Eau RM&C avait pour objectif, sur la période 2008 – 2009, d'évaluer les impacts des fluctuations importantes du débit du Rhône sur les communautés de poissons et de macroinvertébrés benthiques dans le tronçon Sault-Brénaz - Jons. Le présent rapport est un compte rendu des travaux effectués au cours de ces deux années.

Les différentes parties de ce travail sont : (1) une présentation du tronçon d'étude et plus particulièrement du régime hydrologique ; (2) la réalisation d'une modélisation hydrodynamique en deux dimensions du secteur à l'étude ; (3) une approche fonctionnelle de la variabilité des conditions d'habitat du poisson ; (4) une analyse de la distribution spatiale des invertébrés selon un gradient d'exondation lié aux variations de débit ; (5) une description qualitative de la structure de la communauté piscicole complémentaire aux suivis saisonniers réalisés par le Cemagref ; (6) une description des conditions d'habitat piscicole et invertébré ; (7) une analyse de quelques effets négatifs probables liés aux variations de débit observées, et (8) une conclusion.

La modélisation hydrodynamique permet de connaître en tout point et dans toute la gamme des débits observables dans le tronçon ($150 - 1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) les conditions hydrauliques qui prévalent dans le tronçon et leur traduction en habitat disponible pour les poissons et les invertébrés. La méthodologie de réalisation de cartes d'habitats vitaux, développée sur la Seine, se révèle transférable sur le Rhône où les variables physiques sont disponibles grâce à la modélisation hydrodynamique. L'effet des fluctuations de débit est significatif sur la disponibilité en habitats vitaux (frayère, alimentation & repos) pour les espèces étudiées (barbeau, hotu, chevaine et spirilin). L'échantillonnage des invertébrés benthiques met en évidence une répartition spatiale des espèces étagée depuis la bordure du lit mouillé vers le pied de berge en fonction du gradient d'assèchement. Dans le chenal, une variation de débit d'une amplitude de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ modifie la largeur du lit mouillé et la surface d'habitats hydrauliques potentiels disponibles pour les invertébrés benthiques. Pour les poissons, compte tenu des modèles d'habitat disponibles, l'analyse de l'effet probable de la variabilité de la disponibilité en habitat sur la structuration de la communauté piscicole doit être complétée. Des connaissances nouvelles sont à acquérir pour connaître plus précisément le comportement des poissons pendant les variations de débit de type éclusées. Les pêches au filet représentent une alternative complémentaire à la pêche électrique pour la description de la structure de la communauté piscicole du tronçon du Rhône à l'étude, même si les fluctuations de débit sont très contraignantes pour cet engin de pêche. Elle permet notamment la capture de gros individus (géniteurs potentiels) se déplaçant beaucoup, et vraisemblablement dans le chenal, ou vivant dans des zones profondes ($> 2\text{m}$), ne permettant pas leur capture à l'électricité.

La principale conclusion de ce travail est que 1) l'intensité, la vitesse et la fréquence des fluctuations des débits sont défavorables aux communautés de poissons et de macroinvertébrés benthiques dans le tronçon étudié, et 2) qu'un débit de base minimum (entre 200 et $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; pour le moment il est difficile d'être plus précis) pourrait diminuer ces effets.

Abstract:

Action No. 15 of the Cemagref - Water Agency RM&C agreement was intended, over the period 2008 to 2009, to assess the impact of flow fluctuations into the Rhone river (from Sault Brénaz to Jons) on fish and macroinvertebrates communities. This report is an account of work done during these two years.

The different parts of this work are: (1) a presentation of the studied segment and especially the hydrological regime, (2) the realization of a two-dimensional hydrodynamic model of the whole studied segment, (3) a functional approach of fish vital habitat availability, (4) an analysis of the spatial distribution of invertebrates along a gradient of dewatering due to flow variations, (5) a qualitative description of the fish community structure, (6) a description of the invertebrate and fish habitat modeling, (7) an analysis of some expected effects of flow variability on communities into the Rhône river, and (8) a conclusion.

Hydrodynamic modeling allowed to know at any point and in the range of observed discharges (150 - 1000 m³. S⁻¹) the hydraulic conditions prevailing in the studied segment and their translation into habitat for fish and for invertebrates. The methodology for production of maps of vital habitats, developed on the Seine river, was transferable on the Rhone river where physical variables were available through hydrodynamic model. The effect of flow fluctuations seemed significant on the availability of vital habitats (spawning, feeding & resting) for the studied fish species (barbel, nase, chub and stream bleak). Sampling of benthic invertebrates demonstrated a spatial distribution of species stepped from the edge of the water to the bank depending, on the gradient of drying. In the channel, a variation of flow with an amplitude of 200 m³. s⁻¹, changed the wet width and the surface of available habitat for benthic invertebrates. Given the available habitat models, the analysis of the effect of the variability of habitat availability in structuring the fish community should be completed. New knowledge has to be acquired to determine more precisely the behavior of fish during hydropeaking. Net fishing represent a complementary alternative to electric fishing for describing the structure of the fish community of the studied segment of the Rhone river, although the flow fluctuations are binding on that gear. Net fishing allowed the capture of large individuals (potential parents) moving a lot, and probably living in the channel, or living in deep areas (> 2m).

The main conclusion of this work is that 1) the intensity, speed and frequency of flow fluctuations could be reasonably considered unsuitable for fish and for benthic macroinvertebrate communities in the studied segment and 2) a minimum base flow (between 200 and 300 m³.s⁻¹) could reduce these effects.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	15
Modélisation hydrodynamique.....	15
Description du substrat.....	15
Echantillonnage du peuplement de poisson du tronçon d'étude.....	16
Echantillonnage du peuplement d'invertébrés.....	16
2. DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE	17
2.1. Le tronçon étudié	17
2.2. Le contexte hydrologique	17
3. MODELISATION HYDRODYNAMIQUE	23
3.1. Objectifs	23
3.2. Méthodes	23
Les données nécessaires pour la modélisation hydrodynamique.....	23
Données topographiques et bathymétriques.....	23
Substrat.....	24
Développement du MNT.....	25
Relations Niveaux - Débit.....	26
3.3. Résultats	27
Données topographiques et bathymétriques.....	27
Substrat et frottements.....	28
Développement du MNT.....	28
Relations Niveaux - Débit.....	29
Simulations hydrodynamiques.....	32
4. APPROCHE FONCTIONNELLE DE LA VARIABILITE DE L'HABITAT DU POISSON	35
4.1. Objectifs	35
4.2. Méthodes	35
Représentation cartographique à l'aide d'un système d'information géographique.....	35
Cartes des variables environnementales sur le tronçon étudié.....	36
Cartes fonctionnelles du tronçon étudié.....	39
Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats vitaux.....	42
4.3. Résultats	47
Métriques de composition et de fragmentation des habitats vitaux.....	47
Complémentarité des habitats d'alimentation et de repos.....	54
Accessibilité des habitats d'alimentation et des frayères.....	57
4.4. Conclusion	58
5. DISTRIBUTION DES INVERTEBRES AQUATIQUES	61
5.1. Objectifs	61
5.2. Méthodes	61
Site d'étude.....	61
Protocole d'échantillonnage des invertébrés en zone rivulaire.....	62
Cartographie d'habitat dans le chenal.....	64
Analyse des données faunistiques.....	64
Analyse des variables hydrologiques d'assèchement.....	65

5.3. Résultats	66
La zone rivulaire.....	66
Cartographie d'habitats hydrauliques dans le chenal	68
5.4. Discussion et perspectives	72
Les effets des variations de débit sur la distribution des communautés d'invertébrés aquatiques du Rhône	72
La distribution des invertébrés aquatiques le long d'un gradient d'assèchement	73
La migration verticale : l'effet refuge	73
Un écotone temporel terrestre et aquatique	73
Les espèces exogènes	74
La modélisation des habitats hydrauliques potentiels	74
Application : la gestion des débits et Directive Cadre sur l'Eau (DCE)	75
6. STRUCTURE DE LA COMMUNAUTE PISCICOLE.....	77
6.1. Objectifs	77
6.2. Méthodes	77
6.3. Résultats	77
7. SIMULATIONS D'HABITAT.....	87
7.1. Objectifs	87
7.2. Poissons	87
7.3. Invertébrés	92
8. QUELQUES PISTES DE REFLEXION.....	95
8.1. Objectifs	95
8.2. Variabilité infra journalière des conditions abiotiques	95
8.3. Accès aux abris	101
9. CONCLUSIONS.....	104
10. Références	107

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Tronçon à l'étude.....	18
Figure 2 : Courbes de débits classés établies sur les débits journaliers par année hydrologique (1er septembre année (n-1) – 31 août année n) de 1991 à 2009 : en bleu les courbes après 2001, en rouge avant 2001 (analyse et graphes : E. Sauquet – Cemagref).....	19
Figure 3 : Evolution de l'écart-type journalier sur la base des débits horaires par année civile entre 1991 et 2009. L'ensemble des données journalières par années sont représentées par des boites à moustaches. Le rectangle est dessiné du premier quartile au troisième quartile et coupé par la médiane. Les segments ajoutés aux extrémités menant jusqu'aux valeurs extrêmes, s'arrêtent au premier et neuvième déciles. (analyse et graphes : E. Sauquet – Cemagref).....	20
Figure 4 : Ecart-types journaliers des débits horaires par jour de la semaine entre 1991 et 2009.L'ensemble des données journalières par jour de la semaine sont représentées par des boites à moustaches avant et après le 1 ^o avril 2001. (analyse et graphes : E. Sauquet – Cemagref).....	20
Figure 5 : Représentation en format « courbes classées » des écarts journaliers maximum de débit horaire pour les périodes 1991-1994 et 2005-2009.....	21
Figure 6 : représentation cartographique du substrat dominant (8 classes , de 1 (Litière) à 8 (Dalles)).En iso-surfaces. Noter que la classe 1 n'a jamais été décrite. L'exemple donné ici représente le Rhône à hauteur du CNPE de Bugey. Il s'agit du secteur dont le substrat a été décrit le plus finement.....	24
Figure 7 : Spécification des sous-domaines de substrat (on associe à des surfaces une distribution observée de substrat)et assemblage du frottement de substrat (i.e. pour cette surface, une formule permet d'estimer un coefficient de Manning).....	25
Figure 8 : Schématisation du type de mailles utilisées en hydrodynamique et localisation des nœuds de calcul avec les valeurs calculées associées (q = débit ; h = profondeur).	25
Figure 9 : Exemple de règle limnimétrique (pk38 à gauche, en rive droite sous le pont de Loyettes ; pk44.5 à droite, en rive gauche en face du CNPE).....	26
Figure 10 : Exemple d'ajustement / convergence du modèle quant à la ligne d'eau. L'objectif de la phase d'étalonnage est d'avoir un écart minimum entre la ligne d'eau observée et la ligne d'eau simulée (ordonnées = élévation en m du niveau d'eau ; abscisses = distance amont aval en m).....	27
Figure 11 : Iso-surfaces des indices de frottement (coefficient de Manning) entre le pk46 (amont CNPE) et le pk43 (aval CNPE) issu de la cartographie de la granulométrie.....	28
Figure 12 : Aperçu du maillage à hauteur des Iles de Lagnieu (au centre) et du Pont de Lagnieu (sur la gauche de la Figure). La couleur donnée aux arrêtes est représentative de l'altitude du fond (légende : élévation en m).	29
Figure 13 : Exemple d'évolution du niveau d'eau relevé sur l'échelle limnimétrique du PK 44.5 en fonction du débit (points) et le modèle polynomial associé (trait).....	29
Figure 14 : Relations niveau – débit issues de la lecture des différentes règles limnimétriques situées le long du tronçon à l'étude (G ou D représente la rive Gauche ou Droite ; le chiffre associé est le pk ; G-CNR = pk 44.5 ; LHQ1, 2 et 3 sont des échelles installées par le Cemagref, entre pk43 et pk44).....	30
Figure 15 : Exemple de ligne d'eau relevée sur la moitié amont du tronçon à l'étude le 8 octobre 2008 pour un débit de 350 m ³ .s ⁻¹	31
Figure 16 : Exemple des résultats de différents étalonnages (n°557 à 562) du modèle visualisés grâce à la ligne d'eau simulée. La simulation retenue comme « calage » est celle qui fournit un ligne d'eau simulée la plus proche possible de la ligne d'eau observée (ici entre Loyettes et le CNPE pour un débit de 550 m ³ .s ⁻¹).	31
Figure 17 : Visualisation de la profondeur (iso-surfaces ; légende en m) à hauteur des îles de Lagnieu pour 250 m ³ .s ⁻¹	33

Figure 18 : Visualisation de la vitesse d'écoulement (iso-surfaces ; légende en m.s-1) à hauteur des îles de Lagnieu pour 500 m ³ .s-1.....	33
Figure 19 : Visualisation de la vitesse d'écoulement (iso-surfaces ; légende en m.s-1 ; cf. légende sur Figure 18) à hauteur des îles de Lagnieu pour 500 m ³ .s-1 avec les vecteurs vitesse représentés en noir.....	34
Figure 20 : Evolution des classes de couple [profondeur - vitesse de courant] avec l'augmentation de débit sur un secteur d'1,7 km du tronçon étudié (Iles de Lagnieu).	37
Figure 21 : Répartition spatiale des résistances au déplacement en fonction du débit et de la longueur du poisson sur un secteur d'1,7 km du tronçon étudié.	38
Figure 22 : Evolution des surfaces et des taches de l'habitat d'alimentation du barbeau fluviatile en fonction du débit pour un secteur d'1,8 km du tronçon étudié (îles de proulieu, connues pour héberger des bancs de barbeaux fluviatile).....	40
Figure 23 : Distribution longitudinale (d'aval en amont) des surfaces des taches d'habitats vitaux pour le barbeau fluviatile en fonction du débit. Le nombre de taches d'habitat est donné à titre indicatif sur chaque graphe, L'axe des surfaces est borné à 3000 m ² par souci de lisibilité entre débits ; il existe des taches plus grandes dans les graphiques représentant le débit 150 m ³ .s ⁻¹ (approximativement, 10000 = aval Loyettes ; 20000 = St Vulbas, et 30000 = Lagnieu).	41
Figure 24 : Illustration du calcul de l'indice de proximité Px(Hj) pour une tache d'habitat vital Hj. Compte tenu de la distance hydrographique de recherche, deux taches Hjs sont retenues pour le calcul de Px(Hj).	43
Figure 25 : 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 m ² et 288 m ² d'habitat dans la fenêtre.	44
Figure 26 : Schématisation du calcul de résistance cumulée minimale et de probabilité d'atteindre la tache d'habitat vital Hj : illustration pour le cas de l'habitat de reproduction d'un barbeau de 150 mm.	45
Figure 27 : Evolution des surfaces potentielles d'habitats vitaux (alimentation et frayère) exprimées en % de la surface totale en eau du tronçon étudié, en fonction du débit modélisé. Les pourcentages de surfaces sont présentés en échelle logarithmique.....	47
Figure 28 : Evolution du nombre de taches d'habitat d'alimentation (≥ 150 m ²) et de frayère (≥ 50 m ²) pour les quatre espèces étudiées, sur l'ensemble du tronçon, en fonction du débit modélisé.	48
Figure 29 : Evolution des distributions des surfaces des taches de l'habitat d'alimentation du hotu en fonction du débit, présentées sous forme de boîtes à moustache. Les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).	50
Figure 30 : Evolution des distributions des surfaces des taches de l'habitat d'alimentation du chevaîne et du spirilin en fonction du débit, présentées sous forme de boîtes à moustache. Les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).	50
Figure 31 : Evolutions des distributions des distances hydrographiques de voisinage des habitats d'alimentation et de reproduction du barbeau fluviatile en fonction du débit, présentées sous forme de boîtes à moustache. Les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).	51

Figure 32 : Evolution des Indices de proximité moyen pour les habitats vitaux du barbeau fluviatile et du hotu en fonction du débit.	52
Figure 33 : Indices de proximités à 60 m calculés pour les habitats d'alimentation et de reproduction du hotu, pour 3 débits différents, et classés par ordre croissant sur l'axe des abscisse. L'axe des ordonnées est en échelle logarithmique et ne représente pas les valeurs à 0; ainsi le début des courbes indique le nombre de taches dont l'indice de proximité à 60 m est nul.	53
Figure 34 : Distribution des Indices de proximité à 60 m en fonction du débit, calculés pour les frayères du barbeau et du hotu.	54
Figure 35 : Evolution des surfaces des aires d'activités du barbeau fluviatile et de leur localisation en fonction du débit.	55
Figure 36 : Evolution des surfaces des aires d'activités du hotu et de leur localisation en fonction du débit.	56
Figure 37 : Carte des probabilités d'atteindre l'habitat d'alimentation le plus proche pour un barbeau de 15 cm au débit $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	57
Figure 38 : Carte des probabilités d'atteindre la frayère la plus proche pour un hotu de 15 cm (en haut) et de 30 cm (en bas) au débit $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	58
Figure 39 : Situation géographique du secteur et du site d'étude, en amont du CNPE de Bugey (vue aérienne, Google Earth, Août 2008 ; l'amont du secteur est au nord).	61
Figure 40 : Banc de graviers d'intérêt. Coordonnées géographiques : 829 454 N; 2094000,649E (amont), et 829 208 N; 2094000,259E (aval), (en Lambert II étendu). ...	62
Figure 41 : Localisation des points de prélèvements (figurés bleus) sur le banc de graviers (jaune). Les 2 profondeurs échantillonnées sont respectivement 0-10 cm et 10-20 cm. Les distances sont données à partir de la bordure du lit mouillé.	62
Figure 42 : Benthomètre utilisé pour prélever.	63
Figure 43 : Débits horaires du Rhône ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) enregistrés pendant la période du 12 octobre au 7 novembre 2007 à la station CNR de Lagnieu. La partie du graphique sous les traits noirs à droite délimite la durée pendant laquelle le débit a été inférieur à $250 \text{ m}^3/\text{s}$ avant les prélèvements du 7 novembre 2007.	63
Figure 44 : Proportion de la surface asséchée du lit mouillé (en %), sur 9 km de linéaire du Rhône (secteur de Loyettes).	67
Figure 45 : Cartographie des contraintes au fond à $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (b) et $450 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (c) calculés à partir des résultats de simulations hydrodynamiques préliminaires.	69
Figure 46 : Modélisation des valeurs d'habitat hydraulique pour <i>Gammarus spp.</i> dans le chenal à $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (b) et $450 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (c) et courbe de préférence de <i>Gammarus spp.</i> (en bas à droite ; le n° FST-hémisphère représente l'intensité des contraintes au fond)	70
Figure 47 : Modélisation des valeurs d'habitat hydraulique pour <i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray) dans le chenal à $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (b) et $450 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (c) et courbe de préférence de <i>Potamopyrgus antipodarum</i> (en bas à droite ; le n° FST-hémisphère représente l'intensité des contraintes au fond).	71
Figure 48 : Modélisation des valeurs d'habitat hydraulique pour <i>Theodoxus fluviatilis</i> (L) dans le chenal à $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (b) et $450 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (c) et courbe de préférence de <i>Theodoxus fluviatilis</i> (en bas à droite ; le n° FST-hémisphère représente l'intensité des contraintes au fond).	72
Figure 49 : Abondance moyenne en nombre d'individus capturés pour 30 min de pêche, moyenné par campagne, pour chaque espèce capturée au moins une fois entre 2000 et 2009. Noter que l'abondance moyenne du spiralin de 611 individus n'est pas représentée à cette échelle pour faciliter la lecture des autres abondances.	78
Figure 50 : Proportions (%) des espèces d'eaux vives (barbeau, spiralin, blageon, loche et chabot) et des espèces d'eaux courantes (ombre, barbeau, ablette, hotu, toxostome et vandoise) dans le peuplement, pour les différentes années de 2000 à 2009.	79

Figure 51 : Histogrammes des longueurs totales, en classes de 10 mm, des spirilins capturés dans le Rhône entre 2007 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des effets des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey. Les données ont été regroupées par année (i.e. toutes stations et campagnes confondues pour chaque année). Travail réalisé par M. Meynard, Cemagref d'Aix en Provence, HYAX.	84
Figure 52 : Histogrammes des longueurs totales, en classes de 10 mm, des chevaines capturés dans le Rhône entre 2007 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des effets des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey. Les données ont été regroupées par année (i.e. toutes stations et campagnes confondues pour chaque année). Travail réalisé par M. Meynard, Cemagref d'Aix en Provence, HYAX.	85
Figure 53 : Histogrammes des longueurs totales, en classes de 10 mm, des barbeaux capturés dans le Rhône entre 2007 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des effets des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey. Les données ont été regroupées par année (i.e. toutes stations et campagnes confondues pour chaque année). Travail réalisé par M. Meynard, Cemagref d'Aix en Provence, HYAX.	86
Figure 54 : Visualisation de la répartition spatiale de la valeur d'habitat globale pour le barbeau adulte pour un débit de $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ dans le Rhône au droit du CNPE de Bugey (produit des indice d'habitat de la profondeur, de la vitesse, et du substrat dominant selon Lamouroux et al. 1999).	89
Figure 55 : Visualisation de la répartition spatiale de la valeur d'habitat globale pour le barbeau adulte pour un débit de $900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ dans le Rhône au droit du CNPE de Bugey (produit des indice d'habitat de la profondeur, de la vitesse, et du substrat dominant selon Lamouroux et al. 1999).	89
Figure 56 : Simulations des conditions d'habitat potentielles (SPU, en m^2/km) en fonction du débit pour les principales espèces étudiées et pour le stade adultes (Noter que pour le goujon et la perche, il s'agit de la globalité de l'espèce. Pour les autres espèces il s'agit du stade adulte). Le secteur d'étude du Rhône s'étend de Sault-Brenaz à Jons (35050 m). Les courbes de préférences utilisées sont issues de Lamouroux et al. (1999). Les débits utilisés en mode permanent pour effectuer les simulations sont 150, 300, 500, 700 et $900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Pour le barbeau et le blageon, nous avons ajouté 200, 250 et $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	90
Figure 57 : Simulations des conditions d'habitat potentielles (SPU, en m^2/km) en fonction du débit pour les principales espèces étudiées et pour chaque stade de développement identifié pour ces espèces. Le secteur d'étude du Rhône s'étend de Sault-Brenaz à Jons (35050 m). Les courbes de préférences utilisées sont issues de Lamouroux <i>et al.</i> (1999). Lorsqu'il n'y a des résultats que pour le stade adulte, il s'agit en fait d'un résultat global pour l'espèce (i.e. tous les stades confondus). Lorsqu'il n'y a des résultats que pour les stades juvénile et adulte, c'est que les stades alevins et juvéniles sont regroupés sous le vocable juvénile. Les débits utilisés en mode permanent pour effectuer les simulations sont 150, 300, 500, 700 et $900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Pour le barbeau et le blageon, nous avons ajouté 200, 250 et $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	91
Figure 58 : Courbes de préférence-FST pour les trois taxons d'invertébrés benthiques ciblés ici : <i>Gammarus spp.</i> , <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Theodoxus fluviatilis</i> . (d'après Méricoux et al., 2009).....	93
Figure 59 : Simulations des conditions d'habitat potentielles (SPU-FST, en m^2) en fonction du débit pour les trois taxons d'invertébrés benthiques ciblés ici : <i>Gammarus spp.</i> , <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Theodoxus fluviatilis</i> . Le secteur d'étude du Rhône s'étend de Sault-Brenaz à Jons (35050 m). Les courbes de préférences utilisées sont issues de Méricoux et al. (2009). Les débits utilisés en mode permanent pour effectuer les simulations sont 150, 200, 250, 300, 400, 500, 700 et $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	93
Figure 60 : Visualisation de la répartition spatiale de l'indice d'habitat pour <i>Potamopyrgus antipodarum</i> (selon Méricoux et al. 2009) pour un débit de $300 \text{ m}^3/\text{s}$ dans le Rhône à Marcilleux.	94

Figure 61 : Visualisation de la répartition spatiale de l'indice d'habitat pour <i>Theodoxus fluviatilis</i> (selon Mérioux et al. 2009) pour un débit de 300 m ³ /s dans le Rhône à Marcilleux.	94
Figure 62 : Chronique de débit horaire à Lagnieu (Pk 56 ; données CNR) pour la semaine du 15 au 21 décembre 2007. Les augmentations (+) et diminutions (-) de débit sont présentées sur la Figure. La courbe grisée représente la chronique de débit en moyenne journalière.....	95
Figure 63 : Représentation cartographique (iso-surfaces) des simulations de la profondeur d'eau à 250 m ³ .s ⁻¹ (gauche) et 500 m ³ .s ⁻¹ (droite) dans le méandre de Marcilleux (juste en amont du CNPE de Bugey). Une photo prise sur le banc de galet de la rive droite en direction de l'amont (flèche entourée) donne une idée des exondations observées à moins de 200 m ³ .s ⁻¹ sur cette rive. (Simulations Modeleur V1.8)	96
Figure 64 : Représentation cartographique (iso-surfaces des modules de la vitesse et vecteurs d'une longueur égale à 20% du module) des simulations de la vitesse d'écoulement moyenne sur la colonne d'eau à 250 m ³ .s ⁻¹ (haut) et 500 m ³ .s ⁻¹ (bas) dans le méandre de Marcilleux (juste en amont du CNPE de Bugey). Les cercles noirs indiquent des zones où les conditions d'écoulement sont très différentes entre les deux débits. (Simulations Modeleur V1.8). L'écoulement se fait depuis le haut de la figure.....	98
Figure 65 : Profil en travers (entre les deux cercles noirs de la Figure 64) représentant les modules de la vitesse d'écoulement.....	99
Figure 66 : Représentation cartographique (iso-surfaces) des simulations de la valeur d'habitat pour le barbeau adulte à 250 m ³ .s ⁻¹ (gauche) et 500 m ³ .s ⁻¹ (droite) au droit des Iles de Proulieu (en aval de Lagnieu).	99
Figure 67 : Exemple d'évolution de l'accès aux abris en fonction du débit.	102
Figure 68 : Durées continues (DCHLs, en heures) pendant lesquelles le débit horaire était inférieur à 300 m ³ .s ⁻¹ (gauche) et à 500 m ³ .s ⁻¹ (droite) pour les périodes 1991-1994 (en haut) et 2005-2009 (en bas), présentées classées de la plus longue à la plus courte, en fonction du pourcentage cumulé du temps quelles représentent sur une année (8760 h). (données de débit CNR).	103

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Résumé de l'évolution des caractéristiques hydrauliques principales (profondeur d'eau, vitesse d'écoulement, et largeur en eau moyennes) en fonction du débit, par secteur (cf. Figure 1) et pour l'ensemble du tronçon.	34
Tableau II : Résistances au déplacement attribué aux types de milieux pour deux tailles de poissons (valable pour le hotu et le barbeau).....	36
Tableau III : Préférences d'habitats vitaux pour les espèces étudiées.	39
Tableau IV : Bilan des métriques globales de composition des frayères ($\geq 50m^2$) pour le barbeau et le hotu. (NC : non calculé). Sur une ligne, les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).	49
Tableau V : Bilan des métriques globales de composition des frayères ($\geq 50m^2$) pour le chevaine et le spirilin. Sur une ligne, les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).	49
Tableau VI : Nombre moyen d'individus capturés (en 30min) par campagne de pêche et par année (entre 2000 et 2009), dans le cadre du suivi réglementaire de Bugey, en amont et en aval du CNPE. L'échantillonnage est réalisé en bateau, par pêche en continu à l'électricité le long des berges.	80
Tableau VII : Nombre d'individus capturés au filet, par espèce, par secteur et par année. Seules deux espèces n'avaient pas été capturées à l'électricité entre 2000 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey.	81
Tableau VIII : Nombre d'individus capturés par pêche électrique (/20 min), par espèce, par secteur et par année. Seules deux espèces n'avaient pas été capturées à l'électricité entre 2000 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey.	82

1. INTRODUCTION

Sous la contrainte anthropique liée à la production d'hydroélectricité de pointe, les variations de débit du Rhône génèrent des alternances de disponibilité en habitat pour les communautés d'invertébrés et de poissons. Par exemple, dans l'intérieur de certains méandres, des phases d'inondation et d'exondation de la zone littorale et des bancs de graviers sont très marquées. Cette alternance se caractérise par une cyclicité journalière et hebdomadaire, et qui se compare à de véritables éclusées.

A ce jour, il existe peu de connaissances permettant de prédire les réponses des communautés d'invertébrés et de poissons d'eau douce à une forte variabilité hydrologique d'origine anthropique. L'objectif du projet « Variabilité hydrologique du Rhône » est d'évaluer ce que pourrait être les réponses des communautés d'invertébrés et de poissons face aux variations du niveau d'eau du Rhône (en terme de fréquence et d'intensité) en se focalisant essentiellement sur l'évolution spatio-temporelle de la disponibilité en habitat.

Le besoin de prendre en compte la variabilité spatio-temporelle des conditions d'habitat pour décrypter l'évolution de la structure des communautés vivantes du Rhône (poissons, invertébrés) ne peut se faire que par l'intermédiaire d'une modélisation hydrodynamique. En effet, la modélisation de l'histoire d'habitat, vécue par les peuplements en place, devrait permettre de détecter les phases principales (saison, durée, intensité) de la structuration de ces communautés liée à l'hydrologie. Cette modélisation, utilisée pour prédire l'évolution de la structure des peuplements du Rhône sur la base de scénarios d'évolution des conditions de débit en entrée du système semble être l'unique outil de référence pour une discussion objective quant à la définition d'une gestion la plus durable possible.

Le travail envisagé pour ce projet se décomposait en plusieurs tâches principales :

Modélisation hydrodynamique

- développement d'une modélisation des conditions hydrodynamiques en deux dimensions (2D) ; cette modélisation est directement liée au développement d'un modèle numérique de terrain (MNT) le plus précis possible (topographie, bathymétrie, et granulométrie du substrat) et à une connaissance du niveau d'eau en fonction du débit sur l'ensemble du tronçon à l'étude ;
- le modèle hydrodynamique doit être étalonné et validé (relativement à des mesures de niveau d'eau, de profondeur et de vitesse d'écoulement mesurées in situ à différents débits) ;
- une chronique de débit instantané la plus longue possible (idéalement de 1978 à nos jours) est obligatoire pour reconstituer au mieux l'histoire d'habitat des communautés d'invertébrés et de poissons ;
- une description des habitats de repos et de refuge (abris) sera aussi nécessaire pour l'analyse fonctionnelle de la disponibilité en habitat en fonction du débit.

Description du substrat

- description complète de la nature du substrat (lit du Rhône) dans tout le secteur d'étude. En effet, la nature du substrat et sa taille (notion de rugosité) sont des paramètres fondamentaux pour la modélisation hydrodynamique et pour l'estimation de la disponibilité en habitat. La description du substrat est cependant très contraignante car tributaire des conditions de débit et de turbidité du Rhône.

Échantillonnage du peuplement de poisson du tronçon d'étude

- une description de la structure du peuplement de poissons sur l'ensemble du secteur (berges et chenal) sur au moins 3 années (2007-2009) devrait permettre en complément des données déjà disponibles au Cemagref (surveillance hydrobiologique des effets des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey), d'évaluer la structure du peuplement piscicole du tronçon à l'étude.

Échantillonnage du peuplement d'invertébrés

- un échantillonnage spécifique des invertébrés en zone de marnage pour l'évaluation des effets des fluctuations de débit sur la structure de la communauté d'invertébrés ;

A ces quatre objectifs principaux nous avons ajouté une description du régime hydrologique du tronçon à l'étude et une analyse de quelques pistes d'interprétation des effets négatifs de cette hydrologie artificialisée pour la communauté piscicole.

Le présent rapport illustre les avancées réalisées et les résultats obtenus pour les différentes actions engagées. Certaines d'entre elles sont terminées (invertébrés) d'autres peuvent encore être largement approfondies (e.g. historique de la disponibilité en habitat). Une synthèse de tous les résultats disponibles actuellement permettra cependant 1) de fournir quelques illustrations des effets de l'artificialisation de l'hydrologie du Rhône sur la structuration des communautés d'invertébrés et de poissons, 2) de proposer des perspectives pour continuer cette étude, et 3) d'esquisser un avis quant aux changements de gestion des débits qui pourraient être envisagés.

2. DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE

2.1. Le tronçon étudié

Le tronçon à l'étude est situé à la frontière entre les départements de l'Ain, de l'Isère et du Rhône, dans le Haut-Rhône, entre le lac Léman et Lyon (Figure 1).

Le tronçon concerné, long de 35 km, est limité par deux barrages : en amont, le barrage de Villebois - Sault-Brénaz (\approx PK62) appartenant à la Compagnie Nationale du Rhône (CNR) et en aval, le barrage de Jons (\approx PK27) appartenant, lui, à EDF. Ici, un PK ou Point Kilométrique est une abscisse curviligne dont l'origine se situe à la confluence avec la Saône à Lyon et qui s'incrémente vers l'amont (i.e. en direction du lac Léman).

Ce tronçon se caractérise par la présence du CNPE (Centre National de Production Électrique) du Bugey situé à peu près au milieu du tronçon (entre les PK 44 et 45) et par la confluence avec l'Ain, le plus important affluent français du Rhône à l'amont de Lyon.

2.2. Le contexte hydrologique

Le site Internet du bassin Rhône Méditerranée met en ligne (Serveur de données hydrométriques temps réel du bassin Rhône Méditerranée), et pratiquement en temps réel, un graphique de débit moyen horaire du Rhône au niveau de la station limnimétrique de Lagnieu (PK56). La station limnimétrique d'Anthon (PK33.4) ne fournit plus de données depuis quelque temps. Enfin, le Service de Prévision des Crues (SPC) du MEEDDAT propose aussi une chronique de débit moyen horaire pour Lagnieu sur son site Internet de Vigilance « crue ». En ce qui concerne l'Ain, on dispose de son débit moyen horaire au niveau d'une station située à Chazey sur Ain, quelques kilomètres en amont de sa confluence avec le Rhône. Il convient de prendre toutes les précautions nécessaires quant à leur utilisation, car il est précisé sur le site que : "Les données publiées proviennent des réseaux d'hydrométrie des Services de l'Eau et des Milieux Aquatiques des DIREN et des Services de Prévision des Crues du bassin Rhône-Méditerranée. Il s'agit de données "temps réel", ni critiquées, ni validées, susceptibles d'être modifiées, et n'ayant aucune valeur officielle."

La CNR met aussi à disposition sur son site Internet (InfoRhône) les débits moyens horaires à Lagnieu (pour le Rhône) et à Port-Galland (pour l'Ain) avec la possibilité de visualiser les chroniques des deux dernières semaines sous forme graphique (par tranche de 24h). En juin 2010, la CNR a mis gracieusement à disposition du Cemagref la chronique de débit au pas de temps horaire enregistrée à Lagnieu entre 1991 et 2009. Cette chronique nous a permis de réaliser une meilleure description des conditions hydrologiques qui prévalent dans le tronçon étudié. Il est important de rappeler ici que les données sont dites « brutes », visuellement contrôlées mais non critiquées et non validées. Seules les tendances et les écarts nous intéressent principalement, les valeurs exactes des extrêmes sont moins pertinentes pour notre étude. Enfin, la base de données hydrologiques HYDRO donne accès à une très longue chronique de débit au pas de temps journalier (depuis 1920) pour la station limnimétrique de Lagnieu. Cependant l'analyse hydrologique présentée ici restera centrée sur la période 1991 – 2009, pour rester homogène avec la chronique de débits horaires disponible.

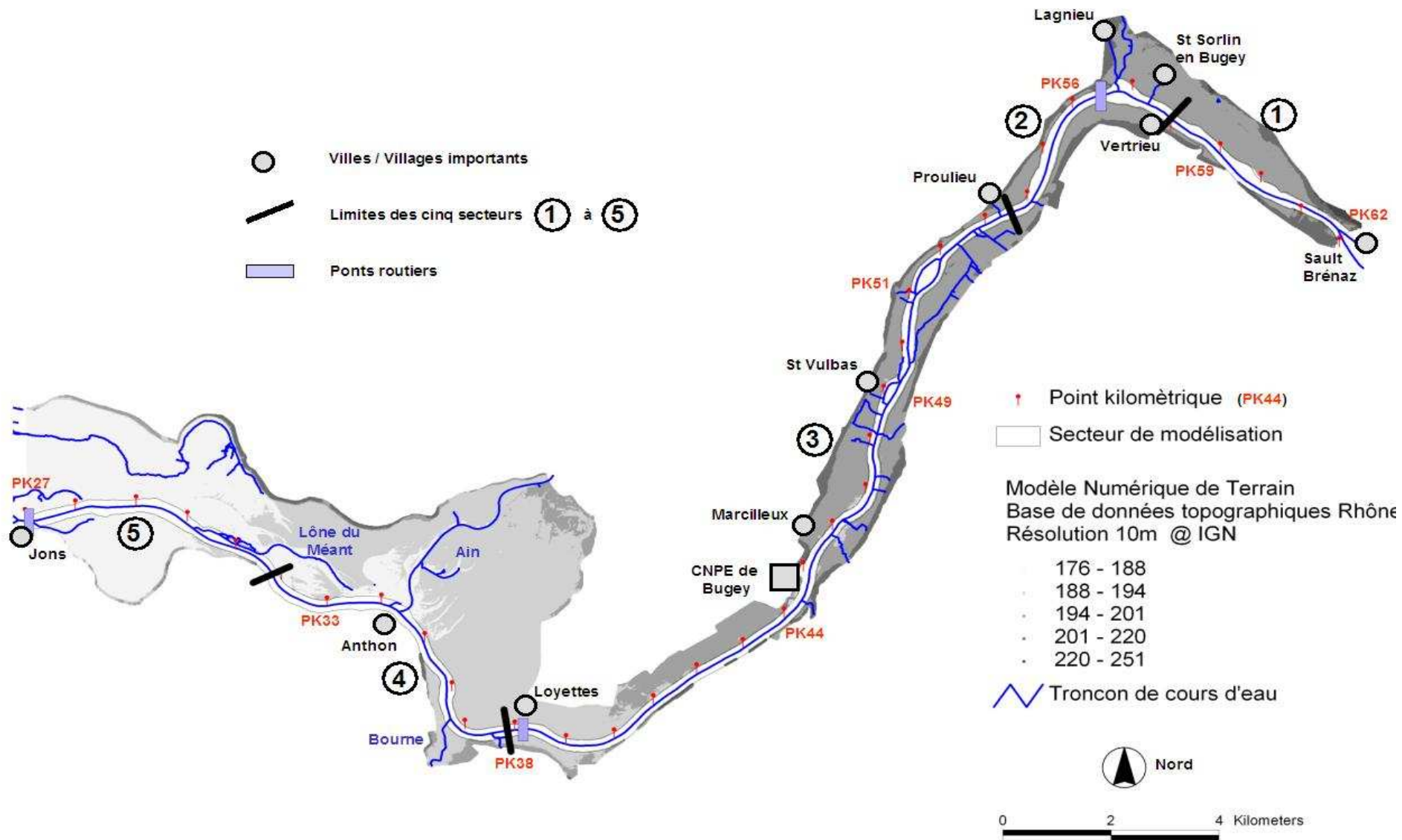


Figure 1 : Tronçon à l'étude

Le module du Rhône à Lagnieu, est de 473 [442 -507] m³/s (Banque Hydro, de 1987 à 2005). Le module de l'Ain, principal affluent du Rhône sur le tronçon étudié, est de 123 m³.s⁻¹ à Chazey-sur-Ain (Banque Hydro ; de 1959 à 2008) c'est-à-dire quelques kilomètres en amont de la confluence avec le Rhône. Les débits de l'Ain sont très influencés par la production hydroélectrique, et varient de 21 m³.s⁻¹ (Q₉₀) à 256 m³.s⁻¹ (Q₁₀).

Une analyse globale des débits enregistrés à Lagnieu (Données base Hydro) exprimés en débit moyens journaliers entre 1991 et 2009, illustrée par des courbes de débits classés établies par année hydrologique (1er septembre année (n-1) – 31 août année n), montre des différences assez marquées entre les années antérieures à 2001 et les années postérieures à 2001 (Figure 2). En effet les dernières années enregistrent les occurrences les plus nombreuses de débits faibles. L'année 2001 est prise comme année repère car « la CNR fait son entrée sur le marché de l'électricité le 1er avril 2001 » (<http://www.cnr.tm.fr/>).

Ce premier constat est confirmé par l'analyse des écart types journaliers du débit horaire. Les distributions annuelles de cet écart type journalier sont stables de 1991 à 2001, et ensuite l'écart type journalier augmente progressivement jusqu'à 2009 (Figure 3).

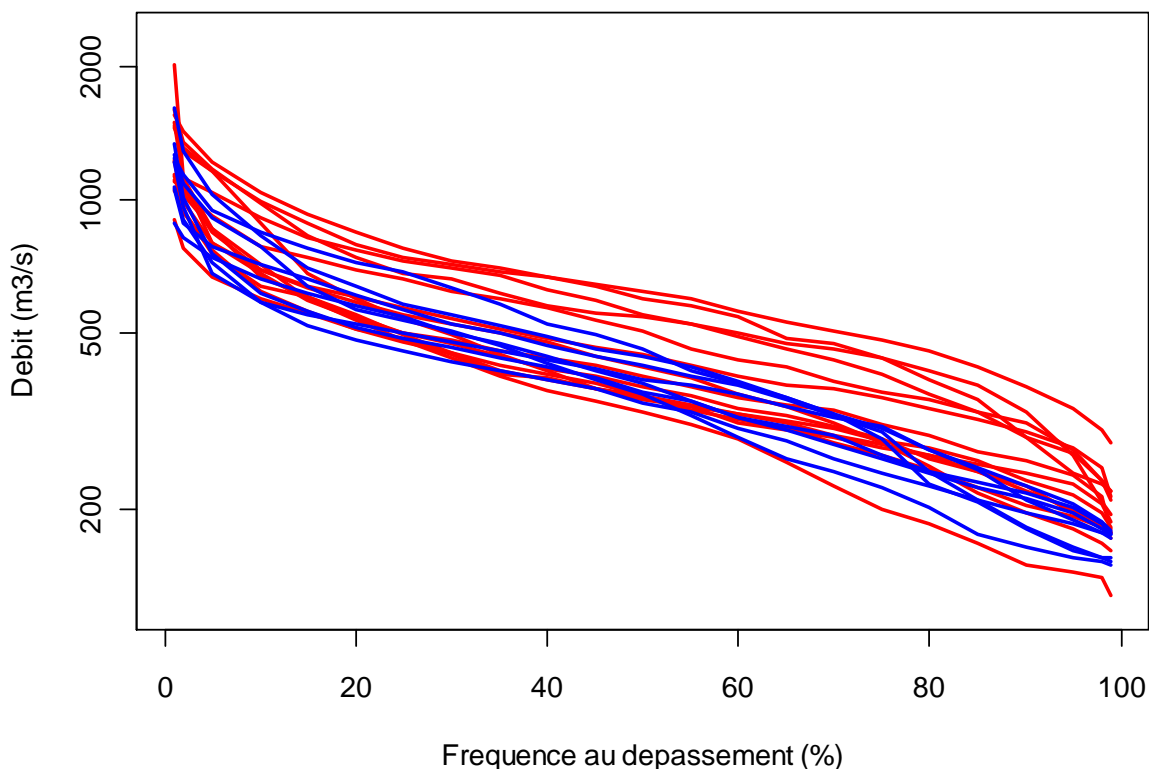


Figure 2 : Courbes de débits classés établies sur les débits journaliers par année hydrologique (1er septembre année (n-1) – 31 août année n) de 1991 à 2009 : en bleu les courbes après 2001, en rouge avant 2001 (analyse et graphes : E. Sauquet – Cemagref).

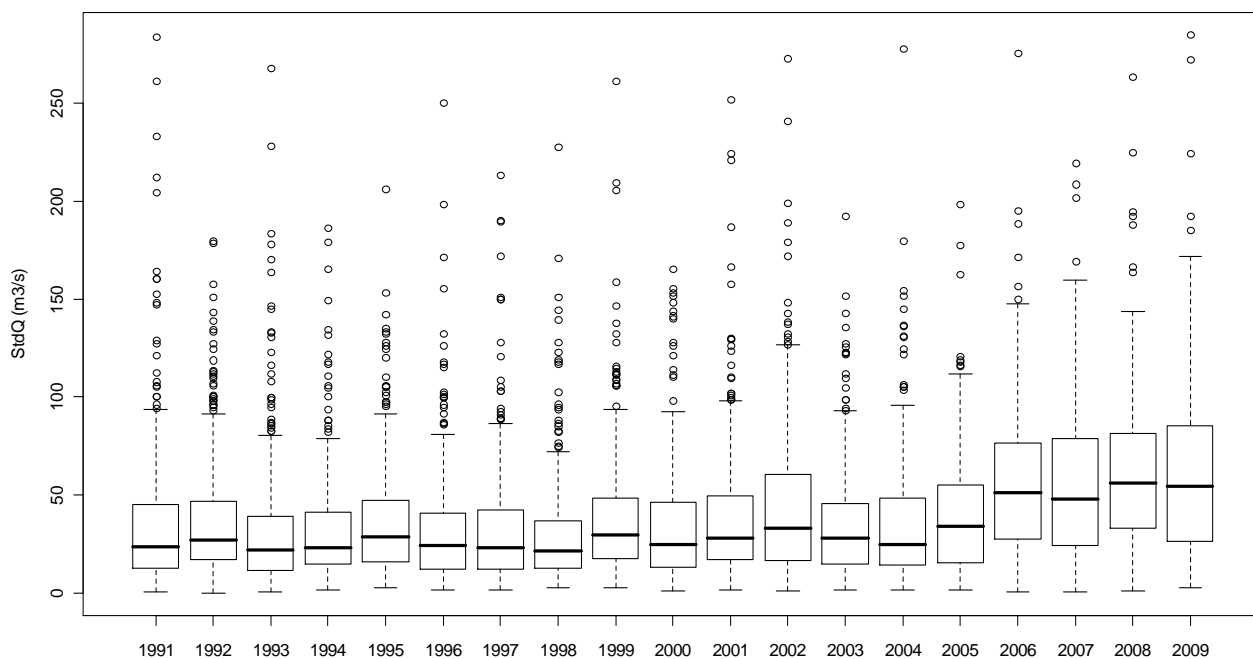


Figure 3 : Évolution de l'écart-type journalier sur la base des débits horaires par année civile entre 1991 et 2009. L'ensemble des données journalières par année sont représentées par des boîtes à moustaches. Le rectangle est dessiné du premier quartile au troisième quartile et coupé par la médiane. Les segments ajoutés aux extrémités menant jusqu'aux valeurs extrêmes, s'arrêtent au premier et neuvième déciles. (analyse et graphes : E. Sauquet – Cemagref).

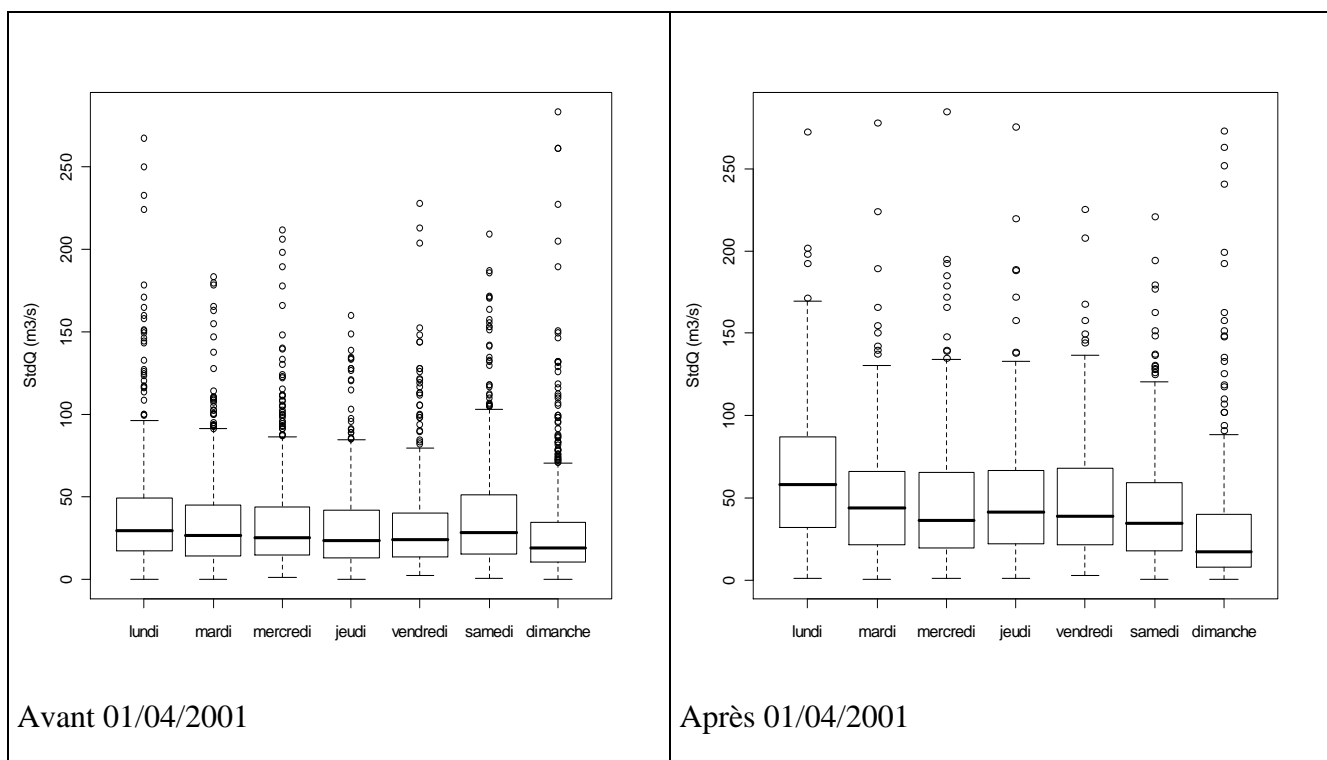


Figure 4 : Ecart-types journaliers des débits horaires par jour de la semaine entre 1991 et 2009. L'ensemble des données journalières par jour de la semaine sont représentées par des boîtes à moustaches avant et après le 1er avril 2001. (analyse et graphes : E. Sauquet – Cemagref).

Le régime hydrologique se caractérise donc par une forte variabilité à l'échelle de la journée, mais également par un contraste assez fort entre les jours de la semaine (du lundi au vendredi et le samedi et dimanche). Une analyse plus détaillée de l'écart-type journalier pour chaque jour de la semaine avant et après l'entrée de la CNR dans le marché de l'électricité met en évidence que depuis le 1er avril 2001, les débits semblent beaucoup plus variables au cours de la journée. D'autre part les écart-types journaliers médians du lundi au vendredi sont plus élevés depuis avril 2001. Le lundi semble aussi se détacher du reste de la semaine, avec une variabilité plus prononcée (Figure 4).

Une analyse plus détaillée des écarts journaliers des débits (débit horaire maximum – débit horaire minimum) a été réalisée pour les périodes 1991-1994 d'une part et 2005-2009 d'autre part. La Figure 5 montre que les années 1991 à 1994 se caractérisent par des écarts journaliers systématiquement plus faibles que ceux observés pour les années 2005 à 2009. L'année 2005 est un peu intermédiaire, avec pourtant une hydraulité (rapport du débit moyen de l'année sur le débit moyen inter-annuel calculé sur une grande période) très faible (la plus faible observée depuis 1980). Sinon, au sein de chaque période (1991 à 1994 d'une part et 2006 à 2009 d'autre part) les courbes des différentes années sont très similaires. Les écarts entre débit horaire maximum et minimum sur 24h, peuvent être supérieurs à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, mais cela reste rare, sur les années observées. Au cours des années récentes, les écart journaliers sont globalement supérieurs à ceux de 1991-1994 d'environ 50 à $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Actuellement l'écart journalier est supérieur à $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ plus de la moitié du temps.

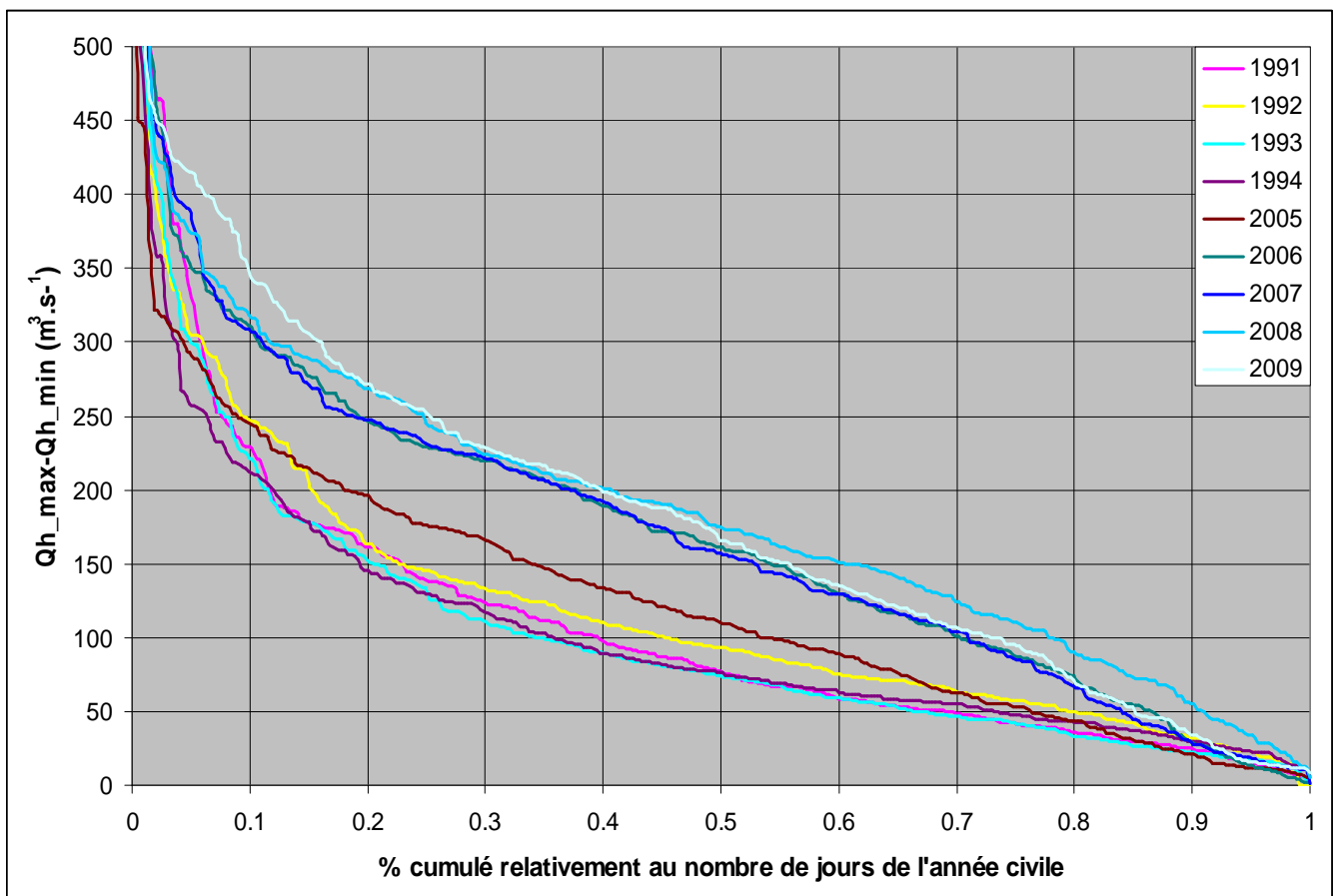


Figure 5 : Représentation en format « courbes classées » des écarts journaliers maximums de débit horaire pour les périodes 1991-1994 et 2005-2009.

Même si on pose l'hypothèse que ces dernières années l'hydrologie dans et autour de l'amont du bassin du Rhône se caractérise essentiellement 1) par une hausse des débits minimums hivernaux, 2) par une réduction des durées d'étiages hivernaux (moins de neige, fonte plus rapide) et 3) par une absence de tendance significative sur les modules ou sur les minimums estivaux (Bar *et al.*, 2010), cela peut difficilement expliquer les augmentations des variations journalières qui par conséquent seraient plus liées à des changements de gestion des débits, en lien avec la production d'électricité de pointe.

Le régime hydrologique du Rhône entre Sault-Brénaz et Jons pourrait donc s'apparenter à des éclusées. Courret (2009) définissait des critères de hausses et des baisses de débit à l'aval d'un ouvrage qui permettaient de caractériser un régime d'éclusées quant à ses amplitudes, ses gradients de montées ou de baisses de débit. Sa routine (macro développée sous Excel en Visual Basic) a été utilisée pour analyser la chronique au pas de temps horaire des débits de Lagnieu (données CNR du PK56 de 1991 à 2009). Les résultats préliminaires de cette analyse sont que :

- les hausses de débit horaire à Lagnieu ne peuvent pas être considérées comme des éclusées (seules 80 hausses de débit ont été considérées comme telles) ;
- globalement depuis 1991, et plus nettement depuis 2002, le nombre de hausses de débit de type éclusée par an augmente (de 2-6 par an à 6-12 par an) ;
- les baisses de débit sont plus souvent (2284 baisses) considérées comme représentatives d'une éclusée. Si on considère qu'il y a 5 jours concernés par semaine pour la réalisation d'une éclusée, entre 1991 et 2009, il y a un potentiel de 4940 éclusées possibles, et c'est donc 46% des baisses de débit qui peuvent être considérées comme une baisse d'éclusées ;
- globalement depuis 1991, et plus significativement depuis 2002, le nombre de baisses de débit de type éclusée par an augmente (de 50-100 par an à 200-250 par an) ;
- les gradients (de 20-25 à 25-30 m³/h) et les amplitudes rapportées au débit de base (de 0.4 à 0.6) des baisses de débit sont également de plus en plus importants depuis 1991, avec une nette accélération dans l'augmentation depuis 2002.

Par conséquent, avec les critères définis par Courret (2009) il n'est pas possible d'associer les fluctuations journalières du débit du Rhône à de vraies éclusées, notamment pour les hausses de débit. Pour les baisses de débit, avec des critères mal adaptés, déjà 46% des baisses potentielles (à raison d'une par jour ouvré) sont de type éclusée. Les critères étaient définis pour des cours d'eau ayant majoritairement un module inférieur à 10 m³.s⁻¹ (et 100 m³.s⁻¹ au maximum ; Courret (2009)). Il serait intéressant de redéfinir les critères d'analyse, plus adaptés à un bassin versant beaucoup plus grand pour ré-analyser la chronique des débits horaires à Lagnieu. Il est toutefois raisonnable de conclure que les variations de débit observées dans le tronçon étudié (Sault-Brénaz à Jons) ne sont pas naturelles, et peuvent être assimilées à des éclusées, au moins pendant les baisses de débit. Ces fluctuations sont liées à la production d'électricité de pointe, et semblent plus marquées (écart entre débit minimum et débit maximum de la journée) depuis 2002.

3. MODELISATION HYDRODYNAMIQUE

Ce travail à impliqué :

- Pascal Jouve : stagiaire en PFE de l'Ecole d'Hydraulique de Grenoble (5 mois), et CDD au Cemagref (4 mois ; rapport disponible : Jouve, 2008)
- Jean Morin (Environnement Canada): accueil chercheur étranger au Cemagref pour 2,5 mois
- Paul Boudreau (INRS-ETE & Environnement Canada) et Yves Secretan (INRS-ETE) : aide à l'installation et à la mise en œuvre de Modeleur (Logiciel INRS-ETE : <http://www.gre-ehh.inrs-ete.quebec.ca/Modeleur1/>)
- Pascal Matte (Doctorant INRS-ETE)
- Patrice Fortin et Olivier Champoux (Environnement Canada)
- Hervé Pella, Pascal Roger, et Hervé Capra du Cemagref de Lyon.

3.1. Objectifs

L'ensemble du projet est basé sur la modélisation hydrodynamique du secteur à l'étude. Cette modélisation est le seul outil permettant de connaître, grâce aux chroniques de débit, la répartition spatiale et temporelle des conditions physiques d'habitat des communautés de poissons et de macroinvertébrés benthiques. L'objectif de cette partie est donc de résumer la mise en œuvre d'un modèle hydrodynamique qui permette de simuler, pour tous les débits susceptibles d'être observés sur ce tronçon du Rhône, la vitesse et la profondeur d'écoulement en tout point avec la plus grande précision possible. Le modèle utilisé est la suite logiciel Modeleur - Hydrosim développée et mise à disposition par l'équipe des Professeurs M. Leclerc et Y. Secretan de l'INRS-ETE de Québec.

3.2. Méthodes

Les données nécessaires pour la modélisation hydrodynamique

Pour développer une modélisation hydrodynamique il est nécessaire d'avoir une représentation virtuelle de la topographie du lit de la rivière qui s'appelle un Modèle Numérique de Terrain (MNT). Cette représentation de la réalité est obtenue à partir des descriptions topographique et bathymétrique du tronçon à l'étude. Ensuite il faut connaître, sur certaines sections en travers du tronçon, au minimum à l'amont et à l'aval, les relations entre le niveau d'eau (altitude de la surface libre) et le débit. Enfin pour estimer les frottements de l'eau sur le fond (ainsi que pour l'estimation de la qualité de l'habitat physique disponible pour les êtres vivants) il est nécessaire de décrire la distribution spatiale de la granulométrie du substrat. La modélisation hydrodynamique consiste à représenter la réalité des écoulements à partir de ces trois sources d'informations principales : bathymétrie, niveaux d'eau et substrat / frottements.

Données topographiques et bathymétriques

La qualité de la représentation de la morphologie réelle du lit mineur par l'intermédiaire d'un MNT est d'autant plus grande que les relevés de bathymétrie sont denses et précis. De plus, la précision du MNT influe directement sur la qualité de la modélisation hydrodynamique. Pour obtenir une forte densité de points de bathymétrie, les levés bathymétriques ont été réalisés (Société Bathys) avec un sondeur multi-faisceaux (Pella et al., 2008). Ce type de sondeur est couramment utilisé sur les tronçons navigables des fleuves et en mer, i.e. caractérisés par une profondeur d'écoulement suffisamment élevée. Pour obtenir des données de grande précision sur le tronçon à l'étude (faible profondeur moyenne), il a fallu équiper un petit bateau à faible tirant d'eau avec un sondeur multi-faisceaux couplé à un système de positionnement DGPS assisté d'une centrale inertielle pour pallier les nombreuses pertes de liaisons satellitaires, et les mouvements de l'embarcation.

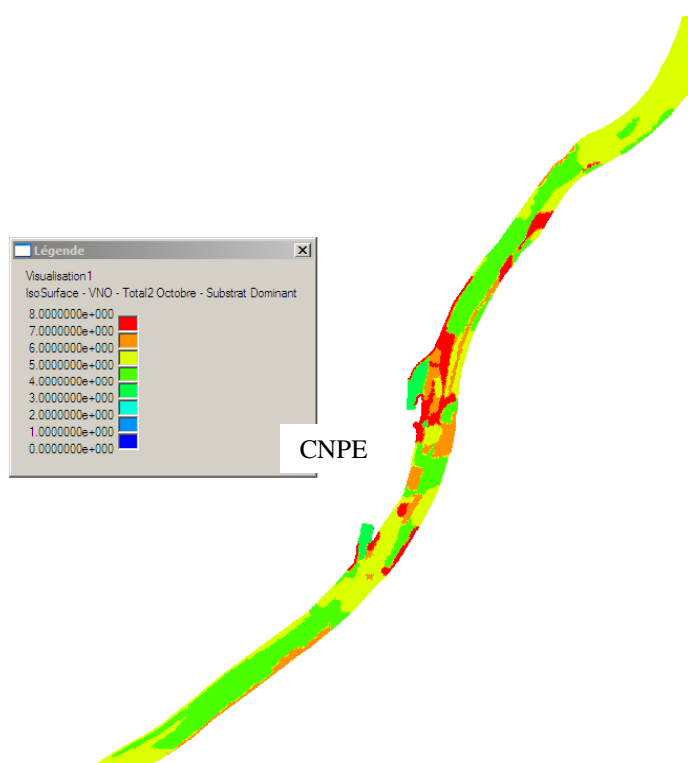
Enfin, des données complémentaires de topographie ont été récoltées avec des techniques de levés topographiques plus classiques (tachéomètre, DGPS et sondeur mono faisceau). L'ensemble des

données sont géo-référencées en utilisant la projection conique conforme Lambert II étendu, généralement utilisée pour l'ensemble de la France Métropolitaine. Les coordonnées de chaque point sont considérées «centimétriques», signifiant que, compte tenu des techniques mises en œuvre pour les recueillir, les écarts entre les valeurs mesurées et la réalité sont de l'ordre de quelques centimètres.

Substrat

Le substrat du tronçon étudié a été décrit en plusieurs fois, par observation directe à pied ou depuis un bateau ou à partir de photos aériennes à très bas débit et en hiver (turbidité minimum). Le substrat était décrit par zones le plus homogène possible (Figure 6) quant à sa composition granulométrique. Pour chaque zone, les proportions des différentes classes de taille des particules sont renseignées en pourcentage de la surface de la zone. Les classes de substrat sont définies de manière classique (Blocs, Pierres, Cailloux, Gravier, Sable, Limon, et Dalle).

La valeur de base du Manning est calculée à partir de la composition du substrat d'après une formule obtenue de longue date par ajustement sur plusieurs rivières (basée sur le diamètre médian des classes de substrat pondéré par la proportion des classes ; (Figure 7)). L'ajustement de la distribution du frottement est la portion la plus fastidieuse du travail de calage du model. Cet ajustement se fait à partir de la carte des substrats qui est modifiée pour tenir compte des microrugosités et des variations de la topographie qui ne sont pas pris en compte par la « grossière » discrétisation du domaine (qqz m). Les coefficients de Manning sont donc considérés constants quelque soit le débit d'étalonnage.



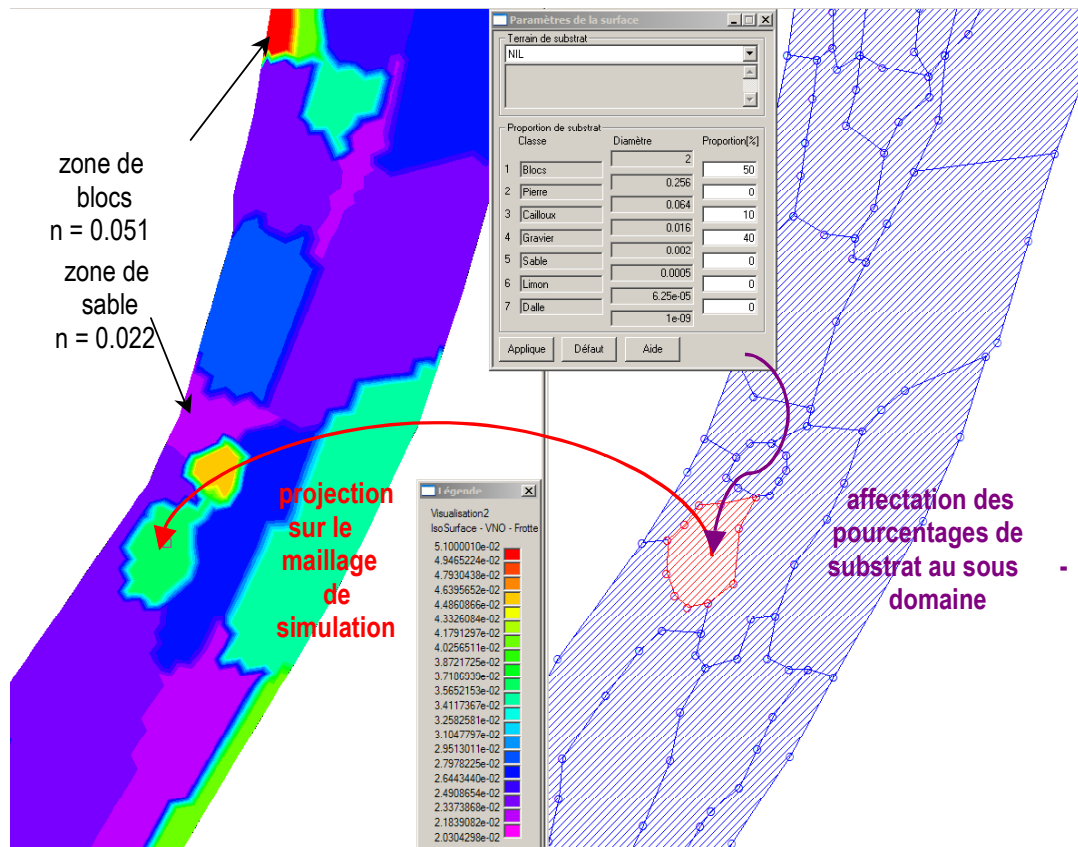


Figure 7 : Spécification des sous-domaines de substrat (on associe à des surfaces une distribution observée de substrat) et assemblage du frottement de substrat (i.e. pour cette surface, une formule permet d'estimer un coefficient de Manning).

Développement du MNT

Un modèle de discrétisation géométrique du tronçon à l'étude a été constitué sous la forme d'un maillage irrégulier d'éléments triangulaires. Le maillage utilisé pour la résolution Éléments Finis est de type T6L (Figure 8) : triangle à 6 nœuds à interpolation linéaire. Sur chaque sommet du maillage, sont calculés le débit et le niveau d'eau. Au milieu de chaque arête (entre 2 sommets), est calculé uniquement le débit, le niveau d'eau est interpolé linéairement.

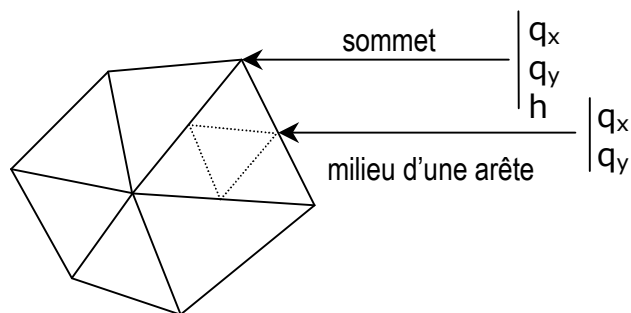


Figure 8 : Schématisation du type de mailles utilisées en hydrodynamique et localisation des nœuds de calcul avec les valeurs calculées associées (q = débit ; h = profondeur).

Une attention particulière a été portée à ce que la résolution du maillage s'avère adéquate dans les zones les plus pertinentes en regard de l'objectif de procéder à des analyses des conditions d'habitat. L'élaboration du modèle de discrétisation géométrique du tronçon à l'étude a également pris en compte la présence de structures particulières au sein de la bathymétrie, notamment la présence de bancs de galet de même que d'infrastructures mises en place dans le lit du cours d'eau.

Pour des raisons d'efficacité du calcul informatique, l'ensemble du tronçon a été découpé en trois secteurs successifs : Jons – Loyettes ; Loyettes – CNPE ; et CNPE – Brenaz. Chacun de ces secteurs ayant été traité indépendamment l'un de l'autre et réunis après leur étalonnage respectif.

Relations Niveaux - Débit

Le travail initié par Fabien Duval (2006) a été d'établir des relations entre le niveau d'eau et le débit avec une attention toute particulière accordée à l'entrée et à la sortie du tronçon à l'étude mais aussi en des points variés du secteur où il est intéressant d'obtenir des relations fiables pour différents débits, dans la gamme des débits considérés pour ce projet (de 150 à plus de 1000 m³.s⁻¹).

Les niveaux d'eau ont été obtenus par 3 méthodes différentes qui sont l'utilisation de règles limnimétriques (Figure 9), des sondes à pression et la réalisation de "lignes d'eau". Le débit associé aux niveaux mesurés avec les deux dernières méthodes a été obtenu par mesure ADCP (appareil de mesure du débit de marque RDI type RioGrande) et les autres débits à partir des chroniques de débit fournies par la CNR à Lagnieu (PK56) intégrant le temps de transfert entre le pk56 et le pk où le niveau d'eau était mesuré.



Figure 9 : Exemple de règle limnimétrique (pk38 à gauche, en rive droite sous le pont de Loyettes ; pk44.5 à droite, en rive gauche en face du CNPE).

Les lignes d'eau sont obtenues en dévalant le courant au centre du chenal et en mesurant de manière continue le niveau d'eau et sa position en XY à l'aide d'un GPS différentiel (Leica).

Lorsque toutes les données de terrain ont été recueillies, la première véritable étape de la modélisation est de « mettre » en eau le modèle, pour pouvoir lancer les premières simulations afin

d'obtenir une convergence. Lorsque la simulation a convergé, alors le modèle fournit en tout point du maillage une solution pour les variables à estimer. La mise en eau consiste à fournir au modèle numérique, en régime stationnaire, le niveau d'eau en aval et le débit en amont, et éventuellement toutes les confluences (arrivée d'eau ou pompage) pour qu'il tente de converger. L'un des moyens classiquement utilisé pour vérifier le degré de convergence du modèle est la comparaison entre les lignes d'eau simulée et observées (Figure 10).

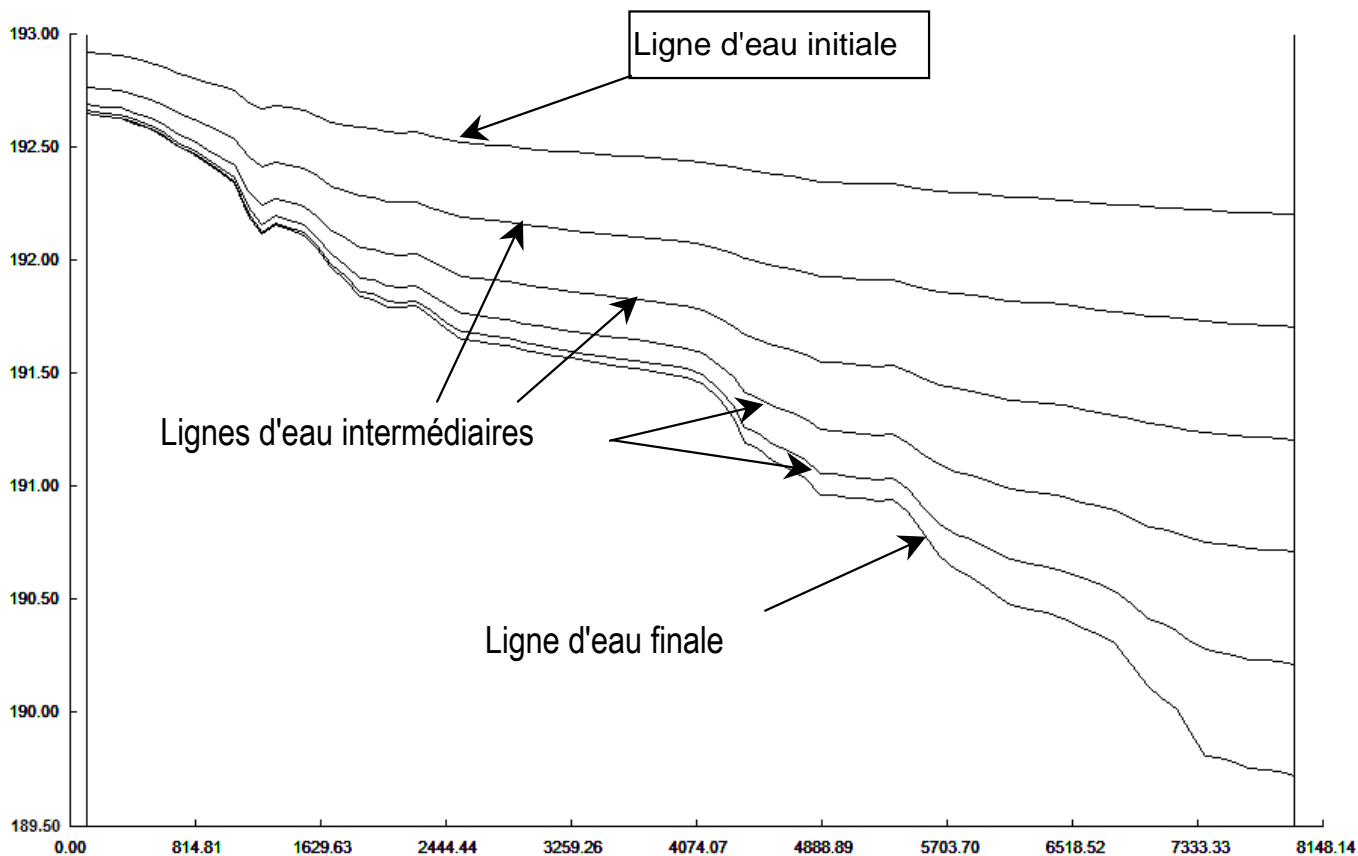


Figure 10 : Exemple d'ajustement / convergence du modèle quant à la ligne d'eau. L'objectif de la phase d'étalonnage est d'avoir un écart minimum entre la ligne d'eau observée et la ligne d'eau simulée (ordonnées = élévation en m du niveau d'eau ; abscisses = distance amont aval en m)

3.3. Résultats

Données topographiques et bathymétriques

Les données dites du « terrain de topographie » réunissent dans un même fichier les coordonnées XYZ de 1 192 743 de points, issus d'un travail important et fastidieux de mise en forme et de nettoyage des données brutes à partir des relevés de terrain. Les points conservés au final ont des origines différentes :

- les points d'une grille fixe à 2 m résumant la bathymétrie multi-faisceaux ;
- les points de la bathymétrie mono-faisceau ;
- les points issus des données LiDAR fournies gracieusement par l'IGN (prestataire pour l'AERMC dans le cadre du plan Rhône) ;
- les points estimés compte tenu de la connaissance du terrain (e.g. pile de pont, digue, prise d'eau et rejets du CNPE....)

Substrat et frottements

Il résulte de la description du substrat, une cartographie de zones homogènes quant aux frottements (coefficient de Manning) utilisée lors de la résolution numérique des équations de l'hydrodynamique (Figure 11). Les simulations d'habitat utiliseront la répartition spatiale de la classe de substrat la plus abondante par zone homogène, appelé substrat dominant.

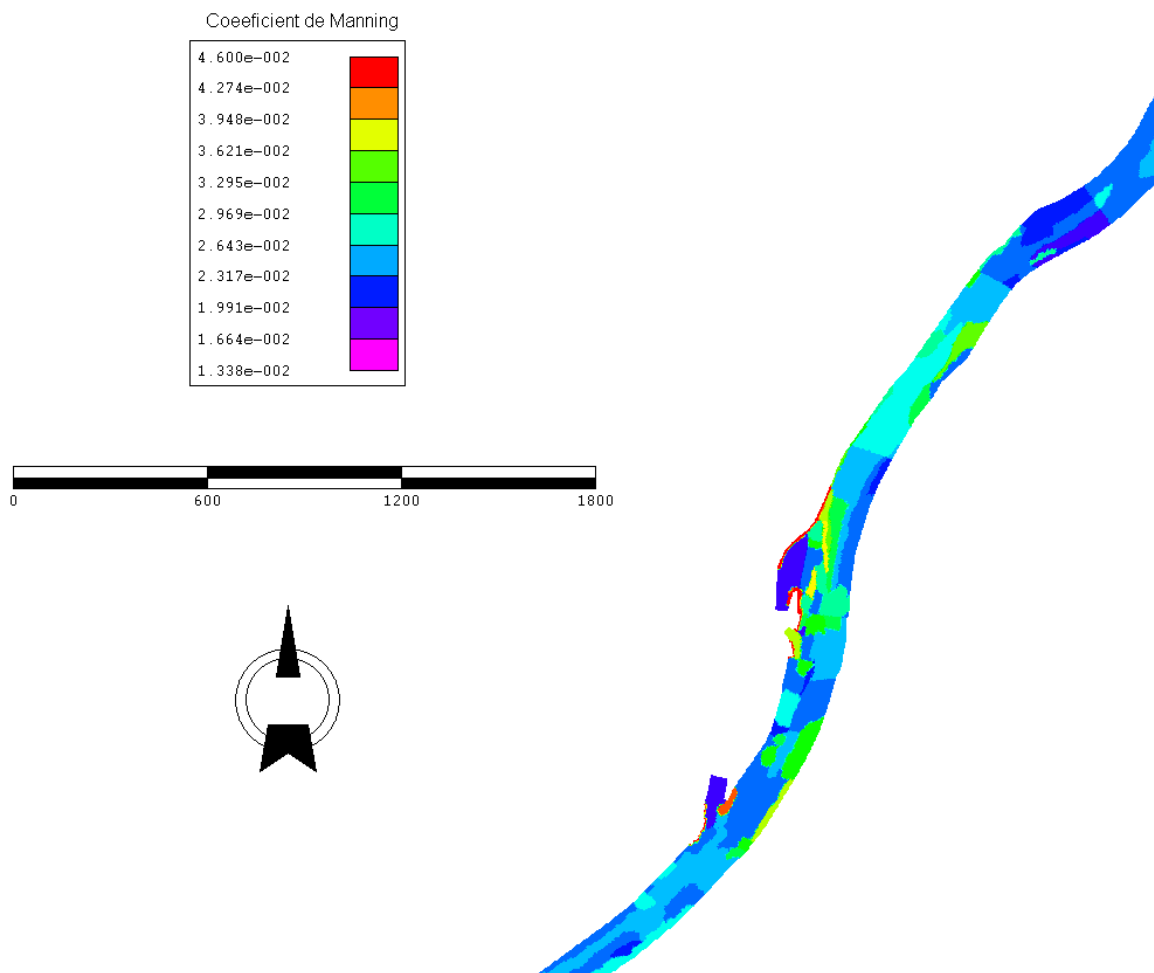


Figure 11 : Iso-surfaces des indices de frottement (coefficient de Manning) entre le pk46 (amont CNPE) et le pk43 (aval CNPE) issu de la cartographie de la granulométrie.

Développement du MNT

Le maillage total est composé de 309 806 nœuds dont un exemple de configuration est illustré à la Figure 12.

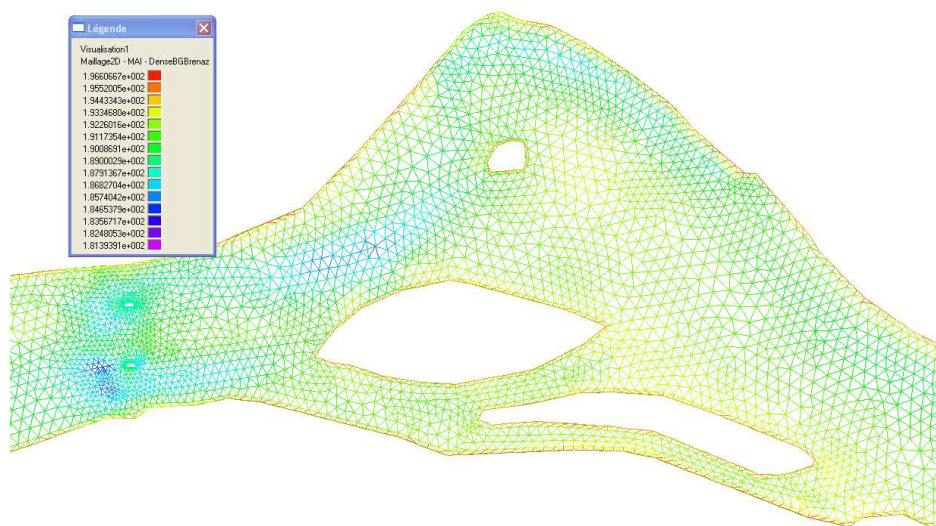


Figure 12 : Aperçu du maillage à hauteur des Iles de Lagnieu (au centre) et du Pont de Lagnieu (sur la gauche de la Figure). La couleur donnée aux arrêtes est représentative de l'altitude du fond (légende : élévation en m).

L'attribution, au droit de chacun des nœuds du maillage, de l'élévation représentative du lit du cours d'eau prévalant localement a été réalisée avec Modeleur. La Figure 12 permet d'apprécier visuellement la configuration bathymétrique du tronçon à l'étude à hauteur du méandre de Lagnieu.

Relations Niveaux - Débit

Pour chaque échelle (station) limnimétrique une relation niveau (en m) vs débit (en $m^3.s^{-1}$) a pu être modélisée avec un ajustement à une fonction logarithmique ou polynomiale d'ordre 2 (Figure 13).

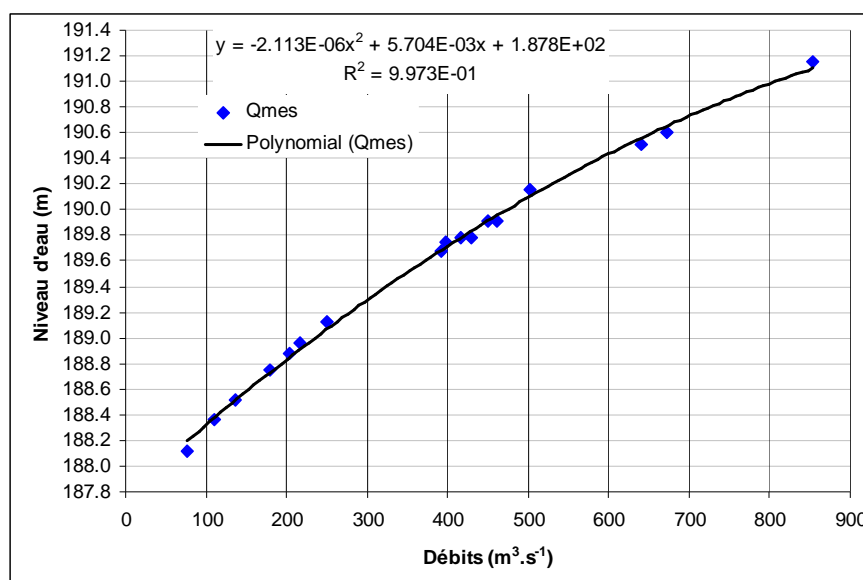


Figure 13 : Exemple d'évolution du niveau d'eau relevé sur l'échelle limnimétrique du PK 44.5 en fonction du débit (points) et le modèle polynomiale associé (trait).

Grâce aux nombreux relevés de terrain (Figure 14), il a été possible d'ajuster la ligne d'eau simulée entre les règles limnimétriques pour différentes conditions de débit observées. Le travail d'ajustement des niveaux d'eau simulés aux niveaux d'eau observés représente une très grosse charge de travail pour avoir un bon ajustement pour chacun des trois secteurs, et pour le tronçon au complet, pour toute la gamme de débit visée.

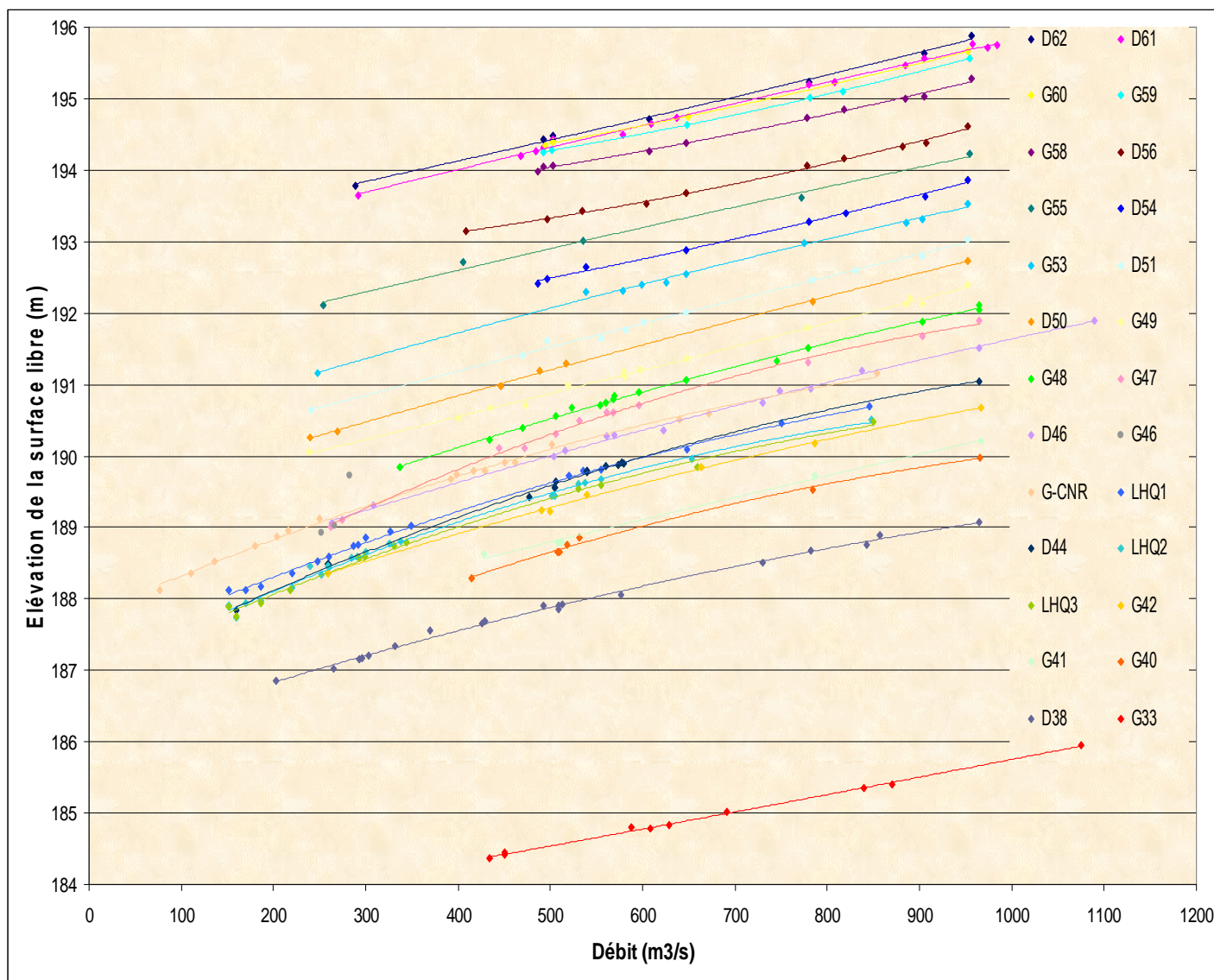


Figure 14 : Relations niveau – débit issues de la lecture des différentes règles limnimétriques situées le long du tronçon à l'étude (G ou D représente la rive Gauche ou Droite ; le chiffre associé est le pk ; G-CNR = pk 44.5 ; LHQ1, 2 et 3 sont des échelles installées par le Cemagref, entre pk43 et pk44).

D'autre part deux lignes d'eau « instantanées » ont été enregistrées à environ $600\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ et $350\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. La Figure 15 présente le résultat pour $350\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. Ces données sont très intéressantes pour valider la qualité de la simulation hydrodynamique à ces débits là du fait de la continuité spatiale de l'information.

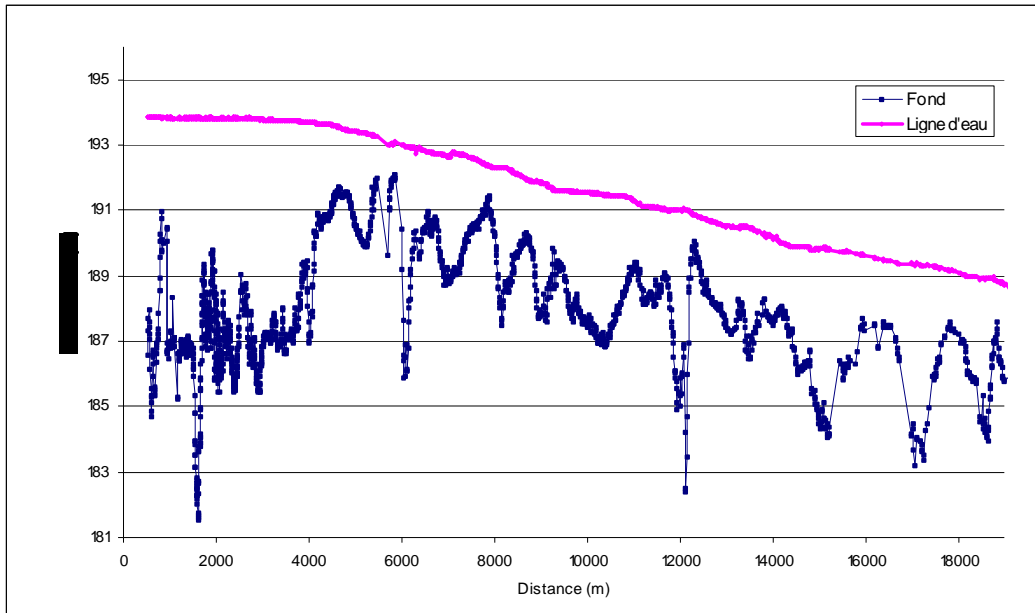


Figure 15 : Exemple de ligne d'eau relevée sur la moitié amont du tronçon à l'étude le 8 octobre 2008 pour un débit de $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Lors de l'étalonnage du modèle hydrodynamique, d'une étape à l'autre il est possible de modifier les paramètres de calage du modèle. Le paramètre le plus fréquemment modifié est le coefficient de Manning, qui influe directement sur le niveau d'eau (pour un débit donné, plus les frottements sont importants, plus le niveau d'eau est élevé). Un travail long et fastidieux est nécessaire pour chaque secteur, et pour différentes portions de chaque secteur, pour obtenir, pour un débit donné, une ligne d'eau simulée la plus proche possible d'une ligne d'eau observée (Figure 16).

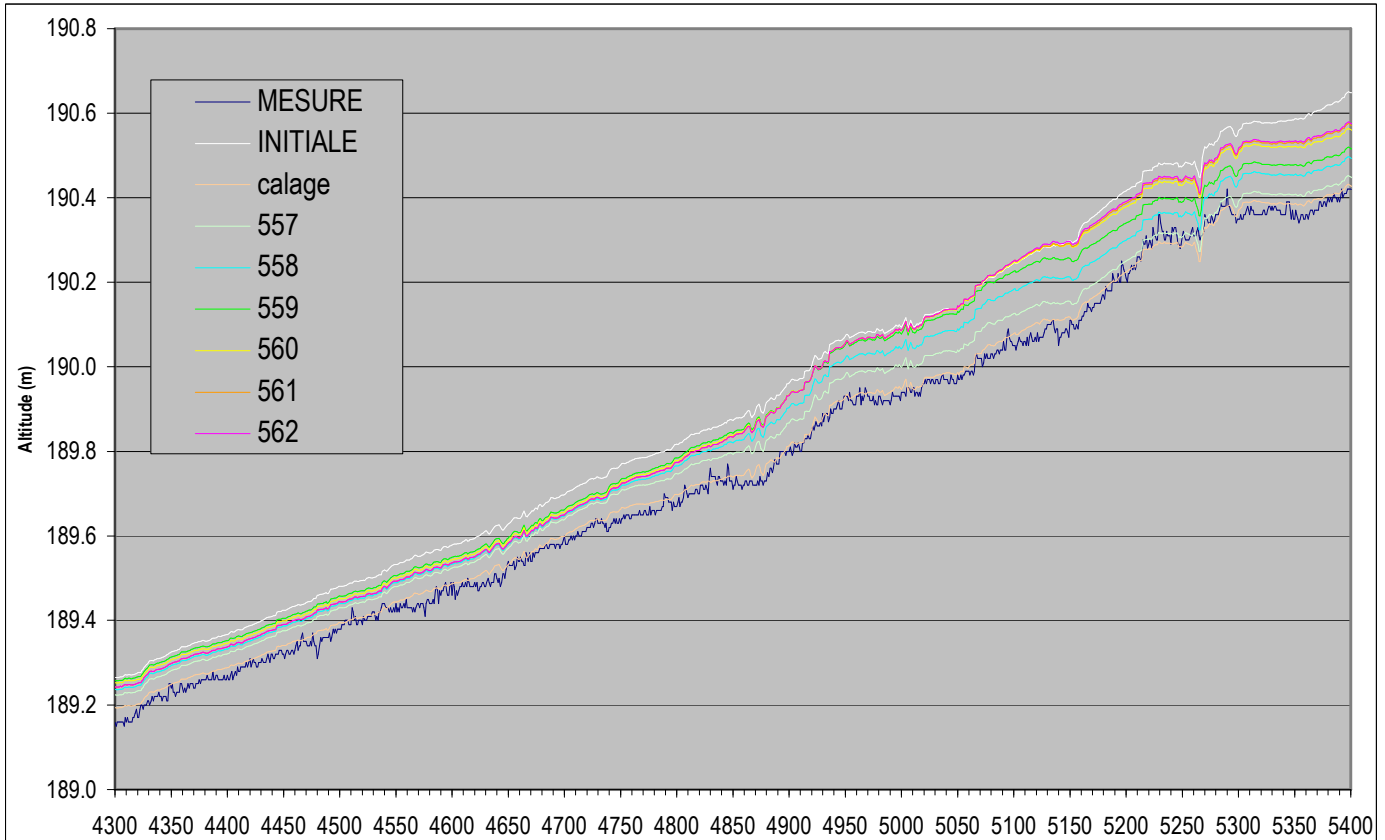


Figure 16 : Exemple des résultats de différents étalonnages (n°557 à 562) du modèle visualisés grâce à la ligne d'eau simulée. La simulation retenue comme « calage » est celle qui fournit un ligne d'eau simulée la plus proche possible de la ligne d'eau observée (ici entre Loyettes et le CNPE pour un débit de $550 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

L'objectif initial était d'avoir pour l'ensemble du tronçon un écart entre les lignes d'eau observées et simulées inférieur à 10 cm, pour une gamme de débits allant de 150 à 1000 m³.s⁻¹. Cet objectif est largement atteint avec pour beaucoup de situations des écarts très nettement inférieurs à 10 cm.

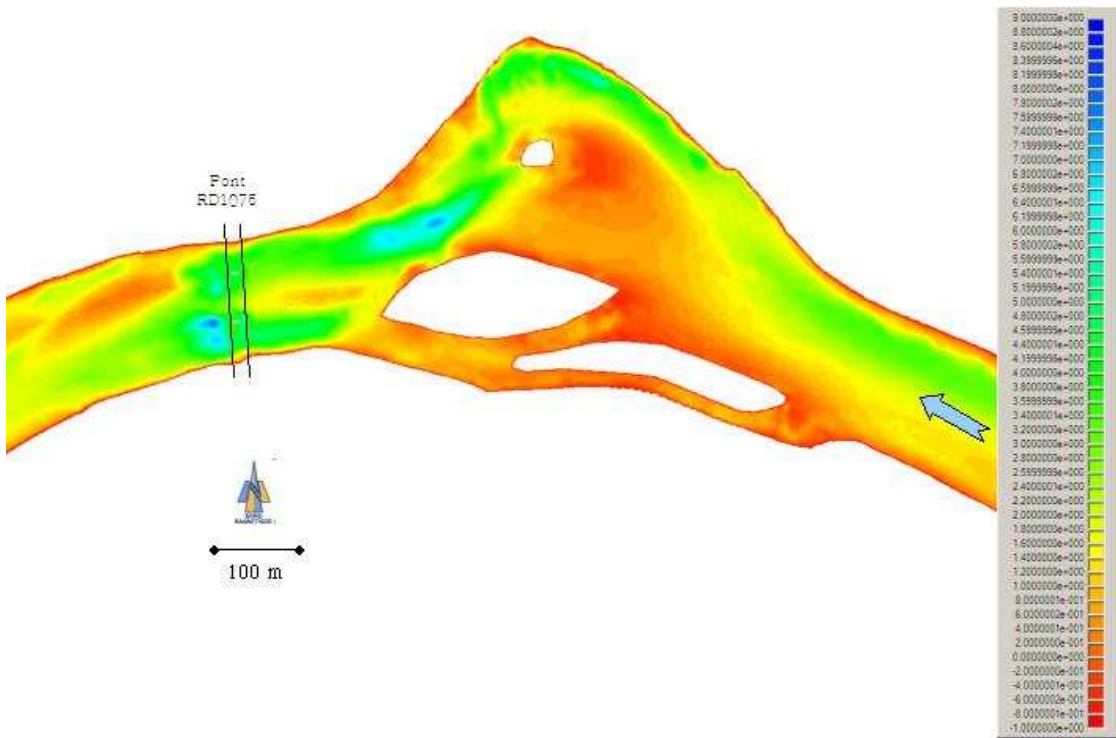
Simulations hydrodynamiques

Lorsque le modèle est étalonné pour un débit donné les niveaux d'eau simulés sont forcément proches des observations. En revanche, les simulations doivent être validées en terme de vitesse d'écoulement. Pour cela il s'agit de comparer graphiquement la répartition transversale (i.e. sur un transect) des vecteurs vitesse simulés (direction et norme) avec la répartition transversale des vecteurs vitesse mesurés sur le même transect.

Ce travail important de validation reste à faire pour le modèle développé dans cette étude, mais ne laisse pas supposer de mauvais résultats. En effet le modèle numérique de terrain étant tellement précis (ce qui est assez rare pour un tronçon étudié de 35 km) et les niveaux d'eau simulés étant très proches des niveaux d'eau observés, il y a peu de risque que la répartition des vitesses simulées soit très différente de la réalité. De plus dans le cadre d'un autre projet de modélisation des conditions hydrodynamiques du Rhône, en régime non permanent et avec un maillage plus dense, mais utilisant le même modèle numérique de terrain au droit du CNPE de Bugey, la répartition transversale des vitesses d'écoulement simulées a été comparée avec succès à des vitesses mesurées avec un ADCP (Capra et al. 2010). Enfin, en 2008 quelques comparaisons de répartition transversales de vitesse simulées avec Modeleur et mesurées avec un ADCP avaient été présentées dans le rapport de fin d'étude de P. Jouve (2008). Ces comparaisons permettaient également de confirmer la bonne répartition transversale de vitesses d'écoulement.

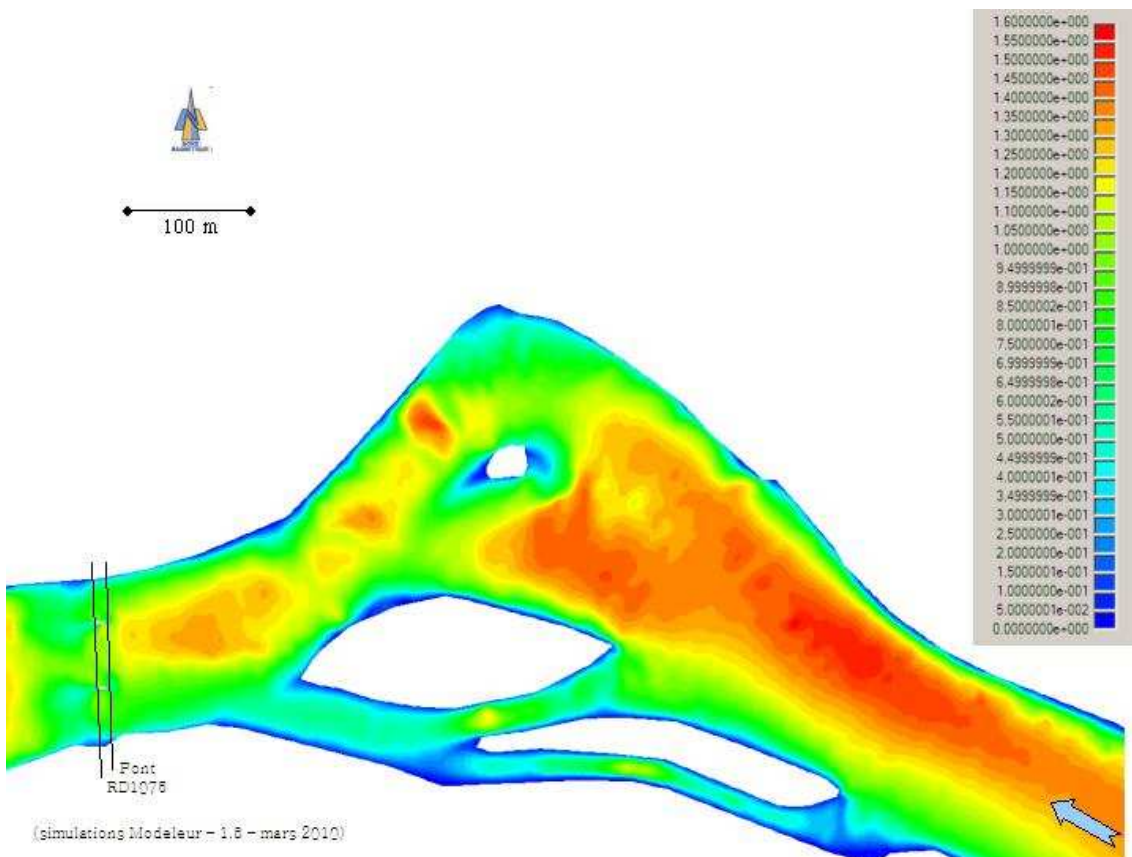
La version du modèle disponible en novembre 2010 est valide pour simuler les conditions hydrodynamiques en tout point du tronçon d'étude pour une gamme de débits étalonnés en régime permanent de 150 à 1000 m³.s⁻¹ tous les 25 m³.s⁻¹. Les Figure 17, et Figure 18 illustrent des résultats de simulations pour le secteur de Lagnieu, avec une représentation cartographique des profondeurs et du module de la vitesse (iso-surfaces colorées en fonction de la valeur de la variable aux nœuds). Il est également possible de visualiser sur ces cartographies les vecteurs-vitesse intégrés sur la colonne d'eau (Figure 19) qui donnent à la fois la direction du vecteur vitesse et son module (longueur des flèches proportionnelles au module de la vitesse). Toutes ces visualisations peuvent s'obtenir pour le tronçon dans sa globalité ou pour quelques mètres carrés.

Le Tableau I montre l'évolution en fonction du débit de trois variables principales de géométrie hydraulique pour quelques simulations choisies parmi toutes les simulations effectuées entre 150 et 1000 m³.s⁻¹. Ces variables (la largeur en eau, la profondeur moyenne et la vitesse d'écoulement moyenne) donnent des informations sur la variation des conditions globales d'écoulement du tronçon en entier et des cinq principaux secteurs, définis sur le tronçon étudié en fonction des variations des pentes de la ligne d'eau (cf. Figure 1 pour les limites des cinq secteurs). Il est important de noter que la profondeur moyenne et la vitesse d'écoulement moyenne augmentent de manière continue dans la gamme des débits modélisés. En revanche même si la largeur mouillée augmente également de manière continue en fonction du débit, cette augmentation est nettement moins rapide après 300 m³.s⁻¹, sauf pour le secteur 5 (le plus aval).



(simulations Modelieur - 1,8 - mars 2010)

Figure 17 : Visualisation de la profondeur (iso-surfaces ; légende en m) à hauteur des îles de Lagnieu pour $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.



(simulations Modelieur - 1,8 - mars 2010)

Figure 18 : Visualisation de la vitesse d'écoulement (iso-surfaces ; légende en $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) à hauteur des îles de Lagnieu pour $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

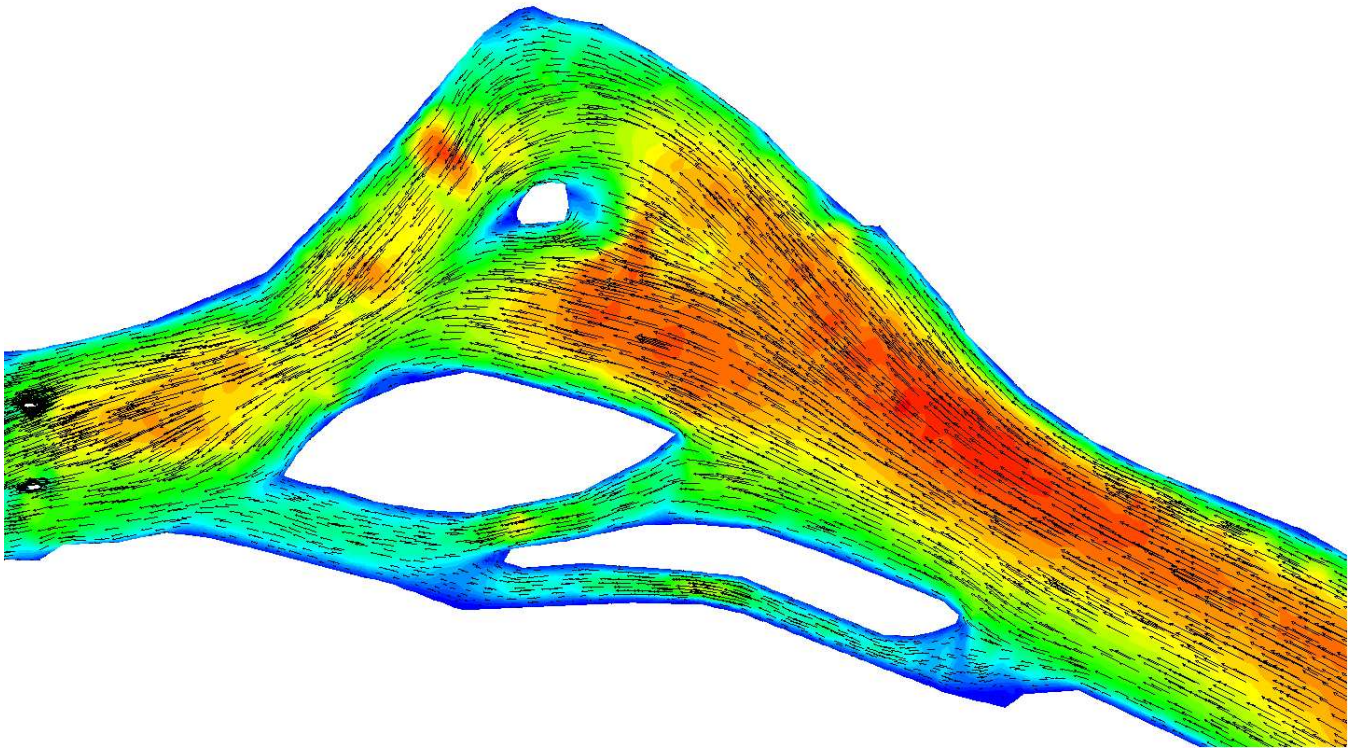


Figure 19 : Visualisation de la vitesse d'écoulement (iso-surfaces ; légende en m.s-1 ; cf. légende sur Figure 18) à hauteur des îles de Lagnieu pour $500 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ avec les vecteurs vitesse représentés en noir.

Tableau I : Résumé de l'évolution des caractéristiques hydrauliques principales (profondeur d'eau, vitesse d'écoulement, et largeur en eau moyennes) en fonction du débit, par secteur (cf. Figure 1) et pour l'ensemble du tronçon.

Secteurs	Variables	Débits de simulation (régime permanent)							
		150	200	250	300	400	500	700	900
1 (3930)	largeur (m)	123.3	127.9	131.2	133.8	137.8	140.3	143.4	144.6
	profondeur (m)	3.30	3.40	3.60	3.70	3.90	4.20	4.70	5.30
	vitesse ($\text{cm}.\text{s}^{-1}$)	0.33	0.41	0.48	0.54	0.65	0.76	0.94	1.10
2 (4410)	largeur (m)	152.7	161.1	165.1	167.7	170.3	172.6	176.0	177.5
	profondeur (m)	1.40	1.60	1.70	1.90	2.20	2.50	3.10	3.60
	vitesse ($\text{cm}.\text{s}^{-1}$)	0.65	0.75	0.84	0.91	1.03	1.12	1.25	1.37
3 (15560)	largeur (m)	122.2	127.6	131.5	133.6	136.2	138.4	140.6	142.2
	profondeur (m)	1.80	1.90	2.10	2.30	2.70	3.10	3.70	4.20
	vitesse ($\text{cm}.\text{s}^{-1}$)	0.66	0.76	0.85	0.92	1.04	1.14	1.31	1.48
4 (6230)	largeur (m)	117.8	124.2	129.5	133.3	137.3	139.6	142.9	144.6
	profondeur (m)	1.70	1.80	1.90	2.10	2.30	2.60	3.10	3.60
	vitesse ($\text{cm}.\text{s}^{-1}$)	0.84	0.93	1.01	1.09	1.22	1.34	1.53	1.71
5 (4920)	largeur (m)	151.5	151.9	152.2	152.5	153.2	153.8	154.9	155.2
	profondeur (m)	3.10	3.20	3.20	3.30	3.50	3.60	3.90	4.00
	vitesse ($\text{cm}.\text{s}^{-1}$)	0.47	0.56	0.64	0.73	0.88	1.01	1.25	1.53
Total (35050)	largeur (m)	129.5	134.7	138.2	140.5	143.2	145.3	147.8	149.2
	profondeur (m)	2.08	2.21	2.36	2.51	2.81	3.10	3.64	4.07
	vitesse ($\text{cm}.\text{s}^{-1}$)	0.60	0.69	0.77	0.84	0.96	1.06	1.23	1.40

4. APPROCHE FONCTIONNELLE DE LA VARIABILITE DE L'HABITAT DU POISSON

L'approche fonctionnelle de l'impact journalier des changements de débit sur la disponibilité en habitat du poisson à impliqué :

- Céline Le Pichon et Vanessa Demougin du Cemagref d'Antony (Hydrosystèmes et Bioprocédés)
- avec la collaboration d'Hervé Pella, Pascal Jouve et Hervé Capra du Cemagref de Lyon.

4.1. Objectifs

La quantification des habitats potentiels pour les poissons, basée sur des variables de l'environnement et non plus seulement sur la présence des individus, permet d'évaluer les potentialités globales d'un secteur de cours d'eau. L'identification des habitats potentiels occupés et vacants est importante dans la compréhension des dynamiques de population et la gestion conservatoire des espèces (Schtickzelle et Quinn, 2007). La variabilité journalière des débits sur le secteur étudié étant importante, il est crucial d'en quantifier l'impact sur les habitats disponibles pour les poissons. Les changements quotidiens de débit pouvant à la fois modifier la quantité des habitats nécessaires aux fonctions vitales quotidiennes (alimentation et repos/refuge) mais aussi leur accessibilité.

Nous avons choisi quatre espèces échantillonnées sur le secteur d'étude lors des pêches électriques de 2007 et 2008. Elles font partie des 7 espèces les plus abondantes du peuplement observé avec dans un ordre décroissant d'abondance en 2008 le Spirlin (*Alburnoides bipunctatus*), le Chevaine (*Squalius cephalus*), le Barbeau fluviatile (*Barbus barbus*) et le Hotu (*Chondrostoma nasus*). Ces espèces présentent des rythmes d'activités journalière et saisonnière concernant l'utilisation de divers habitats vitaux. Le barbeau fluviatile et le hotu utilisent, à partir d'une certaine taille (~ 200 mm), des habitats pour s'alimenter qui peuvent être distincts des habitats utilisés pour se reposer ou se protéger.

Les préférences d'habitat concernant ces fonctions pour les quatre espèces sont issues d'une analyse de la littérature. De plus, concernant le barbeau, Baras (1992) a mis en évidence comment cette espèce adapte l'utilisation de l'espace en fonction de la température, variable conditionnant son métabolisme et du temps.

Dans le cadre de l'action N° 15 de l'accord cadre AERMC – Cemagref, nous avons étudié la variabilité spatio-temporelle des habitats vitaux quotidiens et saisonniers pour quatre espèces de poisson (le spirlin, le chevaine, le barbeau fluviatile et le hotu) en fonction du débit, sur l'ensemble du tronçon de 35km du Rhône entre Sault-Brenaz (à l'amont) et Jons (à l'aval). Nous avons étudié l'effet de la variabilité hydrologique par l'analyse de 5 débits (7 pour le barbeau fluviatile) en mode stationnaire (i.e. débit considéré constant sur l'ensemble du secteur).

4.2. Méthodes

Représentation cartographique à l'aide d'un système d'information géographique

Les Systèmes d'Information 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 & Rahel, 2004). La représentation des habitats vitaux des poissons à l'aide d'un SIG nécessite d'une part des données haute résolution et d'autre part la réalisation d'opérations spatiales avec de forts niveaux de précision. La cartographie des habitats vitaux des poissons repose sur la combinaison de différentes variables physiques : la profondeur d'eau, la vitesse du courant, le substrat de fond et la présence d'abris. On utilisera les vitesses de courant et

les profondeurs d'eau issues de la modélisation hydrodynamique réalisée avec Modeleur (V1.8) pour les débits : $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $550 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $650 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $850 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ainsi que la carte des substrats de fond disponible sur ce secteur. En complément, a été réalisée en août 2010, une cartographie des embâcles présents sur le tronçon. Pour le barbeau fluviatile, des cartes supplémentaires ont été réalisées à $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Cartes des variables environnementales sur le tronçon étudié

La carte du tronçon de 35 km étudié compte 309 806 polygones (polygones d'influence des nœuds du maillage; polygones de Thiessen) issus du maillage utilisé pour la modélisation hydrodynamique. Chaque polygone contient des informations de profondeur d'eau, de module de la vitesse d'écoulement moyenne sur la colonne d'eau, de taille du substrat le plus grossier, le dominant et chaque classe de substrat en pourcentage.

La localisation des embâcles a été relevée visuellement sur le terrain en août 2010 (débit $450 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) à partir d'un bateau équipé d'un compas et d'un DGPS naviguant au centre du chenal. La couche des localisations ponctuelles obtenues est transformée en couche de polygones; chacun représentant une zone tampon de rayon 2m autour de la localisation initiale. Une couche "abris" est alors réalisée en fusionnant les embâcles et les substrats "blocs" et "dalle".

A partir de ces couches initiales on réalise dans un premier temps, pour chaque débit, une carte de l'emprise de la zone en eau en sélectionnant les profondeurs strictement positives. On ne conserve alors que les informations de profondeur (H), de vitesse de courant (V) au débit considéré et de substrat. Cette couche possède aussi deux nouveaux champs de profondeur et de vitesse de courant exprimés en classes, selon les modalités suivantes : profondeur d'eau : H1: $H < 1\text{m}$; H2: $H \geq 1\text{m}$; vitesse d'écoulement : V1: $V < 0.01$; V2: $0.01 \leq V \leq 0.2$; V3: $0.2 < V \leq 0.5$; V4: $0.5 < V \leq 1$; V5: $1 < V$. En combinant les informations de profondeur et de vitesse de courant en classes on réalise des cartes de classes environnementales [profondeur – vitesse] en fonction du débit, dont une illustration est donnée Figure 20

Cette carte des classes environnementales est utilisée notamment pour affecter des résistances au déplacement des barbeaux et des hotus en fonction de leur taille (Figure 21). Le Tableau II des correspondances de résistances en fonction des classes environnementales est donné ci-dessous. La gamme des résistances a été établie sur la base des capacités de nage des poissons et sur l'évitement comportemental lié à la prédation pour des individus de 15 cm et 30 cm (Le Pichon, 2006). la résistance intègre aussi la mortalité potentielle ce qui l'apparente à un coût de déplacement (énergétique et risque de mortalité).

Tableau II : Résistance au déplacement attribué aux types de milieux pour deux tailles de poissons (valable pour le hotu et le barbeau).

Classe environnementale	Poisson 15 cm	Poisson 30 cm
V1H1	5	1
V1H2	5	1
V2H1	2	3
V2H2	1	1
V3H1	5	3
V3H2	3	8
V4H1	11	10
V4H2	8	33
V5H1	23	500
V5H2	15	500

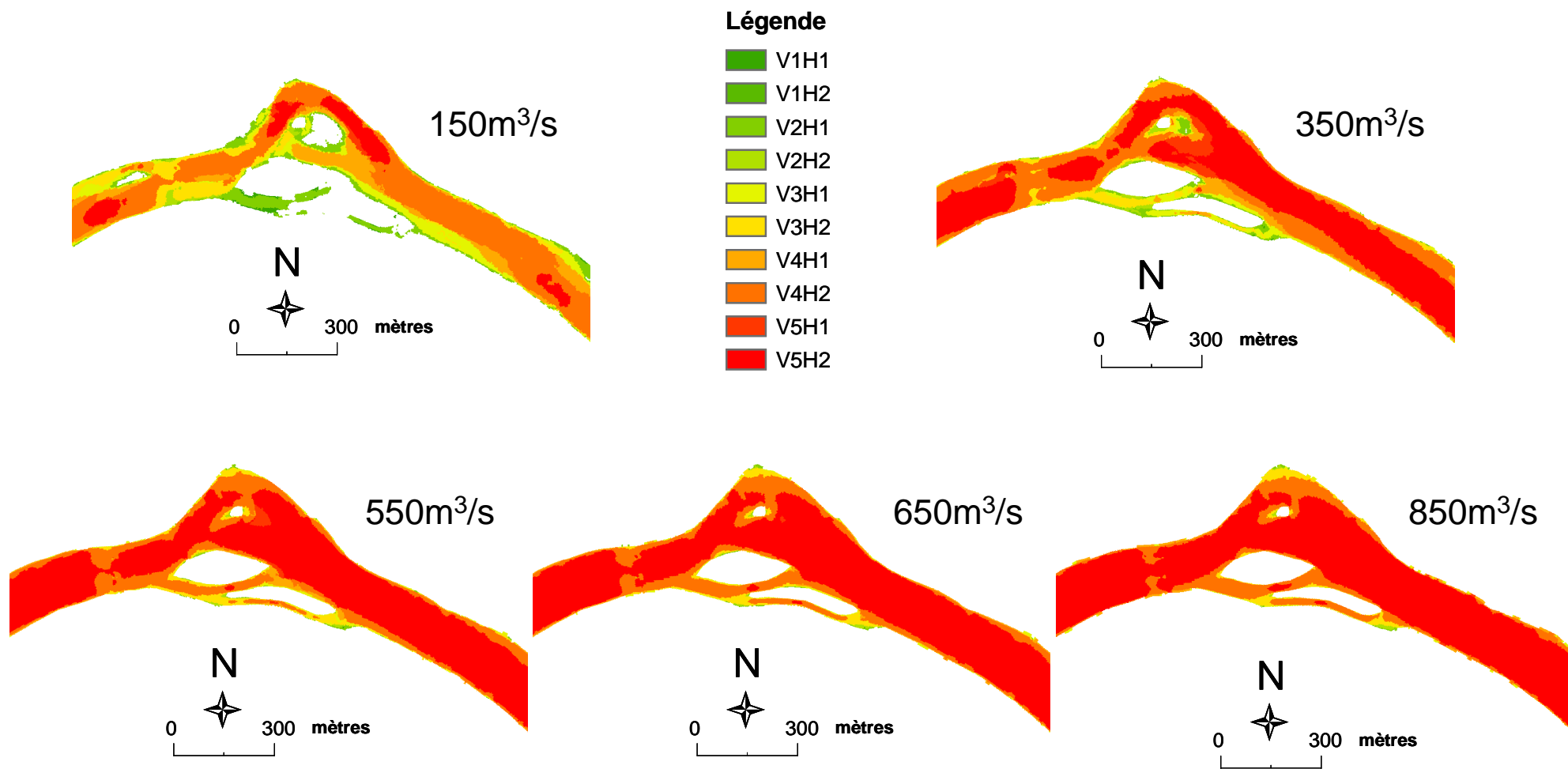


Figure 20 : Évolution des classes de couple [profondeur - vitesse de courant] avec l'augmentation de débit sur un secteur d'1,7 km du tronçon étudié (Iles de Lagnieu).

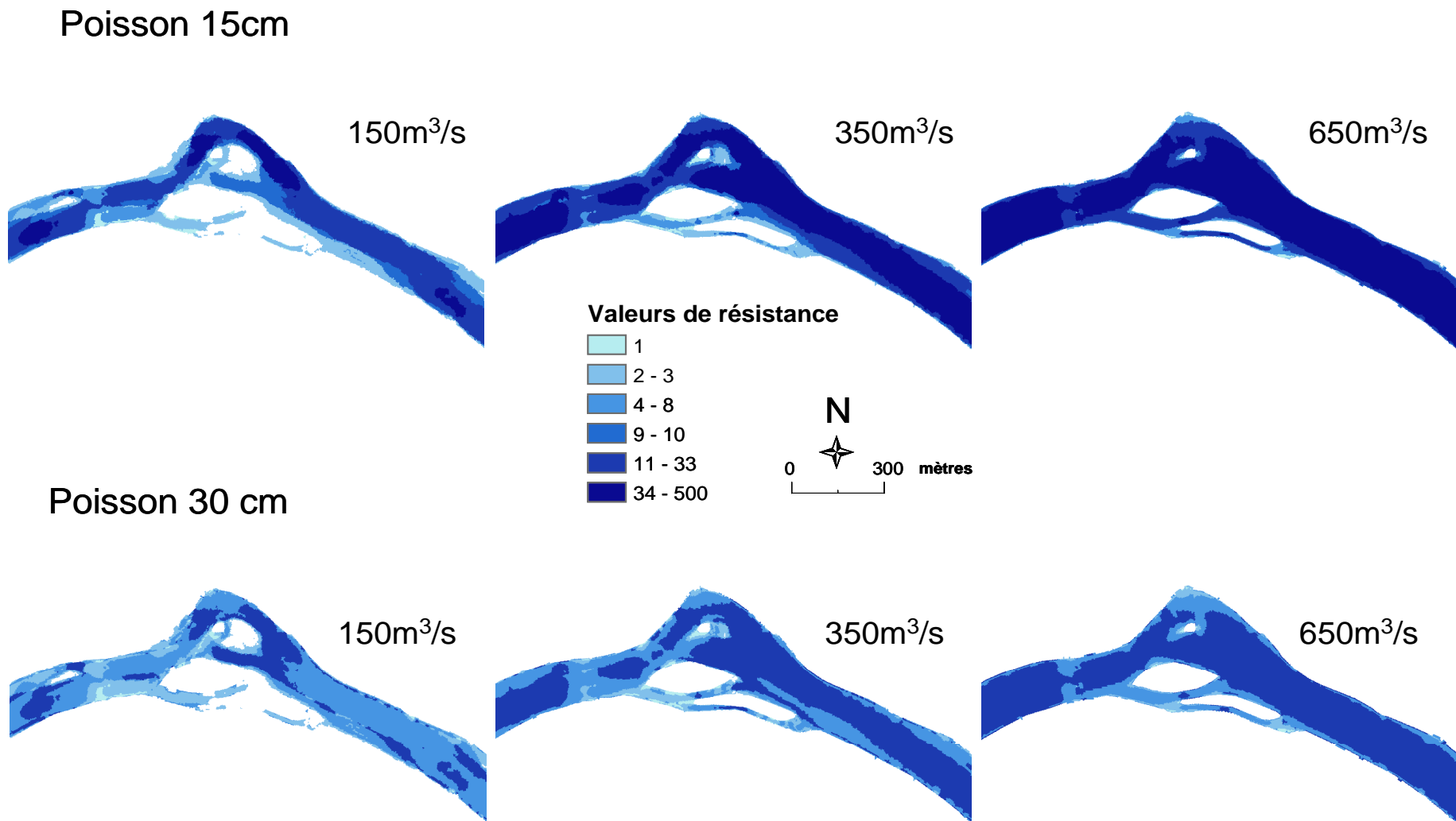


Figure 21 : Répartition spatiale des résistances au déplacement en fonction du débit et de la longueur du poisson sur un secteur d'1,7 km du tronçon étudié.

Cartes fonctionnelles du tronçon étudié

Les cartes des habitats d'alimentation, de repos et de reproduction du barbeau fluviatile, du hotu, du chevaine et du spirilin sont obtenues par combinaison hiérarchique des couches d'informations disponibles. Elles suivent les règles de combinaison des variables environnementales issues des préférences d'habitat (Tableau III), résultant d'une synthèse bibliographique. Pour chaque débit, 3 cartes des habitats vitaux de chaque espèce sont réalisées.

Tableau III : Préférences d'habitats vitaux pour les espèces étudiées.

Barbeau = BAF	Alimentation	Frayère	Repos
Profondeur (m)	0.19<P<0.51	0.15<P<0.5	0.39<P<1.71
Vitesse (m/s)	0.19<V<0.71	0.2<V<0.6	V<0.41
N° Substrat dominant	4, 5, 6	4, 5	Tous
Abris	Néant	Néant	Oui

Hotu= HOT	Alimentation	Frayère	Repos
Profondeur (m)	0.49<P<1.51	0.1<P<0.5	0.99<P<2.01
Vitesse (m/s)	0.49<V<1.01	0.5<V<1.1	0.09<V<0.51
N° Substrat dominant	4, 5	4, 5, 6	Tous
Abris	Néant	Néant	Oui

Chevaine = CHE	Alimentation	Frayère	Repos
Profondeur (m)	0.25≤P≤2.5	0.1<P≤1	P<2.4
Vitesse (m/s)	0.01<V≤0.75	0.15<V<0.35	V<0.51
N° Substrat dominant	tous	4, 5, 6	tous
Abris	Néant	Néant	Oui

Spirilin= SPI	Alimentation	Frayère	Repos
Profondeur (m)	0.3<P<0.61	0.14<P≤0.2	P<1.2
Vitesse (m/s)	0.01<V<1.1	0.2<V<0.51	V<1.2
N° Substrat dominant	3, 4, 5, 6	5, 6	tous
Abris	Néant	Néant	Oui

Substrat dominant	Numéros
Dalle	8
Bloc	7
Pierre	6
Cailloux	5
Gravier	4
Sable	3
Limon	2

Les taches d'habitats vitaux obtenues ont été filtrées par l'utilisation de seuils de surface. Pour l'habitat d'alimentation les valeurs choisies correspondent à des surfaces minimales permettant de soutenir un banc d'environ 20 à 40 individus connaissant les surfaces nécessaires pour un individu à partir des abondances observées dans la littérature (selon les espèces de 4 à 30 m²/individu). Dans la gamme calculée (80 – 1200 m²), on a ainsi choisi une surface de 150 m² comme seuil. De même, on a retenu un seuil de 50 m² pour les frayères, qui

correspond à la surface nécessaire à une femelle de barbeau (Baras, 1992). Aucun filtre n'est utilisé pour les habitats de repos.

L'évolution des surfaces et des localisations des taches de l'habitat d'alimentation du barbeau fluviatile en fonction du débit et de la surface en eau sont présentées sur la Figure 22.

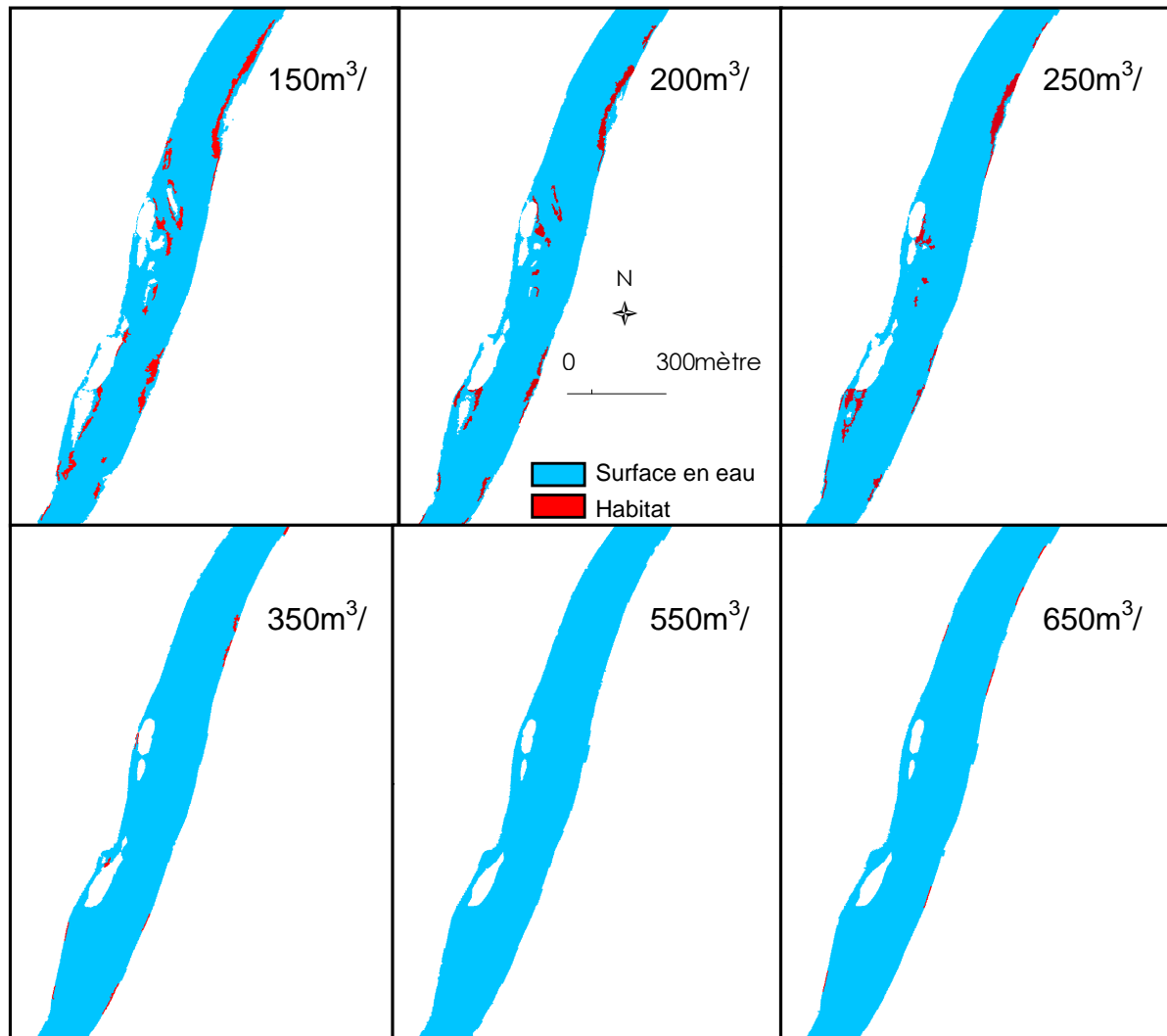


Figure 22 : Evolution des surfaces et des taches de l'habitat d'alimentation du barbeau fluviatile en fonction du débit pour un secteur de 1,8 km du tronçon étudié (îles de Proulieu, connues pour héberger des bancs de barbeaux fluviatile).

Comme la représentation cartographique de la Figure 22 le montre, il est difficile de visualiser l'ensemble des taches d'habitat présentes le long des 35 km du tronçon étudié sur une seule carte. Un autre mode de représentation, présenté sur la Figure 23, permet de visualiser la distribution longitudinale des surfaces des taches d'habitat. Dans ce cas, la valeur en abscisse est la distance hydrographique du point le plus aval du tronçon jusqu'au bord le plus aval de chaque tache. Ces distances, ainsi que les surfaces des taches d'habitat, sont calculées à l'aide du logiciel Anaqualand (Le Pichon et al., 2006)

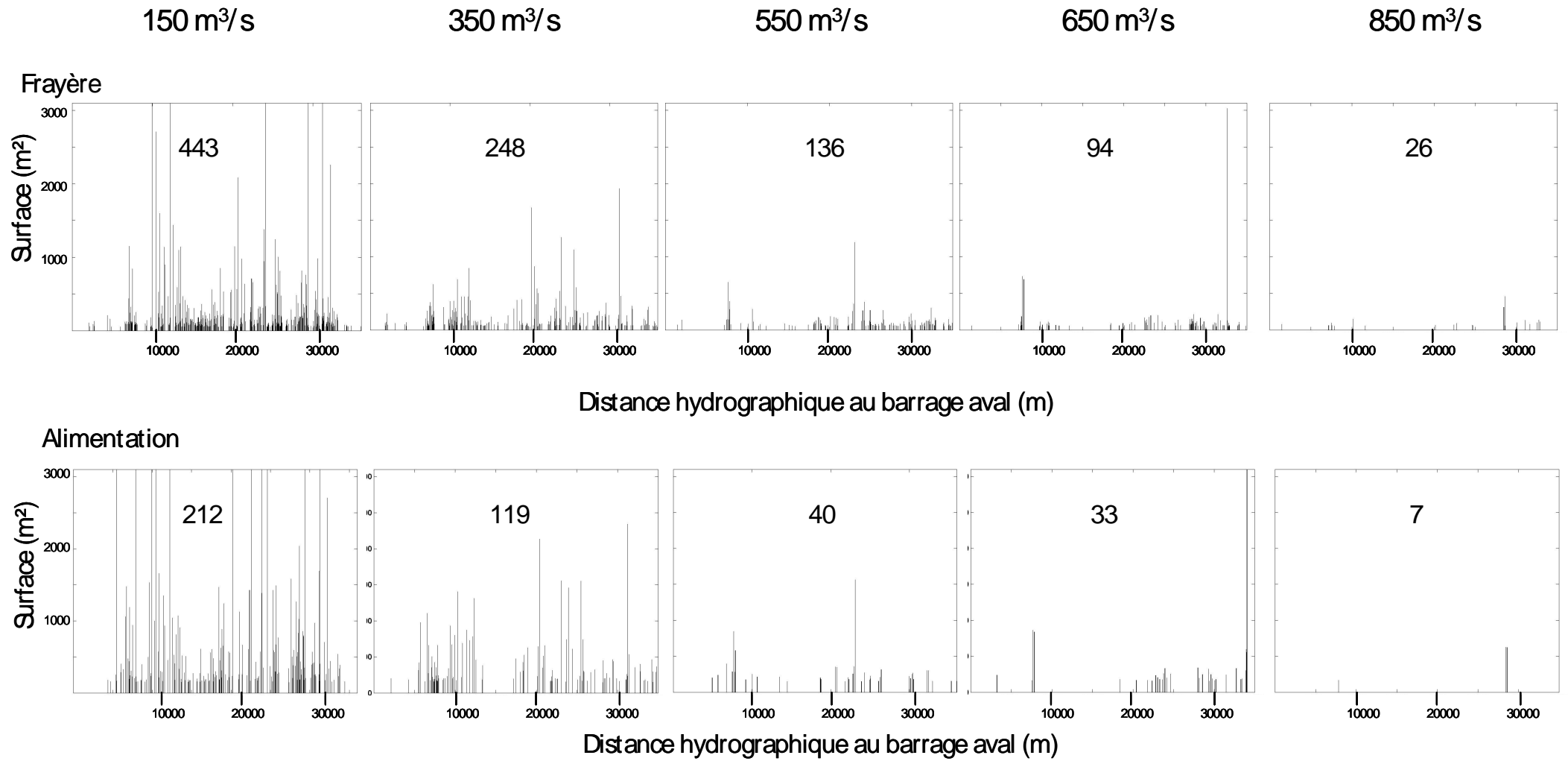


Figure 23 : Distribution longitudinale (d'aval en amont) des surfaces des taches d'habitats vitaux pour le barbeau fluviatile en fonction du débit. Le nombre de taches d'habitat est donné à titre indicatif sur chaque graphe, L'axe des surfaces est borné à 3000 m² par souci de lisibilité entre débits ; il existe des taches plus grandes dans les graphiques représentant le débit 150 m³.s⁻¹ (approximativement, 10000 = aval Loyettes ; 20000 = St Vulbas, et 30000 = Lagnieu).

A noter que dans le cas de taches situées dans des bras secondaires ou des annexes hydrauliques, c'est toujours la distance hydrographique au barrage aval qui positionne les surfaces sur le graphique. Ainsi cette représentation est une projection linéaire de l'information existante sur la carte ; elle est ainsi complémentaire mais reste un compromis d'analyse globale des surfaces.

L'évolution du nombre et des surfaces des habitats vitaux en fonction du débit est observable d'aval vers l'amont. Dans le cas des habitats d'alimentation et de frayères du barbeau fluviatile, le nombre de taches et leurs surfaces diminuent nettement avec l'augmentation de débit (Figure 23).

Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats vitaux

Métriques de composition et de configuration des habitats vitaux

Pour chaque espèce de poisson, pour chaque débit de la gamme modélisée, la surface en eau est calculée ainsi que les surfaces totales de chaque habitat vital. Le ratio de la surface totale d'habitat vital relative à la surface en eau est un indicateur des potentialités d'accueil du tronçon (exprimé en %). D'autres métriques complémentaires comme la surface médiane des taches d'habitat vital ainsi que leur nombre renseignent sur la structuration des surfaces totales à l'échelle du tronçon. Ainsi, il est possible d'évaluer si une surface totale d'habitat vital est constituée de nombreuses taches de petite taille ou de quelques taches de grande taille. Un test non paramétrique des rangs de Wilcoxon permet de comparer pour les différents débit de simulation, les distributions de surfaces d'habitat simulées dans l'ensemble du tronçon.

Pour compléter cette analyse de composition, deux indices d'évaluation de la fragmentation ont été calculés:

A l'échelle globale d'un habitat vital du tronçon étudié, les distances hydrographiques de voisinage entre taches et leur médiane renseignent le degré de fragmentation global. L'indice de proximité moyen (Gustafson & Parker, 1994) rend compte lui aussi du degré de fragmentation de l'habitat vital mais en tenant compte en plus des distances, des surfaces de taches.

A l'échelle des taches de chaque habitat vital, leur degré d'isolement est calculé à l'aide de l'indice de proximité moyen.

La formule de (McGarigal & Marks, 1995), utilisée en milieu terrestre, a été adaptée pour calculer l'indice de proximité d'une tache d'habitat vital H_j (Équation 1).

$$\text{Équation 1 : } P_X(H_j) = \sum_{s=1}^n \frac{\text{Aire}(H_{js})}{(D_{js})^2}$$

n est le nombre de taches H_{js} de l'habitat vital H dont les limites appartiennent à la distance hydrographique de recherche à partir de la tache d'habitat vital H_j (Figure 24). $\text{Aire}(H_{js})$ 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 $P_X(H_j)$.

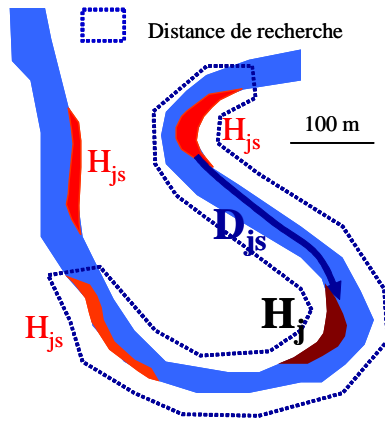


Figure 24 : Illustration du calcul de l'indice de proximité $P_x(H_j)$ pour une tache d'habitat vital H_j . Compte tenu de la distance hydrographique de recherche, deux taches H_{js} sont retenues pour le calcul de $P_x(H_j)$.

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 tronçon dans son ensemble, une méthode d'analyse d'image multi-échelle de la structure du paysage (Schermann & Baudry, 2002) a été adaptée. Cette méthode, qui utilise des fenêtres glissantes carrées, est résumée dans la Figure 25.

Le calcul de la surface de chaque habitat vital présente dans des fenêtres de taille choisie est réalisé au moyen du logiciel CHLOÉ 3.1¹ (Baudry, Boussard & Schermann, 2005). La taille de fenêtre est choisie en fonction des capacités de mouvements de l'espèce. Les résultats de ces calculs sont exploités sous formes 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 permettant de délimiter les aires d'activités journalières potentielles (Figure 25). Ces 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.

¹ Chloé 3.1 est un logiciel open source employé pour réaliser des analyses spatiales multi-échelles à partir de cartes numériques.

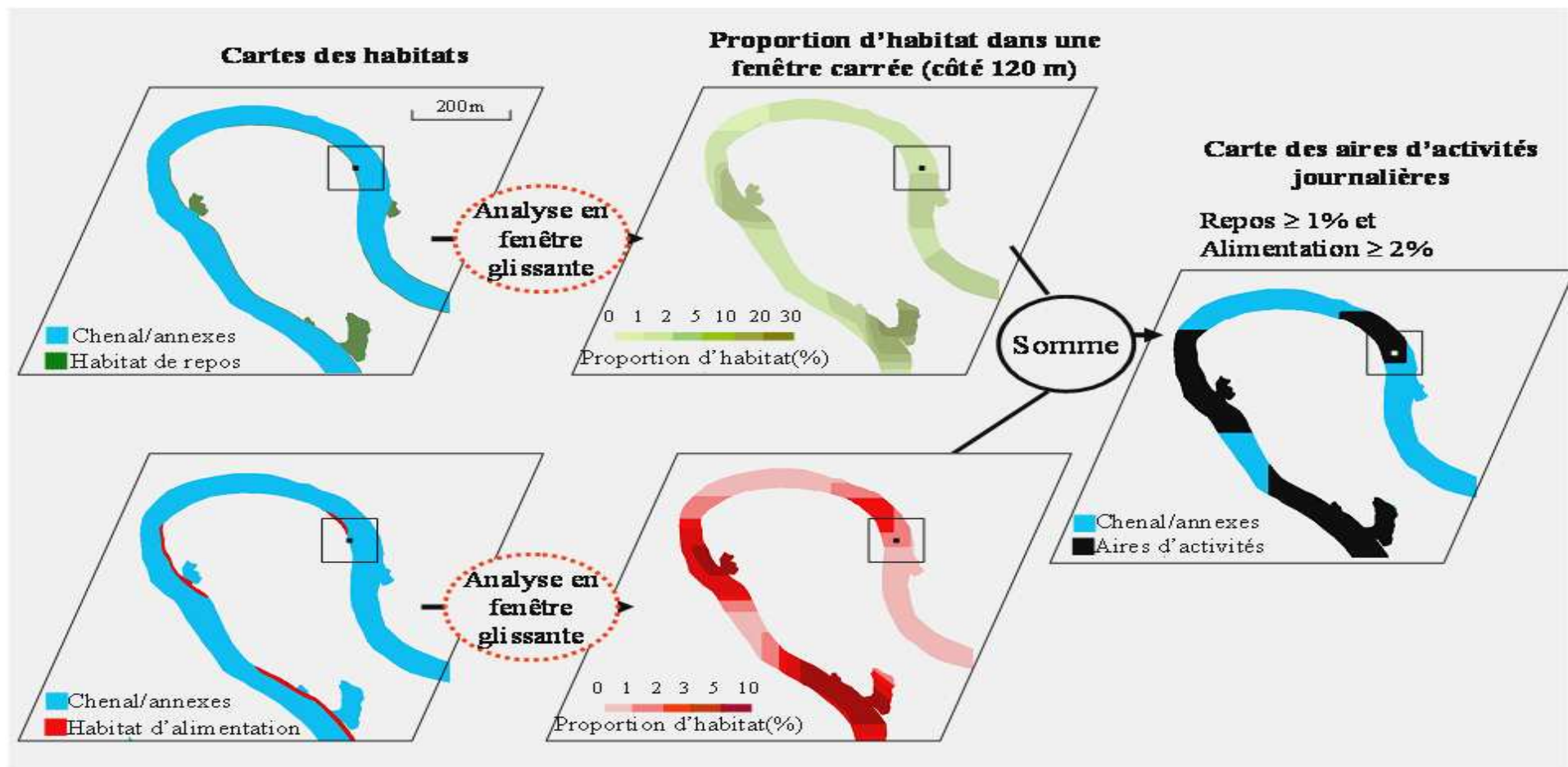


Figure 25 : Schéma illustrant la méthode d'analyse spatiale pour délimiter les aires d'activités journalières à partir des cartes d'habitats d'alimentation et de repos. La taille de la fenêtre équivaut à une distance euclidienne de recherche de 60 m, compatible avec la gamme inférieure des mouvements 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.

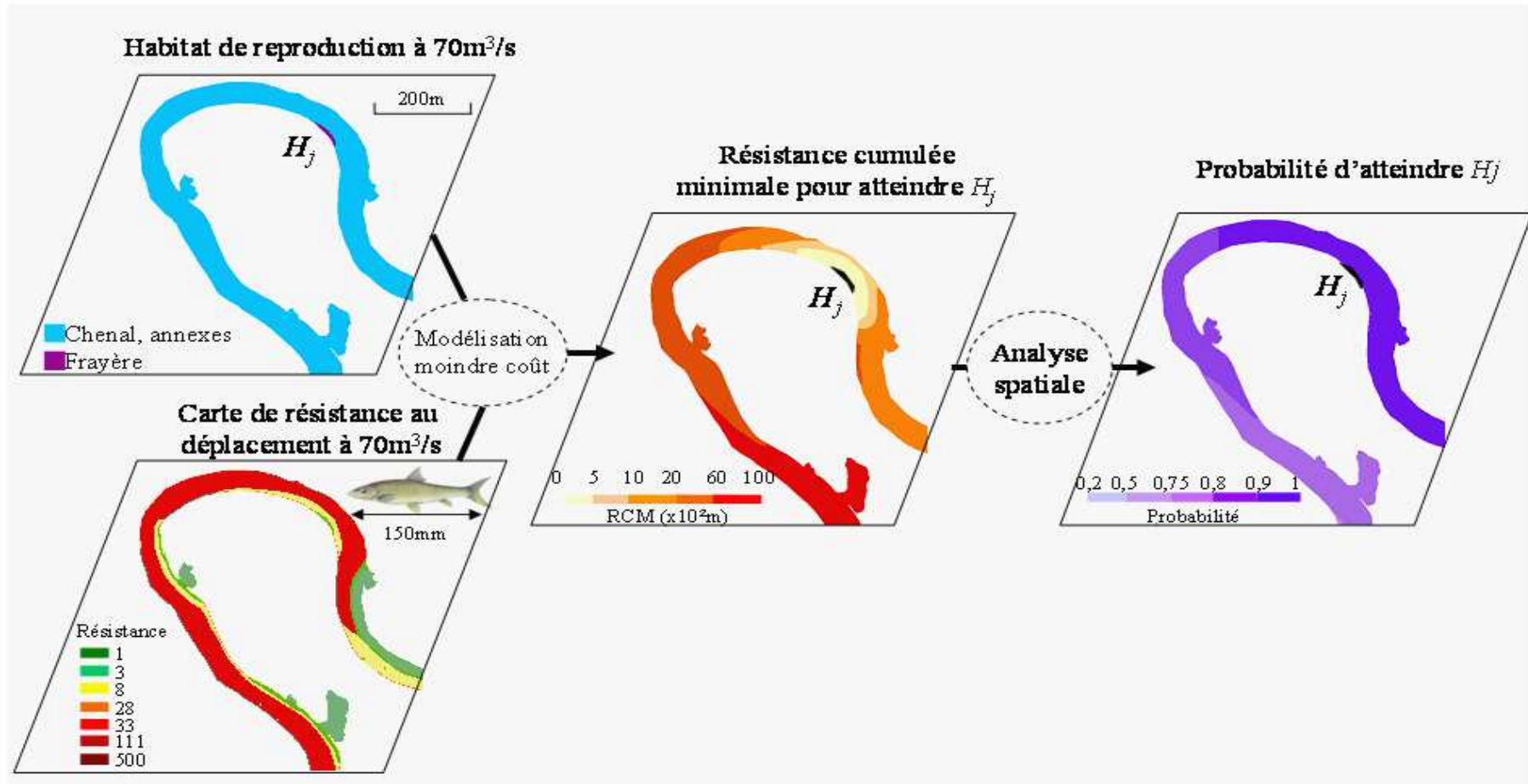


Figure 26 : Schématisation du calcul de résistance cumulée minimale et de probabilité d'atteindre la tache d'habitat vital H_j : illustration pour le cas de l'habitat de reproduction d'un barbeau de 150 mm.

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 (voir encadré). La tache d'habitat H_j est considérée ici comme une cible (Figure 26).

La seconde étape consiste à estimer la probabilité ($\text{Proba}(H_j)$) qu'un poisson d'une taille donnée atteigne la tache H_j , compte tenu du coût du parcours ($\text{RCM}(H_j)$) (Figure 26). 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 2), (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.

Par exemple l'équation de la fonction Gaussienne est la suivante :

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

Où $\text{RCM}(H_j)$ = la résistance cumulée minimale pour atteindre la tache H_j , et α = distance hydrographique moyenne parcourue lors des migrations de reproduction, évaluée à partir des données de la littérature.

4.3. Résultats

Métriques de composition et de fragmentation des habitats vitaux

Métriques globales

Compte tenu des seuils de surface de tache choisis (150 m² pour l'alimentation, et 50 m² pour la frayère), la comparaison des métriques est possible pour un même habitat vital dans le cas des frayères et des habitats d'alimentation.

L'évolution des surfaces totales d'habitats vitaux (Figure 27) et du nombre de taches (Figure 28) en fonction du débit, pour les 4 espèces étudiées, présentée en échelle logarithmique permet une synthèse de l'effet du débit. Les courbes de surface d'habitat d'alimentation du hotu et du chevaïne montrent une tendance assez similaire de décroissance avec l'augmentation de débit, avec une surface totale qui reste supérieure à 1% de la surface en eau totale, tandis que le nombre de taches d'habitat d'alimentation reste relativement stable. Les surfaces d'habitat d'alimentation pour le barbeau et le spirilin décroissent également, malgré une légère amélioration à 650 m³/s ; en revanche le nombre de taches décroît constamment avec le débit.

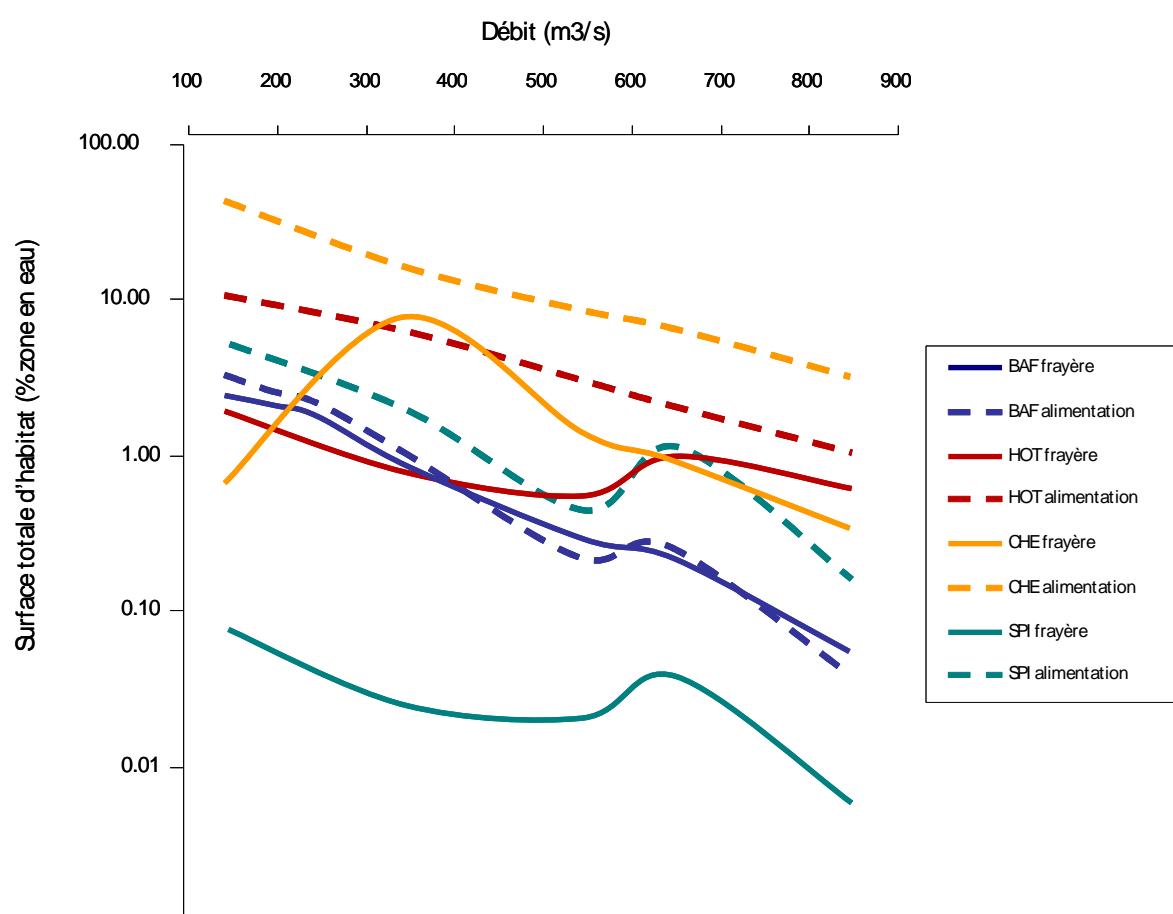


Figure 27 : Evolution des surfaces potentielles d'habitats vitaux (alimentation et frayère) exprimées en % de la surface totale en eau du tronçon étudié, en fonction du débit modélisé. Les pourcentages de surfaces sont présentés en échelle logarithmique.

D'après la Figure 22, il n'y a effectivement pas d'habitat d'alimentation du barbeau disponible à $550 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et il y en a de nouveau à $650 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, il est possible qu'entre $550 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $650 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ apparaissent de nouvelles zones en eau de faibles profondeurs liées à la géométrie des berges.

Les évolutions des surfaces de frayères pour les quatre espèces de poisson en fonction du débit sont contrastées, avec globalement un effet défavorable de l'accroissement de débit, sauf pour le chevaïne qui présente des surfaces maximales à $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Le nombre de taches d'habitat de frayère en fonction du débit est assez stable pour le hotu, présente des maximums vers $350 - 550 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour le chevaïne et diminue fortement pour le barbeau. Une analyse plus détaillée des surfaces de frayères potentielles pour le barbeau à 200 et $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ montre que la décroissance se situe après $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Pour les autres espèces, l'analyse de ces débits, qui n'a pas été possible au moment de l'étude, permettrait de préciser l'évolution des surfaces d'habitats vitaux à bas débits, i.e. avant $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

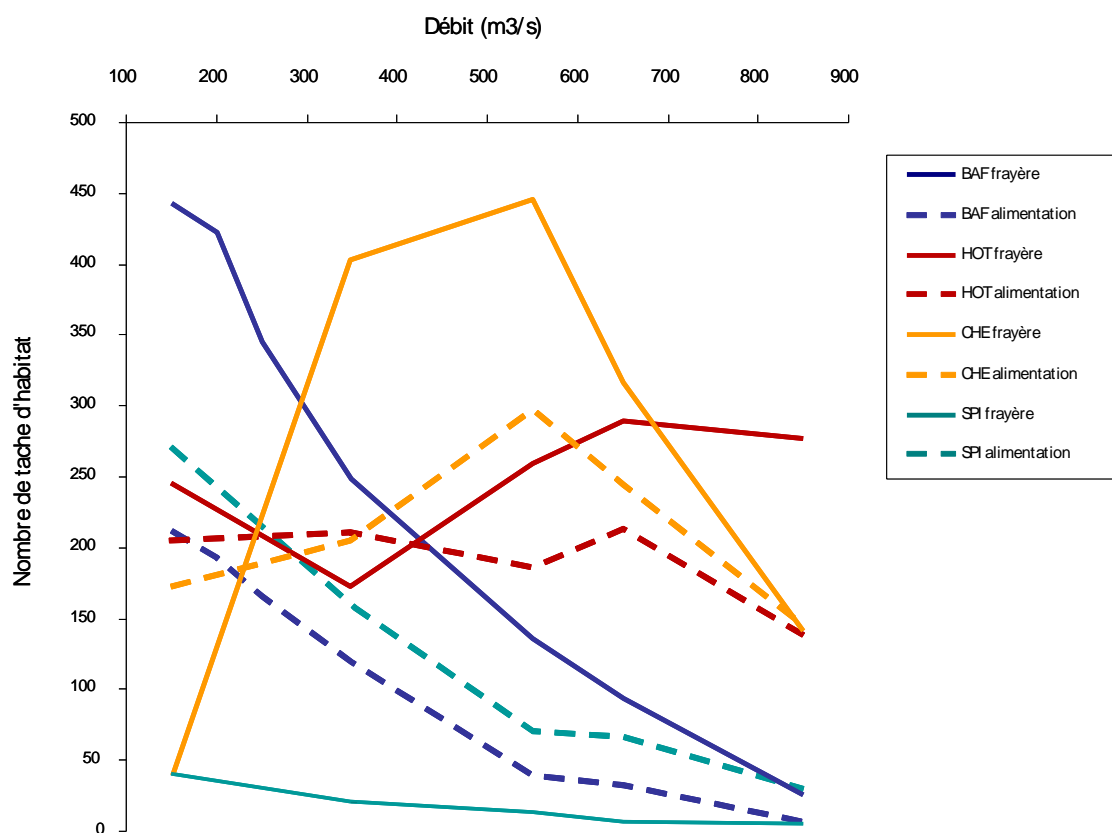


Figure 28 : Évolution du nombre de taches d'habitat d'alimentation ($\geq 150 \text{ m}^2$) et de frayère ($\geq 50 \text{ m}^2$) pour les quatre espèces étudiées, sur l'ensemble du tronçon, en fonction du débit modélisé.

La surface médiane des frayères de barbeau, diminue significativement lorsque le débit augmente, et ce dès $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Tableau IV). A l'inverse, le nombre de frayères pour le hotu a tendance à augmenter avec l'accroissement du débit alors que les surfaces médianes diminuent significativement entre $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $550 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Tableau IV : Bilan des métriques globales de composition des frayères ($\geq 50\text{m}^2$) pour le barbeau et le hotu. (NC : non calculé). Sur une ligne, les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).

	Débit ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	150	350	550	650	850
	Surface en eau (m^2)	4 604 983	5042835	5267349	5341522	5513096
	Surface totale	120224	42792	16272	12557	2920
	Surface totale (% zone en eau)	2.6	0.9	0.3	0.2	0.1
BARBEAU	Surface médiane	110 a	96 ab	86 bc	75 c	86 abc
	Nombre de taches	443	248	136	94	26
	surface totale (m^2)	87149	40140	31068	57913	36565
	surface totale (%)	1.9	0.8	0.6	1.1	0.7
HOTU	Surface médiane	126 a	110 ab	86 c	95 b	97 bc
	Nombre de taches	247	174	259	290	277

La surface totale de frayères est faible pour le chevaine ($< 10\%$) et très faibles pour le spirilin ($< 0.1\%$;Tableau V). Pour le chevaine, c'est pour un débit de $350 \text{ m}^3/\text{s}$ que la surface totale de frayères et le nombre de taches sont les plus grands. Les surfaces médianes des taches sont significativement plus faibles aux débits supérieurs. Les frayères de spirilin sont peu nombreuses et de petite taille, sans doute en lien avec la gamme de profondeur favorable pour la fraie (0.14-0.2m), peu représentée dans ce tronçon. Les distributions des surfaces médianes de frayères de spirilin ne sont pas significativement différentes entre les débits.

Tableau V : Bilan des métriques globales de composition des frayères ($\geq 50\text{m}^2$) pour le chevaine et le spirilin. Sur une ligne, les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).

	Débit	150	350	550	650	850
	Surface en eau (m^2)	4 604 983	5042835	5267349	5341522	5513096
	Surface totale	30621	392140	76037	52298	19532
	Surface totale (% zone en eau)	0.66	7.78	1.44	0.98	0.35
CHEVAINE	Surface médiane (m^2)	288 ab	188 a	93 b	96 b	95 b
	Nombre de taches	40	401	445	316	141
	Surface totale	3552	1325	1109	2122	325
	Surface totale (% zone en eau)	0.08	0.03	0.02	0.04	0.01
SPIRLIN	Surface médiane (m^2)	71 a	64 a	66 a	80 a	68 a
	Nombre de taches	41	20	14	7	5

La diminution des surfaces de l'habitat d'alimentation du hotu en fonction débit est significative entre $150\text{-}350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et les débits plus élevés (Figure 29).

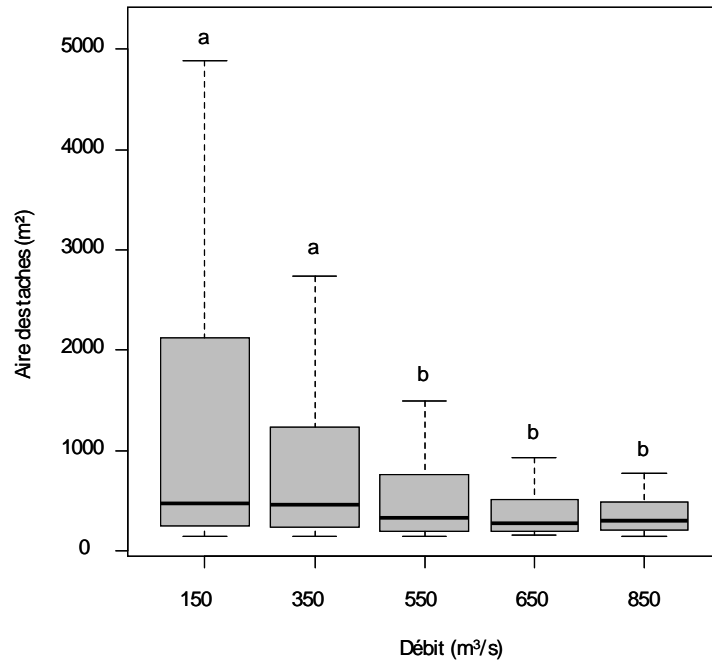


Figure 29 : Évolution des distributions des surfaces des taches de l'habitat d'alimentation du hotu en fonction du débit, présentées sous forme de boîtes à moustache. Les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).

Pour le chevaine et le spirilin, l'augmentation du débit entraîne une diminution significative des surfaces de l'habitat d'alimentation, la rupture étant observée aussi entre 150-350 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et les débits plus élevés (Figure 30).

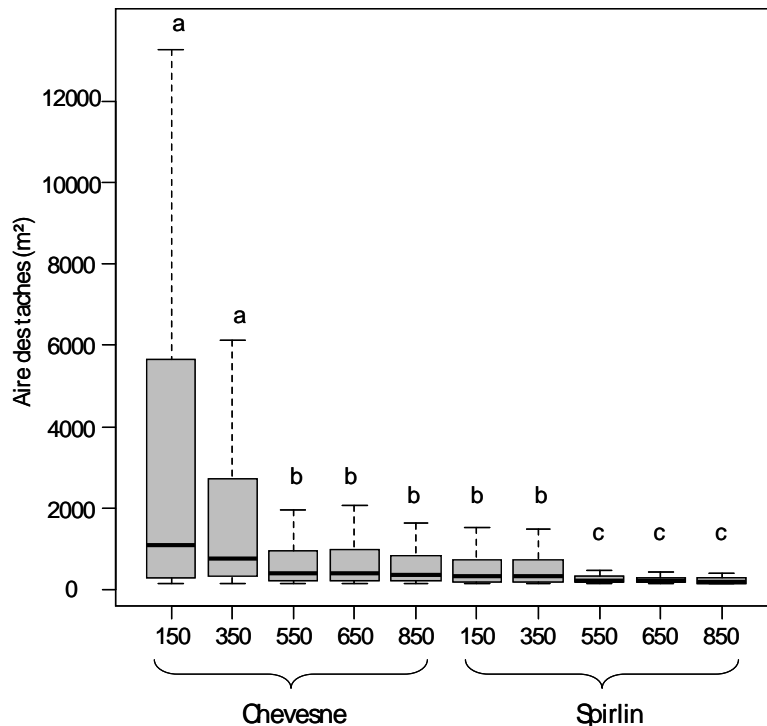


Figure 30 : Évolution des distributions des surfaces des taches de l'habitat d'alimentation du chevaine et du spirilin en fonction du débit, présentées sous forme de boîtes à moustache. Les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).

Pour compléter l'analyse de composition, le calcul des distances de voisinage donne un aperçu de la fragmentation. Un exemple est présenté pour les habitats du barbeau (Figure 31). Les distances hydrographiques de voisinage ne sont pas significativement différentes pour l'habitat d'alimentation avec l'augmentation de débit. Par contre, les distances observées pour les frayères sont significativement plus faibles au débit 150 m³.s⁻¹, indiquant une fragmentation croissante de l'habitat de reproduction (frayères) à partir de 350 m³.s⁻¹.

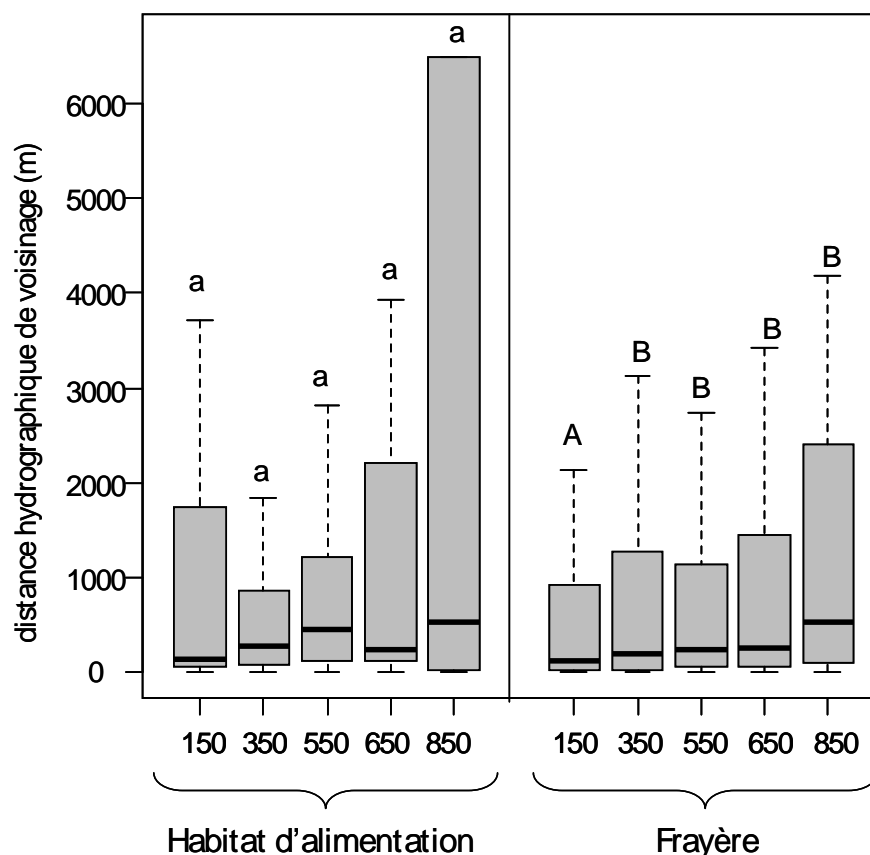


Figure 31 : Evolutions des distributions des distances hydrographiques de voisinage des habitats d'alimentation et de reproduction du barbeau fluviatile en fonction du débit, présentées sous forme de boîtes à moustache. Les débits partageant au moins une lettre commune ont des distributions de valeurs de surfaces qui ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (Test non paramétrique des rangs de Wilcoxon).

Indice de proximité moyen par habitat vital

L'indice de proximité moyen pour chaque habitat vital est présenté en fonction de la distance hydrographique de recherche (Figure 32). Il évalue globalement la fragmentation de chaque habitat vital en prenant en compte à la fois les distances hydrographiques entre taches mais aussi leurs surfaces. Cet indice adimensionnel est d'autant plus élevé qu'une tache est à proximité d'autres taches de grandes tailles ; il est utile pour comparer l'évolution des paysages aquatiques avec le débit (Le Pichon, 2008). Ainsi, l'habitat d'alimentation du barbeau est plus fragmenté que celui du hotu alors que la fragmentation des frayères est assez semblable pour les deux espèces. L'augmentation de débit montre une fragmentation croissante entre 150 m³.s⁻¹ et 350 m³.s⁻¹.

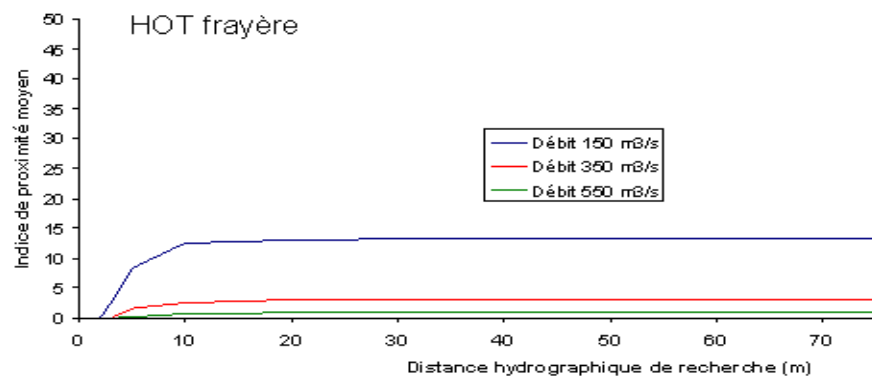
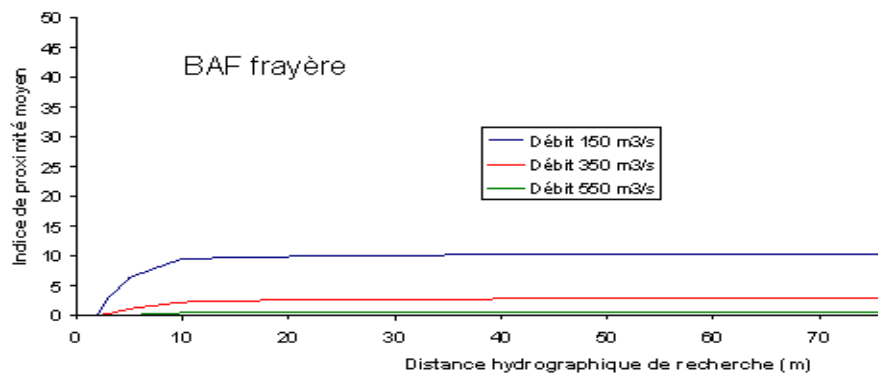
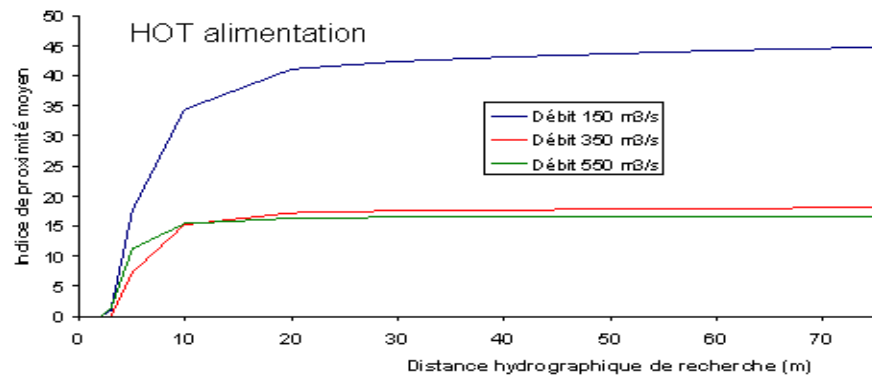
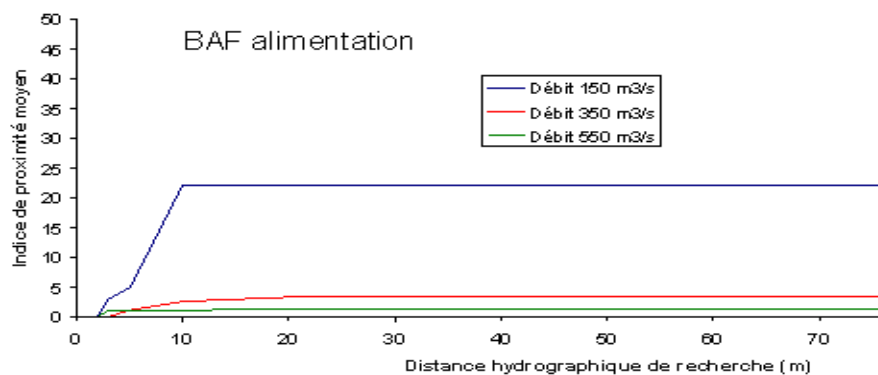


Figure 32 : Évolution des Indices de proximité moyen pour les habitats vitaux du barbeau fluviatile et du hotu en fonction du débit.

Indice de proximité des taches d'habitats vitaux

Pour chaque habitat vital du hotu la distribution classée par ordre croissant des indices de proximité à 60m apporte une information différente de l'indice moyen. Cette distribution permet une évaluation de l'isolement de chaque tache (Figure 33). La courbe débute avec les valeurs non nulles; les valeurs nulles représentent les taches isolées à 60m (c'est-à-dire qu'aucune autre tache ne se situe à moins de 60m vers l'amont ou vers l'aval). Ce nombre de taches isolées augmente avec le débit pour chaque habitat vital (e.g. il y a 20, 49, et 77 taches isolées d'habitat d'alimentation pour le hotu pour respectivement 150, 350 et 550 $m^3.s^{-1}$; Figure 33). Plus la courbe croît, plus il existe des groupes de taches proches et de grande taille, plus elle va vers la droite, plus il y a de taches. Ainsi on peut observer qu'à tous les débits, il existe un certain nombre de taches d'habitat d'alimentation qui atteignent des indices élevés (parties hautes des courbes). En revanche, ce qui varie le plus entre les débits, ce sont les indices intermédiaires (parties plus horizontales des courbes). Concernant les frayères, à 550 $m^3.s^{-1}$, bien que le nombre de frayères soit plus important qu'à 150 $m^3.s^{-1}$ (indice de proximité plus faible pour un numéro donné), le nombre de taches isolées est presque trois fois plus important (indice de proximité à 60 m de 105 à 550 $m^3.s^{-1}$ contre 49 à 150 $m^3.s^{-1}$) et les valeurs atteintes plus faibles.

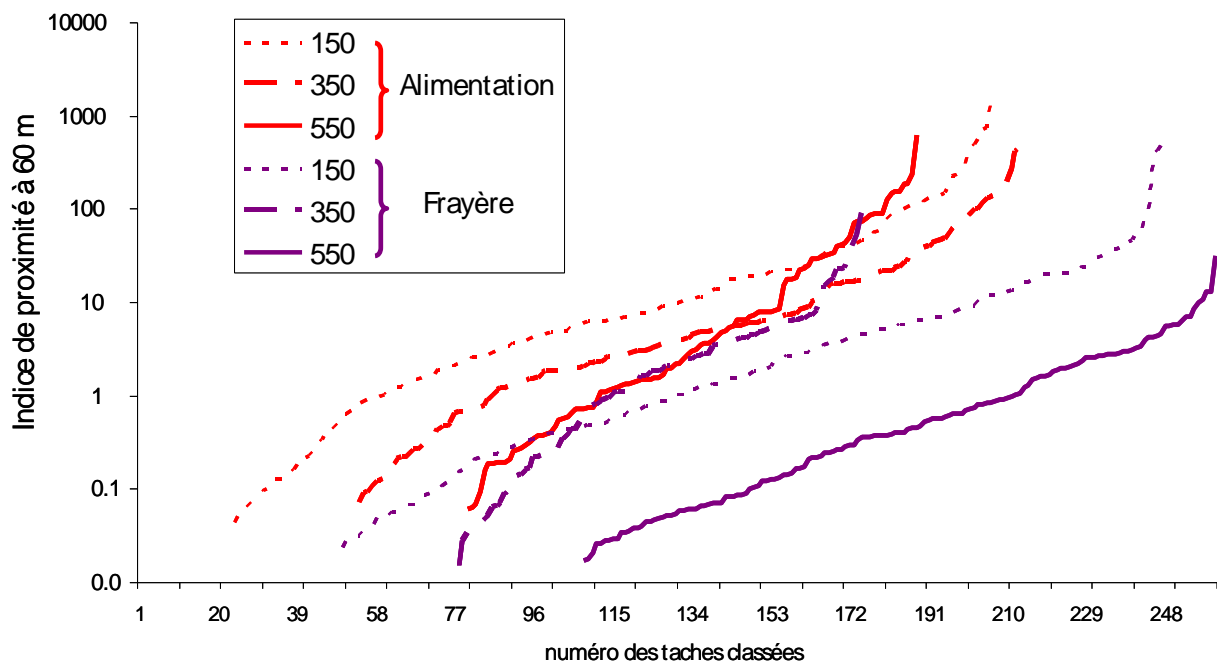


Figure 33 : Indices de proximités à 60 m calculés pour les habitats d'alimentation et de reproduction du hotu, pour 3 débits différents, et classés par ordre croissant sur l'axe des abscisses. L'axe des ordonnées est en échelle logarithmique et ne représente pas les valeurs à 0; ainsi le début des courbes indique le nombre de taches dont l'indice de proximité à 60 m est nul.

La distribution des indices de proximité selon le débit est testée à l'aide du test des rangs de Wilcoxon. Les résultats obtenus pour les frayères du barbeau et du hotu sont donnés sur la Figure 34. L'indice de proximité de l'habitat de reproduction (frayères), pour le barbeau comme pour le hotu, montre une fragmentation croissante (Figure 34) en fonction du débit. Cette fragmentation est sensible entre 150 $m^3.s^{-1}$ et 350 m^3/s puis entre 350 $m^3.s^{-1}$ et les débits plus élevés pour le barbeau, alors que, pour le hotu, la fragmentation est sensible entre 150 $m^3.s^{-1}$ et les débits supérieurs testés.

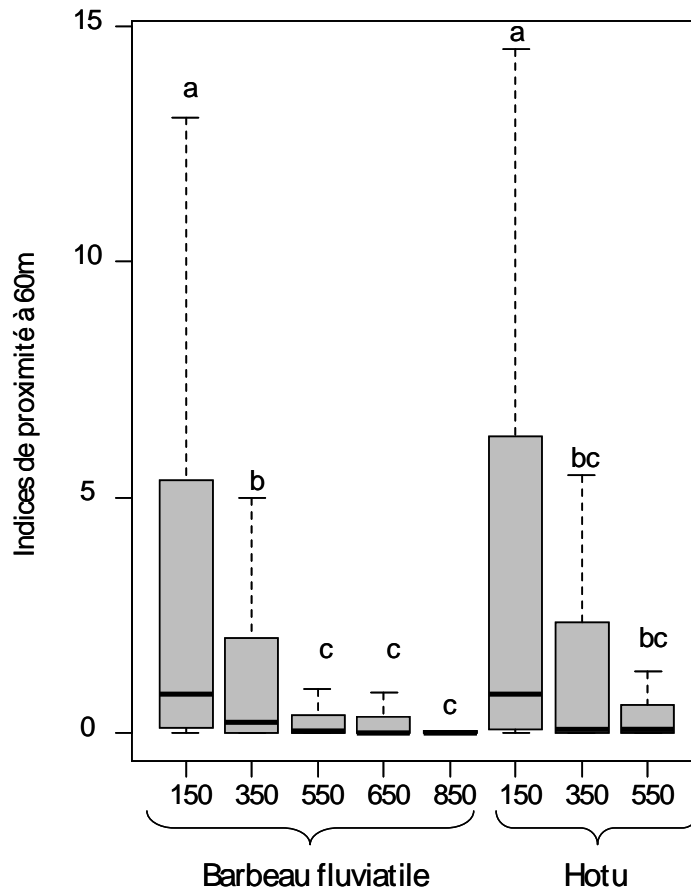


Figure 34 : Distribution des Indices de proximité à 60 m en fonction du débit, calculés pour les frayères du barbeau et du hotu.

Complémentarité des habitats d'alimentation et de repos

La complémentarité des habitats de repos et d'alimentation, évaluée pour des distances de 120 m est présentée pour le barbeau (Figure 35) et le hotu (Figure 36).

Les aires d'activités des deux espèces ont une distribution hétérogène le long des 35 km du tronçon, la majorité étant située dans la moitié amont du tronçon (à droite sur les graphes). Avec l'augmentation du débit, les surfaces totales des aires d'activité potentielles pour le barbeau diminuent de 29 ha à 150 m³.s⁻¹, à 18 ha à 200 m³.s⁻¹, et à 4.3 ha à 350 m³.s⁻¹. Aucune aire d'activité potentielle pour le barbeau n'existe à 850 m³.s⁻¹. Les surfaces totales des aires d'activité potentielles pour le hotu diminuent moins : de 35 ha à 150 m³.s⁻¹ à 10 ha à 350 m³.s⁻¹.

Ces cartes permettent d'identifier les secteurs pour lesquels l'accroissement de débit permet le maintien de zones potentiellement favorables même si elles diminuent en surfaces. Ces secteurs sont 1) l'amont, de Sault-Brénaz à Proulieu, puis 2) le secteur de la centrale nucléaire (CNPE) de Bugey, et enfin 3) le secteur de Loyettes. Ces secteurs se caractérisent par une certaine diversité d'habitat (îles, bras secondaires, rapides avec blocs...).

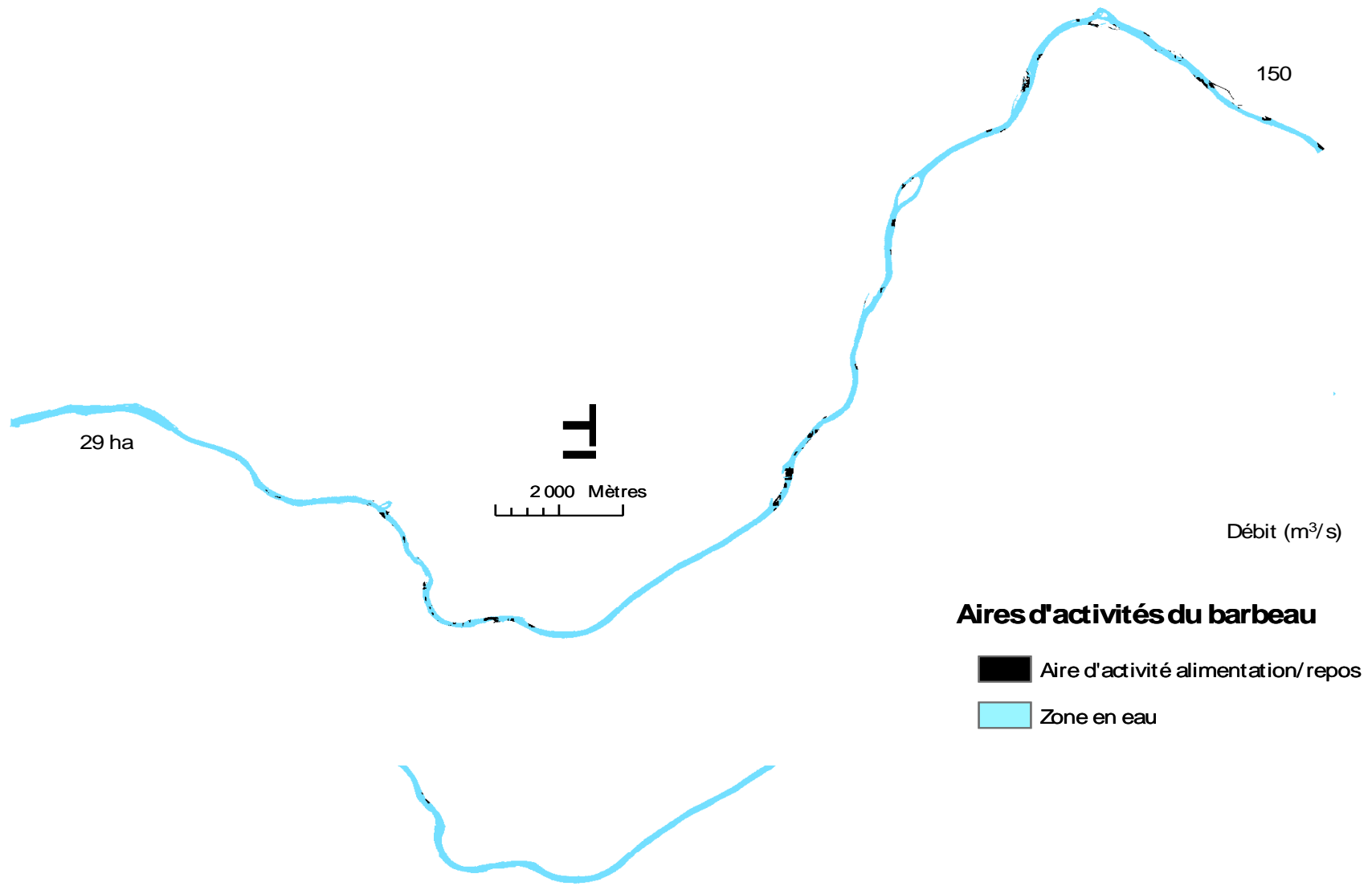


Figure 35 : Évolution des surfaces des aires d'activités du barbeau fluviale et de leur localisation en fonction du débit.

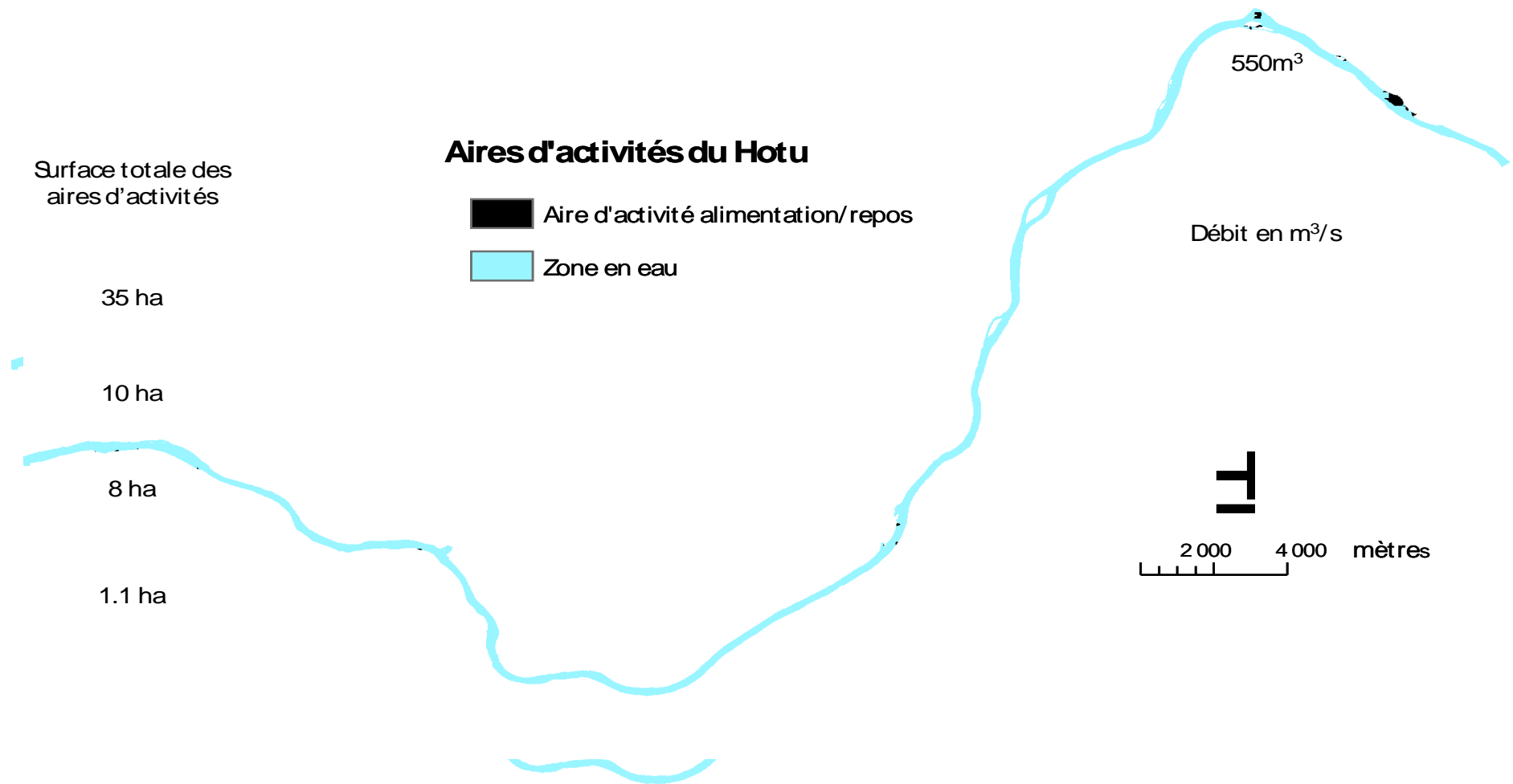


Figure 36 : Evolution des surfaces des aires d'activités du hotu et de leur localisation en fonction du débit.

L'accessibilité des habitats vitaux est présentée sous forme de probabilité d'atteindre la tache la plus proche. Un exemple est donné dans le secteur du CNPE de Bugey pour l'habitat d'alimentation d'un barbeau de 15 cm au débit $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figure 37). Ces cartes permettent d'identifier les secteurs du tronçon pour lesquels la probabilité reste élevée en continu, c'est-à-dire les secteurs de forte connectivité, dans lesquels les poissons peuvent se déplacer avec le moins de contraintes.

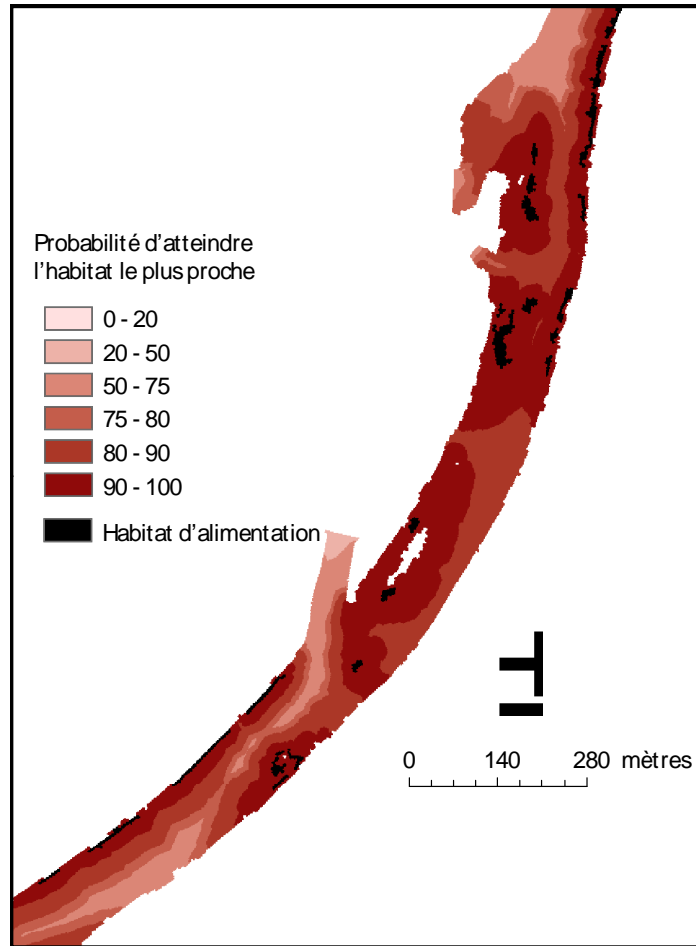


Figure 37 : Carte des probabilités d'atteindre l'habitat d'alimentation le plus proche pour un barbeau de 15 cm au débit $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Les probabilités varient en fonction de la taille du poisson, comme cela est illustré sur la Figure 38 pour le barbeau. Ces cartes permettent d'évaluer si les taches d'habitat vital sont facilement accessibles, des probabilités élevées devraient être observées en continu (i.e. quelque soit le débit) vers l'amont ou vers l'aval. Les distributions de probabilités pourraient être comparées entre débits pour synthétiser l'information.

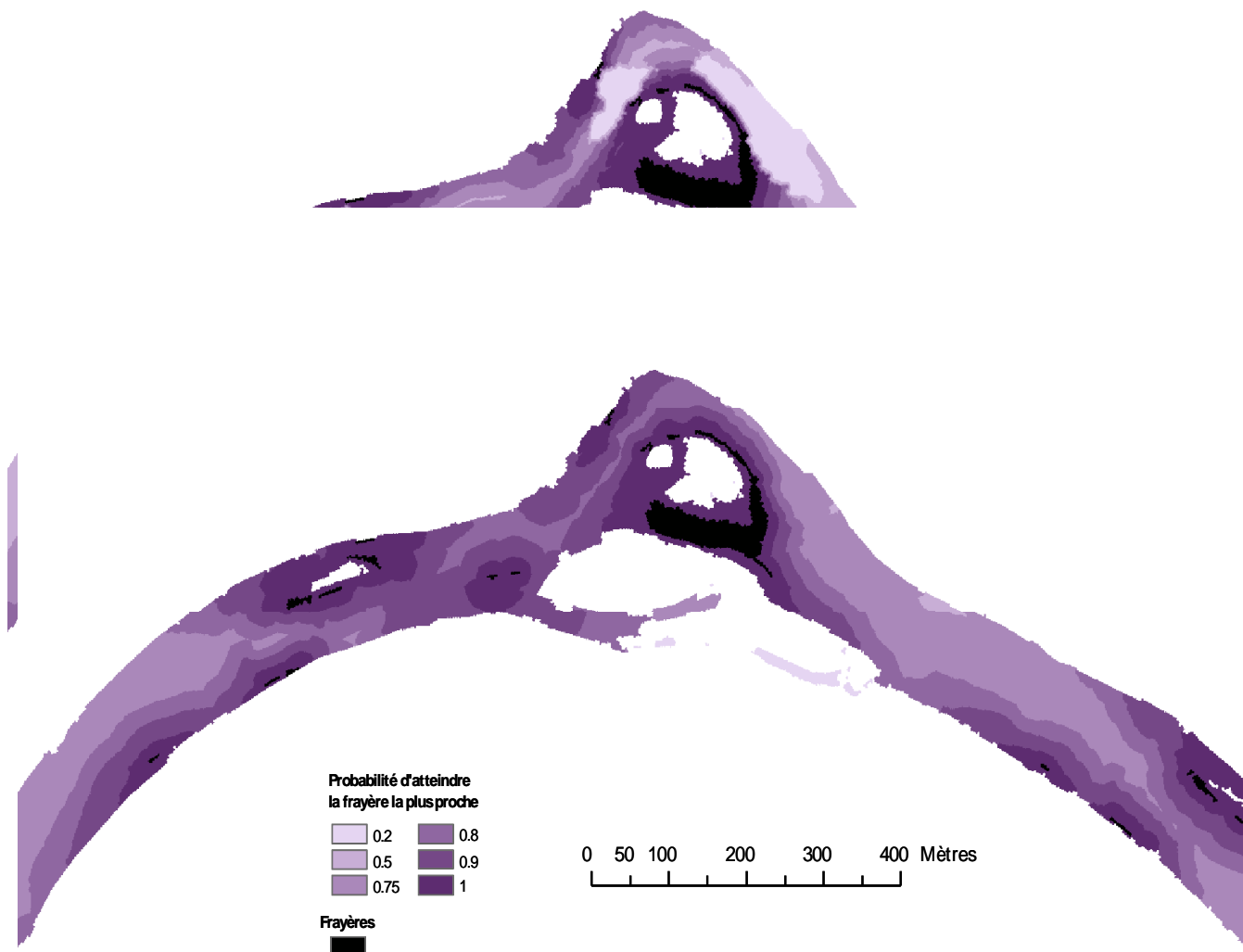


Figure 38 : Carte des probabilités d'atteindre la frayère la plus proche pour un hotu de 15 cm (en haut) et de 30 cm (en bas) au débit $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

4.4. Conclusion

L'utilisation de diverses méthodes complémentaires d'analyse spatiale permet une évaluation de l'effet du débit sur la quantité et la structure spatiale des habitats vitaux des espèces de poissons étudiées. Les outils utilisés se sont révélés pertinents pour détecter les modifications de structure des habitats vitaux en fonction du débit comme cela avait été montré sur un tronçon de la Seine (Le Pichon et al., 2008).

Globalement, nos résultats sur le Rhône montrent que l'augmentation du débit diminue les potentialités d'accueil du tronçon entre Sault-Brénaz et Jons, pour les 4 espèces étudiées, en termes de surface totale et de surface des taches d'habitats vitaux. Les surfaces totales sont assez faibles pour le barbeau et le hotu et sont comparables avec celles observées pour un tronçon artificiel de la Seine (chenal de navigation et méandres rescindés ; (Le Pichon et al., 2008). Les indices de proximité calculés révèlent

une fragmentation croissante de l'habitat entre $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. De même, les aires d'activités journalières sont plus nombreuses aux débits faibles : $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour les barbeaux.

Les essais d'analyses spatiales à $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour le barbeau montrent qu'il est possible d'affiner la détection du débit pour lequel les surfaces et les indices de proximité diminuent significativement. Les aires d'activités du barbeau qui sont encore présentes en nombre à $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ diminuent fortement à $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Si on resitue ces évolutions par rapport à la variabilité journalière et hebdomadaire du débit enregistré dans ce tronçon (Figures 4 et 5), on peut proposer quelques éléments de réponse quant à l'effet de l'hydrologie actuelle du Rhône sur la disponibilité des habitats vitaux des poissons. Les débits des fins de semaine, inférieurs à $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et relativement stables, seraient les plus favorables aux poissons. Alors que les débits du reste de la semaine, oscillant entre $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $550 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, génèrent un contraste fort des disponibilités en habitat chaque jour. Dans une journée de semaine, les disponibilités en habitat vitaux seraient plus importantes en milieu de journée, d'après cette courbe. L'analyse plus poussée de l'évolution des localisations et des surfaces d'abris entre $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $550 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ seraient alors utiles à l'analyse. Il est possible aussi de réaliser des cartes d'aires d'activités journalières en testant la complémentarité des habitats d'alimentation à un débit ($300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ par exemple) et les abris à un autre débit ($550 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ par exemple).

Il faut noter ici que la fiabilité des résultats obtenus dans cette partie est directement liée aux préférences des espèces synthétisées dans le Tableau III. Ces préférences sont une synthèse des connaissances disponibles dans la littérature, mais ne sont pas forcément valables pour toute la gamme des conditions hydrodynamiques qui prévalent dans le Rhône.

Enfin, l'analyse de l'accessibilité pourrait devenir plus pertinente au regard des données de mouvement individuel des poissons. Des données de ce type ont été enregistrées en 2009 et 2010 sur le tronçon analysé dans la présente étude. Il sera intéressant de savoir si elles permettent d'affiner l'estimation de l'effet des changements de débits sur la disponibilité en habitat vital et son accessibilité pour les espèces principales de poissons du Rhône. Ces données comportementales, en lien avec l'utilisation de l'habitat, pourront également permettre d'affiner les préférences d'habitat des espèces.

5. DISTRIBUTION DES INVERTEBRES AQUATIQUES

Ce travail à impliqué :

- Cynthia Perraud : Master 2 pro Lyon 1 – Cemagref (rapport disponible)
- Hervé Pella, Pascal Jouve et Thibault Datry du Cemagref de Lyon.

5.1. Objectifs

L'objectif principal de cette étude est de déterminer les conséquences des variations des débits du Rhône sur les communautés d'invertébrés des zones rivulaires et dans le centre du chenal. Il est articulé autour de deux axes. Le premier axe consiste à déterminer les caractéristiques et les causes de la distribution des invertébrés sur les berges soumises aux assèchements. Il s'agit aussi de savoir si les invertébrés exogènes ont des capacités particulières de colonisation des berges exondées. Le second axe consiste à représenter comment l'habitat hydraulique (défini par la hauteur d'eau, la vitesse du courant et les forces qui s'exercent au fond du chenal) des invertébrés aquatiques varie dans le chenal avec les variations de débit. Un objectif appliqué de cette étude est de suggérer une gestion des débits sur ce secteur qui ne soit pas néfaste aux communautés d'invertébrés.

5.2. Méthodes

Site d'étude

Sur un secteur d'environ 1,5 km, nous avons étudié dans un premier temps un banc de graviers (Figure 39) soumis à des assèchements réguliers en réponse aux variations de débits. La granulométrie est essentiellement composée de cailloux et graviers mais quelques pierres et blocs viennent localement perturber l'homogénéité du substrat. Ce banc de gravier peut être émergé sur une largeur de plus de 27 m, depuis la bordure du lit mouillé vers le pied de berge et jusqu'à 150 m de long dans le sens amont aval (Figure 40). Dans un second temps, l'habitat hydraulique des invertébrés a été modélisé dans le chenal sur ce secteur de 1,5 km.

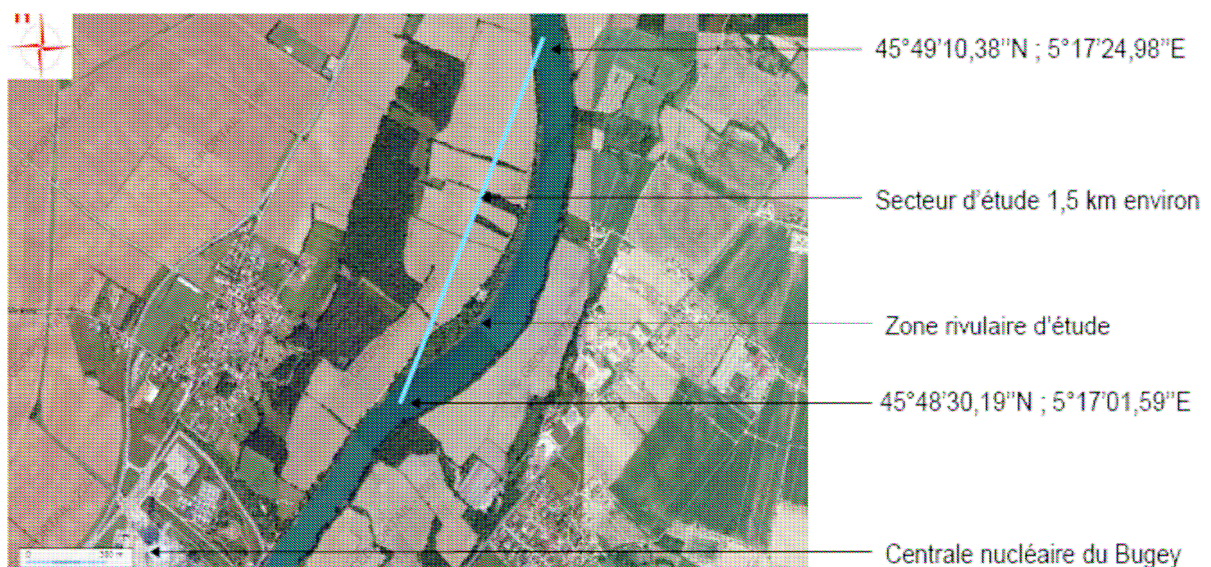


Figure 39 : Situation géographique du secteur et du site d'étude, en amont du CNPE de Bugey (vue aérienne, Google Earth, Août 2008 ; l'amont du secteur est au nord).



Figure 40 : Banc de graviers d'intérêt. Coordonnées géographiques : 829 454 N; 2094000,649E (amont), et 829 208 N; 2094000,259E (aval), (en Lambert II étendu).

Protocole d'échantillonnage des invertébrés en zone rivulaire

Une première campagne de prélèvements d'invertébrés a été effectuée le 7 novembre 2007. Trois transects perpendiculaires aux berges ont été tracés sur le banc de graviers dans le sens amont-aval, afin d'échantillonner toute la surface asséchée (Figure 41). L'eau est susceptible de s'infiltrer à l'amont et de s'exfiltrer à l'aval ; la faune peut être différente entre les transects amont et aval.

Les prélèvements ont été effectués au benthomètre (Figure 42) et ont été répartis de manière logarithmique depuis la bordure du lit mouillé jusqu'au pied de berge, afin de repérer la distance à l'eau critique pour la survie des invertébrés sur la berge asséchée. A l'extrémité de chacun des trois transects, un point est prélevé dans l'eau, afin de comparer la faune des prélèvements secs avec celle des prélèvements en eau.

Deux profondeurs (0-10 cm et 10-20 cm) ont été prélevées dans le substrat pour chaque point et chaque transect afin de tester si la zone hyporhéique peut offrir un refuge temporaire aux invertébrés lors des assecs. Lors de cette première campagne d'échantillonnage, le débit était d'environ 150 m³/s. Le débit avait été inférieur à 250 m³/s depuis le 19 octobre (19 jours) interrompu par un bref pic de débit à 290 m³/s les 22 et 23 octobre 2007 (Figure 43).

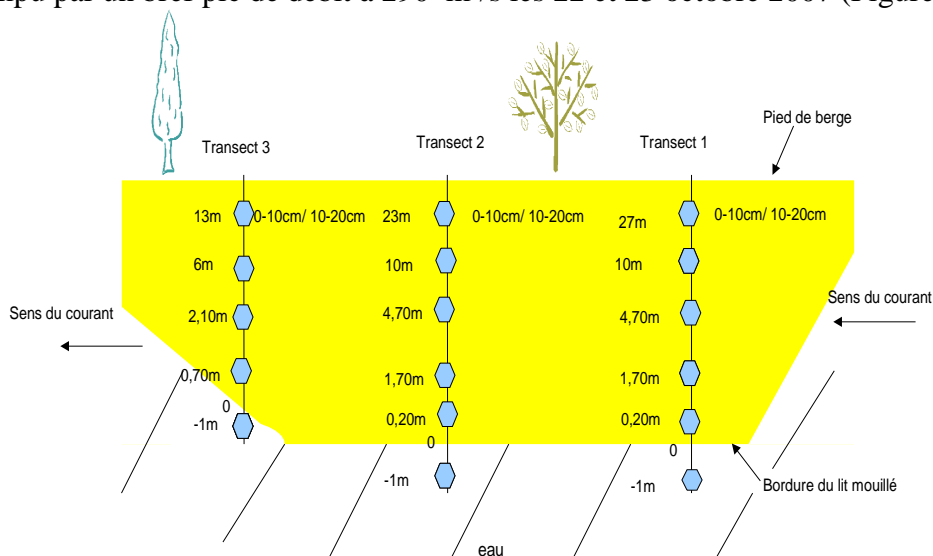


Figure 41 : Localisation des points de prélèvements (figurés bleus) sur le banc de graviers (jaune). Les 2 profondeurs échantillonnées sont respectivement 0-10 cm et 10-20 cm. Les distances sont données à partir de la bordure du lit mouillé.

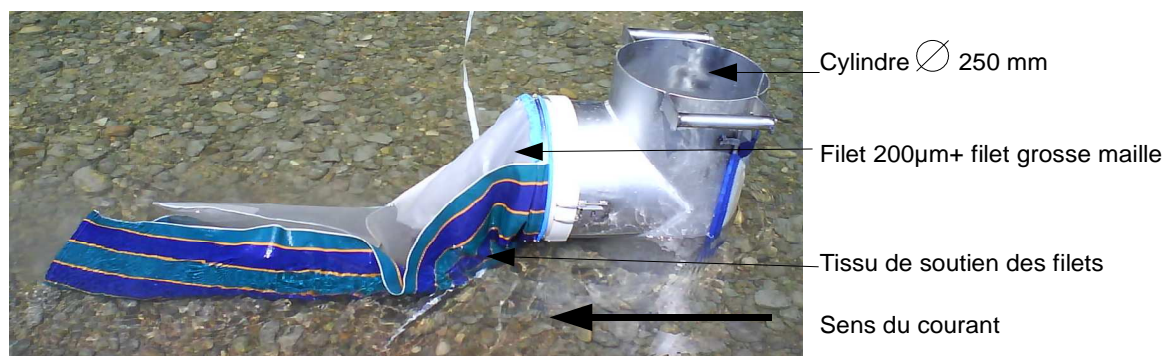


Figure 42 : Benthomètre utilisé pour prélever.

Lorsque le point de prélèvement était asséché, l'échantillonnage au benthomètre a été effectué sans filets. A l'aide d'une pelle, 2,5 litres de sédiments ont été prélevés dans la superficie de base du benthomètre sur 10 cm de profondeur. La date et les références spatiales du point de prélèvement ont été notées. Les 3 étapes (prélèvement, élutriation, conservation) ont été reproduites aux profondeurs 0-10 cm et 10-20 cm sur le même point d'échantillonnage et pour tous les points d'échantillonnage.

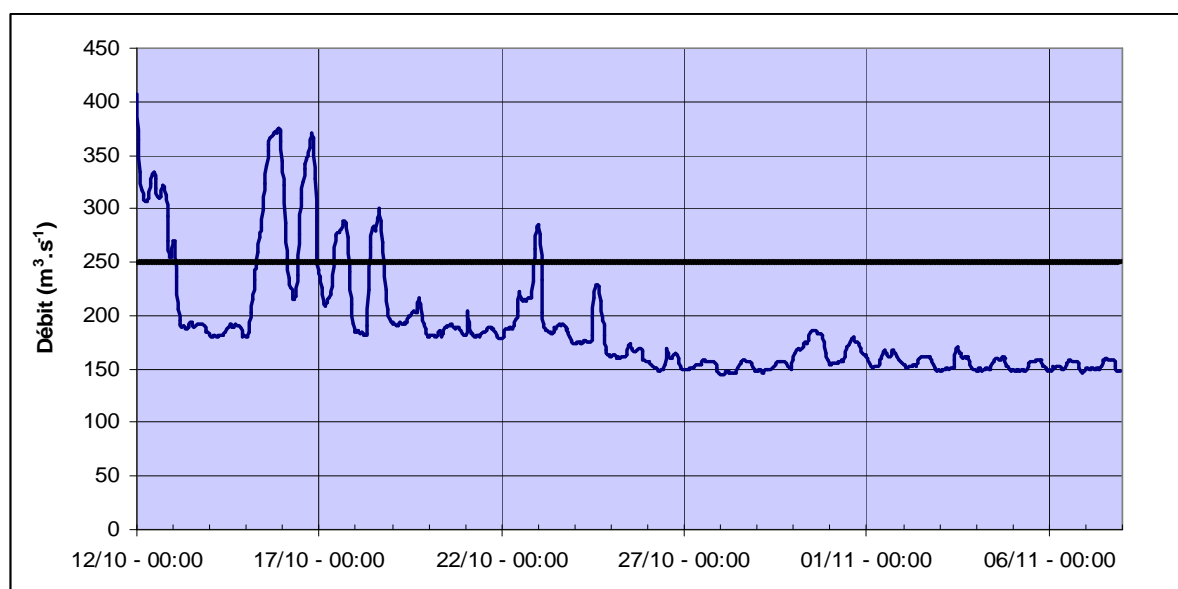


Figure 43 : Débits horaires du Rhône ($m^3.s^{-1}$) enregistrés pendant la période du 12 octobre au 7 novembre 2007 à la station CNR de Lagnieu. La partie du graphique sous les traits noirs à droite délimite la durée pendant laquelle le débit a été inférieur à $250 m^3/s$ avant les prélèvements du 7 novembre 2007.

Les invertébrés ont été triés et déterminés sous une loupe binoculaire (grossissement $10 \times 121 \times 1,6$) puis comptés et conservés dans des tubes eppendorfs. La détermination a été faite à la famille (eg., Chironomidae, Tipulidae), à l'espèce pour *Corbicula fluminea* et *Theodoxus fluviatilis* et à l'ordre pour les Oligochètes. Les Hydrobiidae et Lymnaeidae n'ont pas été identifiés séparément (par manque de compétences).

Cartographie d'habitat dans le chenal

La réalisation de cartes d'habitats hydrauliques dans le chenal pour les invertébrés benthiques est basée sur la simulation des forces de cisaillement ou contraintes au fond. Ces simulations ont été obtenues sur le secteur d'étude avec Modeleur (cf. partie 2 – Modélisation hydrodynamique), même si celle-ci a été validée uniquement en niveau d'eau. Ainsi, pour chaque nœud du maillage, les contraintes au fond sont déterminées. Celles-ci sont connues pour conditionner fortement la distribution des organismes benthiques dans le fond des cours d'eau (10). Des cartes d'habitat hydraulique, définies d'abord par les hauteurs d'eau et vitesses du courant qui ont ensuite permis d'obtenir les contraintes au fond, ont été réalisées pour 3 débits : 250, 350 et 450 m³/s. Nous nous sommes concentrés sur 3 taxa représentatifs des communautés d'invertébrés sur le banc de graviers. Les cartes d'habitat potentiel en fonction des contraintes au fond ont été réalisées pour ces 3 taxa qui remplissent plusieurs conditions :

- ils sont présents dans 50% au minimum des échantillonnages en substrats artificiels, dans la station en amont du banc de graviers (Bugey) (d'après les données de M.C. Roger (suivi hydrobiologique des effets du réchauffement de l'eau du Rhône à l'aval du CNPE de Bugey ; 109 campagnes d'échantillonnage, Cemagref - EDF). Il est important ici de ne pas choisir des taxa rares étant donné que nous sommes au premier stade expérimental de cette modélisation.
- on dispose de leur courbe de préférence hydraulique (10)
- ils ont des préférences en terme de contraintes au fond assez diverses
- ils sont représentatifs de la composition de la faune dans le tronçon d'étude au niveau du banc de graviers.

Le premier taxon sélectionné est *Gammarus spp*, un Crustacé présent dans les 109 campagnes d'échantillonnage de M.C. Roger (1ère place). Ses préférences hydrauliques correspondent à des contraintes au fond moyennes. Le second taxon choisi est *Theodoxus fluviatilis*, un Mollusque présent dans 68 campagnes sur les 109 réalisées par M.C. Roger (8ème place). Ses préférences hydrauliques correspondent à des contraintes au fond assez fortes. Enfin, le Gastéropode *Potamopyrgus antipodarum* a été choisi comme 3ème taxon. Il est présent dans 54 campagnes (13ème place) sur les 109 et ses préférences hydrauliques correspondent à des contraintes au fond plutôt faibles. Par ailleurs, modéliser l'habitat hydraulique potentiel de *Potamopyrgus antipodarum*, espèce exogène originaire de Nouvelle Zélande, en fonction de 3 débits, va peut-être nous permettre d'émettre des hypothèses sur les capacités de colonisation des milieux de cette espèce.

Des cartes de contraintes au fond ont pu être réalisées à partir des vitesses de cisaillement fournies par le calculateur à partir de la loi de Manning lorsqu'une solution adéquate a été trouvée après convergence. Les contraintes au fond ont été croisées ensuite avec les courbes de préférences hydrauliques (10) des 3 taxa afin de créer des cartes d'habitats potentiels (valeurs d'habitat) des taxa pour trois débits 250, 350 et 450 m³/s sur 1,5 km du secteur d'étude.

Analyse des données faunistiques

La composition faunistique a été analysée par une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC). Un tableau d'ordination de la faune a également été réalisé afin de visualiser la répartition de la faune le long des transects. Des corrélations ont été faites entre les données faunistiques et différents paramètres (éloignement du lit mouillé et variables hydrologiques d'assèchement). L'effet de la profondeur des sédiments sur la densité en invertébrés a été testé par des tests non paramétriques de Wilcoxon sur données appariées. Les abondances ont été transformées en $\log_{10}(x+1)$ pour diminuer l'écart entre les plus fortes et les plus faibles abondances. Les différences de richesse et d'abondance faunistiques entre les 3 transects ont

été testées par un test non paramétrique de Kruskal Wallis. Les relations entre les données faunistiques (richesse taxonomique et abondance) et les variables hydrologiques ont été contrôlées par des tests de corrélation. Pour chaque hypothèse nulle testée, le seuil de rejet a été fixé à une probabilité critique (p-value) de 0,05.

Analyse des variables hydrologiques d'assèchement

Analyse temporelle de l'assèchement

Les positions des points de prélèvement ont été déterminées avec un DGPS (Differential Global Positioning System). Le modèle hydrodynamique 2D a fourni les niveaux, profondeur d'eau et vitesses du courant pour chaque nœud du maillage pour les débits de 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450 et 500m³/s. Le niveau d'eau était alors connu pour chaque position des points prélevés et pour chaque débit, au pas de temps horaire pour l'année 2007 (données EDF-CNPE de Bugey). Les chroniques de débit et les données de hauteur d'eau ont été croisées de sorte à obtenir une série de « 1 » pour les points en eau, et de « 0 » pour les points à sec. Puis, la série a été analysée (logiciel R) afin de calculer les valeurs des variables hydrologiques d'assèchement de chaque point des 3 transects. Le premier script a permis de calculer le nombre d'exondations de chaque point sur la période du 1er janvier au 7 novembre 2007. Le second script a permis de connaître la durée moyenne des assèchements. La durée d'assèchement moyenne d'un point correspond à la moyenne du nombre d'heures successives pendant lesquelles un point a été à sec entre le 1er janvier et le 7 novembre 2007. Sur la même période, le nombre d'assecs qu'a subit un relevé au cours de cette période a aussi été calculé, ainsi que le pourcentage du temps pendant lequel un point a été à sec.

La période du 1er janvier au 7 novembre 2007 (311 jours) a été choisie plutôt que l'année 2007 entière pour plusieurs raisons :

- les invertébrés présents sur le site le 7 novembre 2007 ne dépendaient que des alternances d'inondation et d'exondation précédent l'échantillonnage
- la période de ponte a lieu en général avant la période hivernale chez les invertébrés aquatiques. Nous avons supposé que les invertébrés présents le 1er janvier 2007 l'étaient déjà le 7 novembre 2006 et que la faune était peu différente entre ces deux dates.

Analyse spatiale de l'assèchement

La superficie asséchée du lit du fleuve a été estimée dans le secteur d'étude pour les débits de 150 à 500 m³/s avec un pas de 50m³/s, sur l'année hydrologique entière. Le but était d'évaluer l'importance de la surface des zones asséchées par rapport à la surface du lit mineur pour un débit donné.

Comparaison qualitative de la faune entre trois études

Il est apparu intéressant de comparer nos données issues d'un échantillonnage sur une zone rivulaire qui s'assèche au gré des éclusées à des données de suivis en zone immergée dans le même secteur. Nous possédions des données issues de deux points d'échantillonnage au niveau de Bugey effectués par M.C. Roger (Cemagref de Lyon ; données diffusées avec l'accord d'EdF) dans le cadre du suivi réglementaire de l'effet du réchauffement de l'eau du Rhône par les rejets du CNPE de Bugey. Pour obtenir ces données, les invertébrés ont été échantillonnés à l'aide de substrats artificiels. Un substrat artificiel se compose d'un socle en béton piqué de brosses qui représentent la sous végétation. Il surmonte un socle représentant la granulométrie. Le tout est surmonté d'un troisième socle représentant la végétation

apparente. Ces substrats artificiels ont été laissés trois semaines dans l'eau puis ils ont été relevés afin de trier et déterminer les invertébrés présents.

Les données d'abondance d'invertébrés échantillonnés dans le bras court-circuité de Brénier Cordon (Haut Rhône, Rhône Court-Circuité, RCC), lors du suivi avant restauration dans le cadre du Programme Décennal de Restauration (P10) du Rhône, ont également été comparées aux données d'abondance relative calculées sur la zone rivulaire asséchée (9). Ces données ont été fournies par Sylvie Mérigoux de l'Université Claude Bernard Lyon1. Les protocoles d'échantillonnage et le nombre d'échantillons n'étant pas les mêmes entre les 3 suivis, la comparaison des données sera uniquement qualitative.

5.3. Résultats

La zone rivulaire

Distribution des invertébrés selon la profondeur et les transects

La richesse taxonomique et les abondances de chaque taxon ne sont pas différentes entre les deux profondeurs de prélèvement (0-10 cm) et (10-20 cm) des trois transects (Tests de Wilcoxon : $p > 0,05$ pour les 3 transects). Les abondances et les richesses taxonomiques ne sont pas significativement différentes entre transects (tests de Kruskal-Wallis, $p > 0.05$). Rechercher un pattern de distribution des invertébrés le long d'un transect moyen devient alors tout à fait possible.

Les Amphipodes, Trichoptères (Hydropsichidae, Psychomiidae), Ephéméroptères (Heptageneidae) et un petit nombre de Planaires (*Dugesia*) se trouvent uniquement sur les points les plus proches du lit mouillé et dans l'eau (-1m, 20cm et 70cm de l'eau).

La composition taxonomique des communautés d'invertébrés évolue au fur et à mesure de l'éloignement à la bordure du lit mouillé. Les Cyclopoïdes (Microcrutacés) et les Insectes se font plus rares en s'éloignant de l'eau (et donc en s'avancant sur la zone asséchée). Les points les plus près du pied de berge (à 13, 23 et 27m de l'eau) contiennent des taxa terrestres tels que des Protoures et Collemboles.

Distance et variables hydrologiques d'assèchement

Le pourcentage d'exondation est corrélé à la durée moyenne d'assèchement ($p < 0.001$) et au nombre d'exondations sur 311 jours ($p < 0.001$). La durée moyenne et le nombre d'exondations sont aussi corrélés entre eux ($p < 0.001$). Le pourcentage d'exondation ($p < 0.001$), la durée moyenne des assecs ($p < 0.05$) et le nombre d'exondations entre le 1^{er} janvier et le 7 novembre 2007 ($p < 0.001$) sont corrélés avec l'éloignement à la bordure du lit mouillé. Le pourcentage d'exondation, la durée moyenne et le nombre des assecs s'intensifient avec la distance au lit mouillé.

Variables faunistiques et variables hydrologiques d'assèchement

Le pourcentage d'insectes est significativement relié au pourcentage d'assèchement des points (modèle linéaire, $p < 0.05$), au nombre d'assecs par point ($p < 0.05$) et à la durée moyenne des assecs ($p < 0.05$). Cependant, au-delà de 17% d'assèchement, le pourcentage d'insectes chute. La richesse taxonomique décroît avec la distance à la bordure du lit mouillé. Elle est significativement reliée à l'augmentation de la durée moyenne des exondations ($p < 0.05$). Plus on s'éloigne de la bordure du lit mouillé, plus la durée moyenne des exondations augmente et plus la richesse taxonomique décroît.

L'abondance totale (en $\log_{10}(x+1)$) est corrélée au pourcentage d'exondation ($p < 0.01$), à la durée moyenne des assecs ($p < 0.01$) et au nombre d'exondations par point ($p < 0.01$). Mais il semble que les taxa soient indépendamment affectés par la fréquence d'assèchement. Par exemple, l'abondance des Macrocrustacés (Amphipodes) est reliée au pourcentage d'exondation par une relation logarithmique ($R^2 = 0,66$), celle des Microcrustacés (Cyclopoïdes) ($R^2 = 0,542$) lui est reliée par une droite. L'abondance des taxa terrestres augmente soudainement au pied de berge. Au-delà de 17% d'assèchement, les Cyclopoïdes tendent à disparaître, les abondances d'Insectes et d'Oligochètes diminuent, les taxa terrestres apparaissent.

L'indice de diversité de Simpson a été calculé en moyenne à 0,66 pour les points asséchés. Il n'est corrélé à aucune des variables hydrologiques d'assèchement.

Dans une optique de gestion des débits, la surface exondée du lit mouillé a été calculée sur un tronçon de 9 km au niveau de Loyettes (01) en fonction des chroniques de débit de l'année 2007. Les chroniques de débit des années 2006 et 2007 renvoient des résultats quasi-semblables à savoir que, au pas de temps horaire, le débit est :

- inférieur à 450 m³/s pendant 50% du temps
- inférieur à 350 m³/s pendant 40% du temps
- inférieur à 250 m³/s pendant 25% du temps.

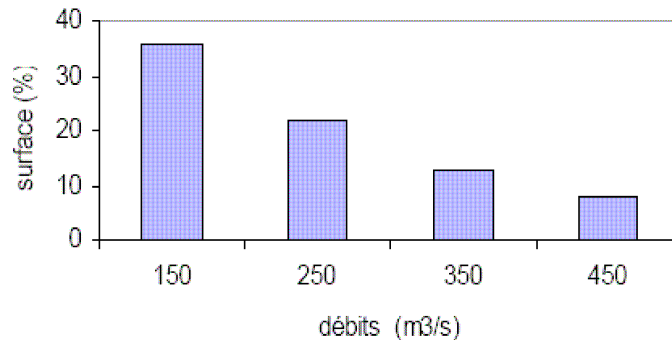


Figure 44 : Proportion de la surface asséchée du lit mouillé (en %), sur 9 km de linéaire du Rhône (secteur de Loyettes).

Pour un débit inférieur ou égal à 450 m³/s (50% du temps), environ 8% de la surface du lit mineur du Rhône est asséchée, dans le secteur de Loyette. Pour un débit inférieur ou égal à 350 m³/s (37% du temps), 13% de la surface du lit mineur est exondée, et pour un débit inférieur ou égal à 250 m³/s (25% du temps), 22% de la surface du lit mineur est asséchée. Donc une heure sur quatre, le débit est inférieur à 250 m³/s et environ le quart de la surface du lit mineur est asséchée (Figure 44). Durant l'année 2007, environ 25% du temps le débit du Rhône était de 250 m³/s, ce qui a entraîné un assèchement de 25% de la surface du lit mineur. Le débit du Rhône a été inférieur ou égal à 250 m³/s durant des périodes de plusieurs jours et même de plusieurs semaines, au cours de l'année 2007.

Une comparaison qualitative des données obtenues sur le banc de graviers exondé avec celles d'autres études sur le Rhône met en évidence un habitat assez pauvre en invertébrés. Les données issues de l'échantillonnage en substrats artificiels situés juste en amont du banc de graviers indiquent que:

- pour le relevé situé sur la rive droite, seulement 2 taxa parmi les Epheméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT) sont trouvés et la richesse taxonomique s'élève à 14.
- pour le relevé situé sur la rive gauche (impacté par une station d'épuration), seulement 4 taxa parmi les EPT sont trouvés et la richesse taxonomique s'élève à 14.

Les échantillons prélevés sur le Rhône court-circuité (RCC) de Brégnier-Cordon, avant restauration hydraulique, comportent 32% d'Insectes dont 75% de Chironomidae tandis que le banc de graviers en compte 58% dont 91% de Chironomidae et les substrats artificiels 56% dont 83% de Chironomidae. La diversité en Insectes est plus élevée dans le RCC de Brégnier Cordon que sur le secteur d'étude. Cependant, cette comparaison est sujette à précaution du fait de la différence des milieux concernés.

Les échantillons prélevés dans le RCC sont nettement plus riches en *Gammarus* (63%) que dans les échantillons issus des substrats artificiels (29%) et que dans les échantillons issus du banc de graviers (4%). De plus, dans les échantillons du RCC les Ephéméroptères représentent 5%, les Plécoptères 0,5% et les Trichoptères 4%. La richesse en EPT est tellement faible sur le banc de graviers exondé (0,1% de Trichoptères et 0% d'Ephéméroptères et de Plécoptères) qu'elle ne peut pas être considérée.

La richesse taxonomique dans les substrats artificiels vaut 14 alors qu'elles sont estimées à 9,5 à 10 m de la bordure du lit mouillé, et à 19 pour un relevé dans l'eau dans les échantillons du banc de graviers. Les données de richesse dans le RCC de Brégnier Cordon n'étaient pas disponibles.

Les deux espèces exogènes identifiées dans les prélèvements du 7 novembre 2007 sont *Corbicula fluminea* (Corbiculidae, palourde asiatique) et *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae). *Corbicula fluminea* est plus abondante dans les relevés du banc de graviers avec 1,6% que dans les relevés du RCC (0,29%) ou ceux des substrats artificiels (0,1%). Une comparaison qualitative ne permet pas de tester l'hypothèse selon laquelle ces pourcentages sont identiques. *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae) n'est pas identifié à l'espèce dans les prélèvements du banc de graviers mais ces relevés présentent tout de même 22% d'Hydrobiidae et aucun autre genre que *Potamopyrgus* de la famille des Hydrobiidae n'est susceptible d'être présent dans un substrat asséché. Les relevés du RCC comptent 0,27% de *Potamopyrgus antipodarum* et ceux des substrats artificiels en comptent 12%. Il ne semble pas plus abondant.

Cartographie d'habitats hydrauliques dans le chenal

A partir des cartes de contraintes au fond (Figure 45) et des courbes de préférence de *Gammarus spp.* (Figure 46), de *Potamopyrgus antipodarum* (Figure 47) et de *Theodoxus fluviatilis* (Figure 48), la modélisation de la distribution des habitats potentiels des trois taxa a été possible dans le secteur de 1,5km. Sur les cartes suivantes, la bande noire du contour représente les zones exondées dont fait partie le banc de gravier d'étude. Une valeur d'habitat proche de 0 signifie que l'habitat hydraulique n'est pas favorable à l'installation du taxon considéré. Une valeur d'habitat proche de 1 signifie que l'habitat hydraulique est très favorable à l'installation du taxon considéré.

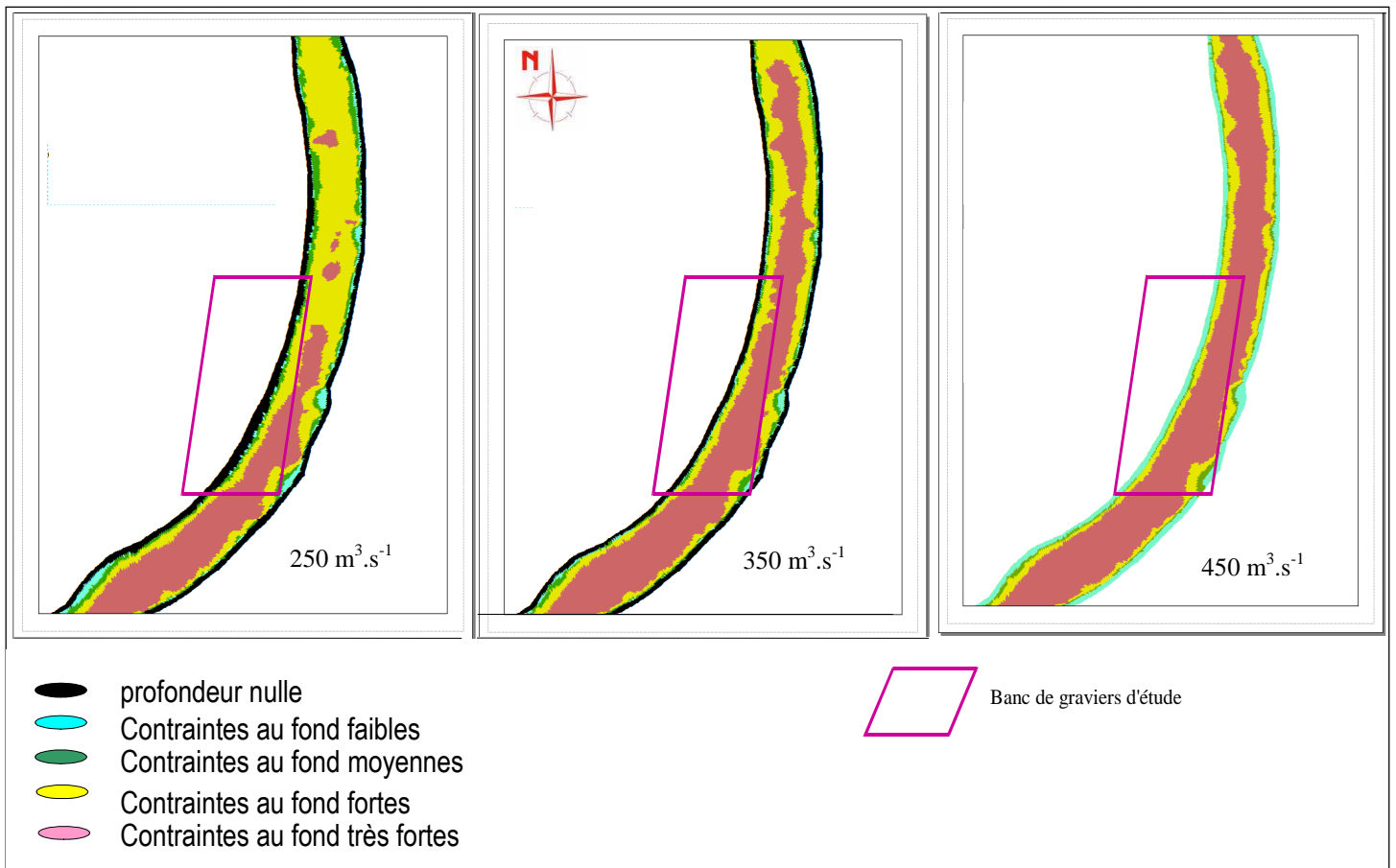


Figure 45 : Cartographie des contraintes au fond à $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (b) et $450 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (c) calculés à partir des résultats de simulations hydrodynamiques préliminaires.

A $250 \text{ m}^3/\text{s}$, toutes les classes de contraintes au fond apparaissent (Figure 45). Ce secteur a une hydrologie hétérogène avec des contraintes au fond très fortes au centre du chenal. A $350 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 45), la surface de zones asséchées est moins importante qu'à $250 \text{ m}^3/\text{s}$ (zone du banc de graviers plus étroite) et la surface avec des contraintes au fond élevées augmente. Enfin, à $450 \text{ m}^3/\text{s}$, toute la largeur du chenal est en eau.

A $250 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 46), une grande surface d'habitat hydraulique potentiel est disponible pour *Gammarus spp.* Cette surface diminue quand le débit augmente (Figure 46) et la plus grande surface d'habitat hydraulique potentiel à $350 \text{ m}^3/\text{s}$ a une valeur comprise entre 0,70 et 0,90. A $450 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 46), seules les berges ont une grande valeur d'habitat potentiel pour *Gammarus spp.*

Potamopyrgus antipodarum, Gastéropode exogène originaire de Nouvelle Zélande, vit plutôt dans les eaux lentes (densités élevées pour des contraintes au fond faibles ; Figure 47). Par conséquent, sur ce secteur d'un grand fleuve, à $250 \text{ m}^3/\text{s}$, seules de toutes petites surfaces près des berges lui offrent un habitat hydraulique favorable (Figure 47). Ces surfaces disparaissent presque totalement à $350 \text{ m}^3/\text{s}$ tandis que la superficie des surfaces défavorables à son installation augmente (Figure 47). A $450 \text{ m}^3/\text{s}$, les zones exondées ont disparues (exceptées

les zones exondées qui ne sont inondées qu'en cas de crue) et toute la bordure du lit mouillé devient un habitat potentiel pour le Gastéropode (Figure 47).

Theodoxus fluviatilis a une préférence pour les habitats à fortes contraintes au fond (Figure 48). Plus le débit augmente (de 250 à 450 m³/s) et plus la surface d'habitat potentiel augmente. Une pointe d'habitat très défavorable à son installation est présente à 250 m³/s (Figure 48) mais elle est négligeable et à 450 m³/s toute la superficie du secteur constitue un habitat hydraulique potentiel pour *Theodoxus* (Figure 48).

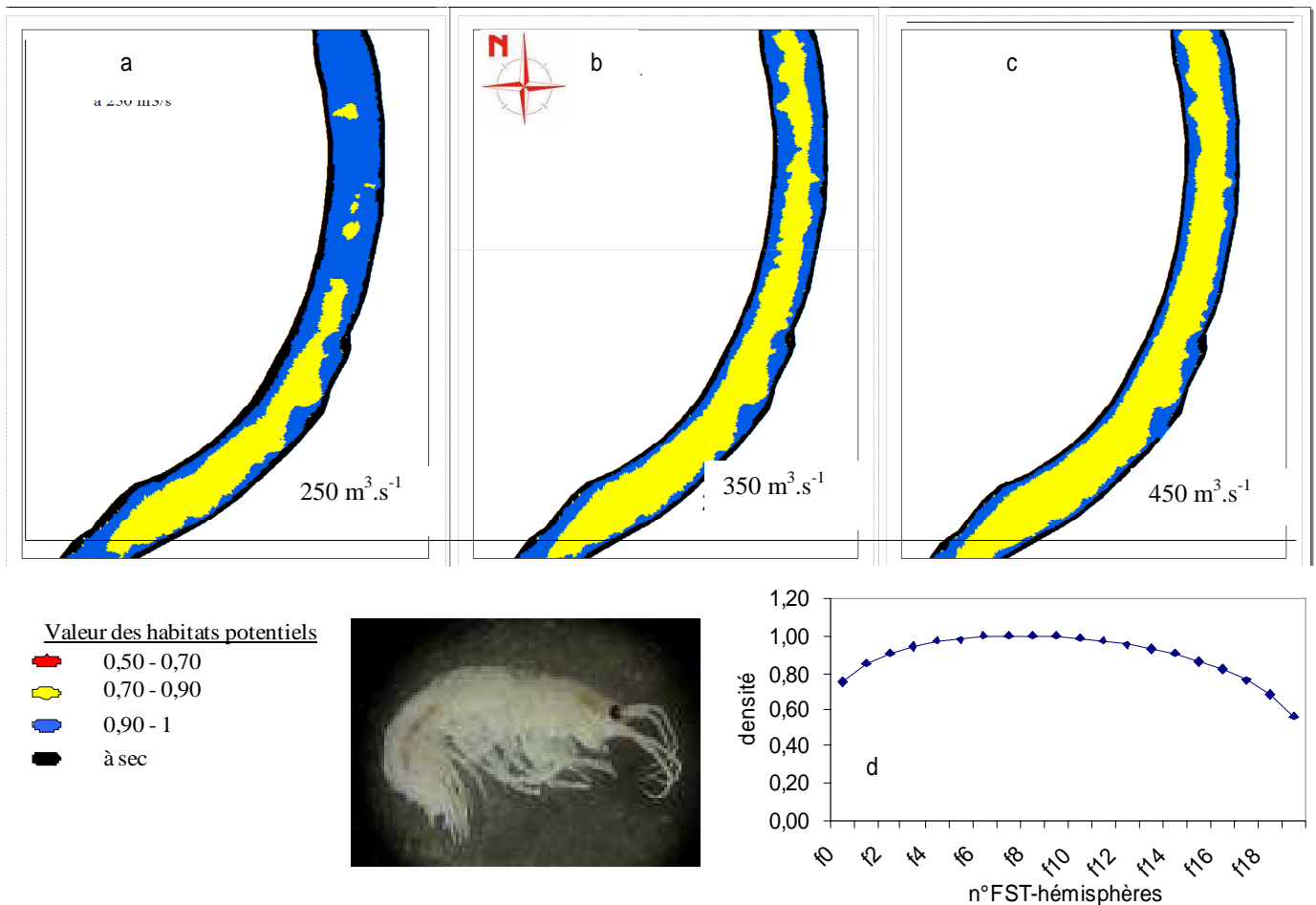


Figure 46 : Modélisation des valeurs d'habitat hydraulique pour *Gammarus spp.* dans le chenal à 250 m³.s⁻¹ (a), 350 m³.s⁻¹ (b) et 450 m³.s⁻¹ (c) et courbe de préférence de *Gammarus spp.* (en bas à droite ; le n° FST-hémisphère représente l'intensité des contraintes au fond)

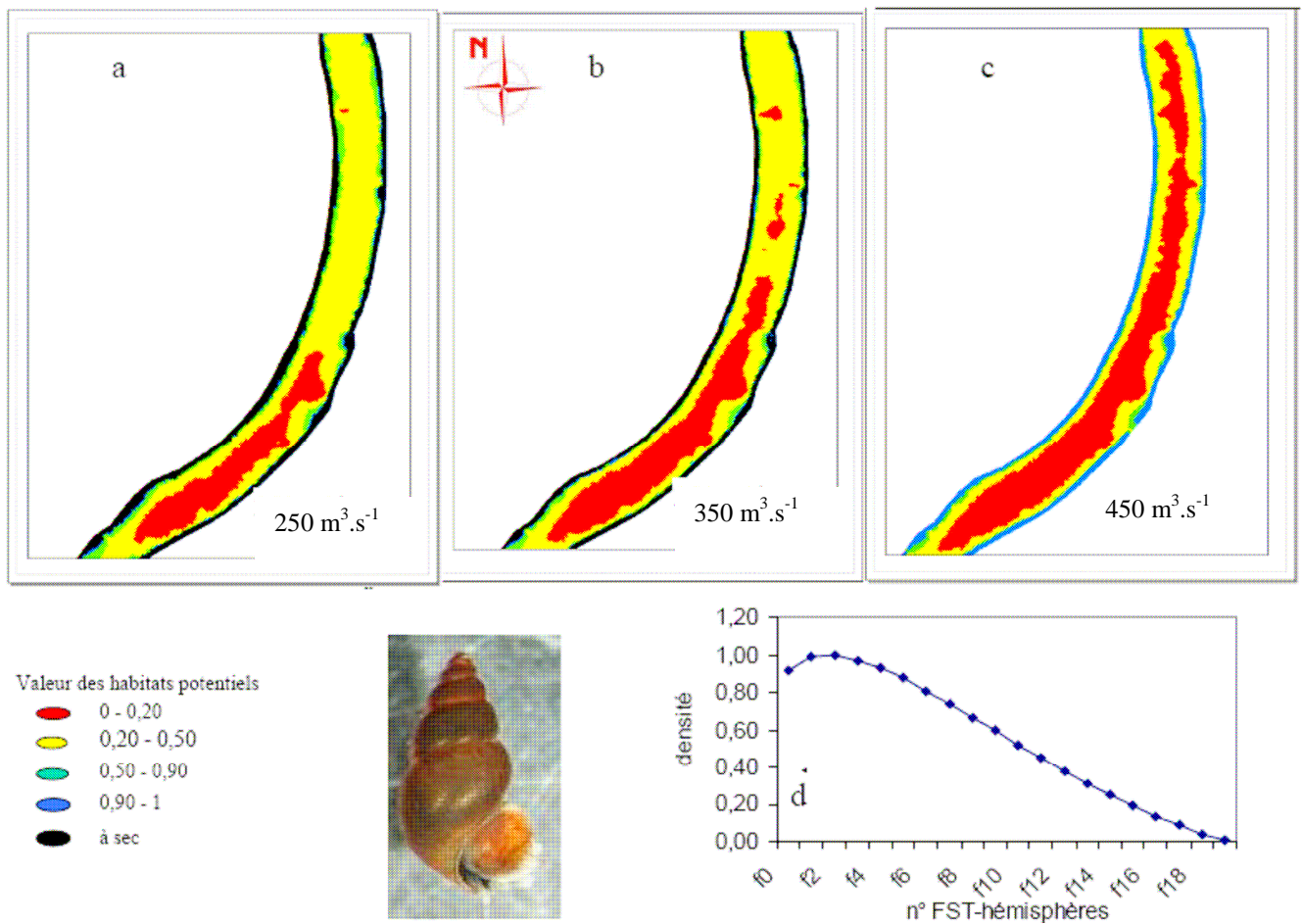


Figure 47 : Modélisation des valeurs d'habitat hydraulique pour *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) dans le chenal à $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (b) et $450 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (c) et courbe de préférence de *Potamopyrgus antipodarum* (en bas à droite ; le n° FST-hémisphère représente l'intensité des contraintes au fond).

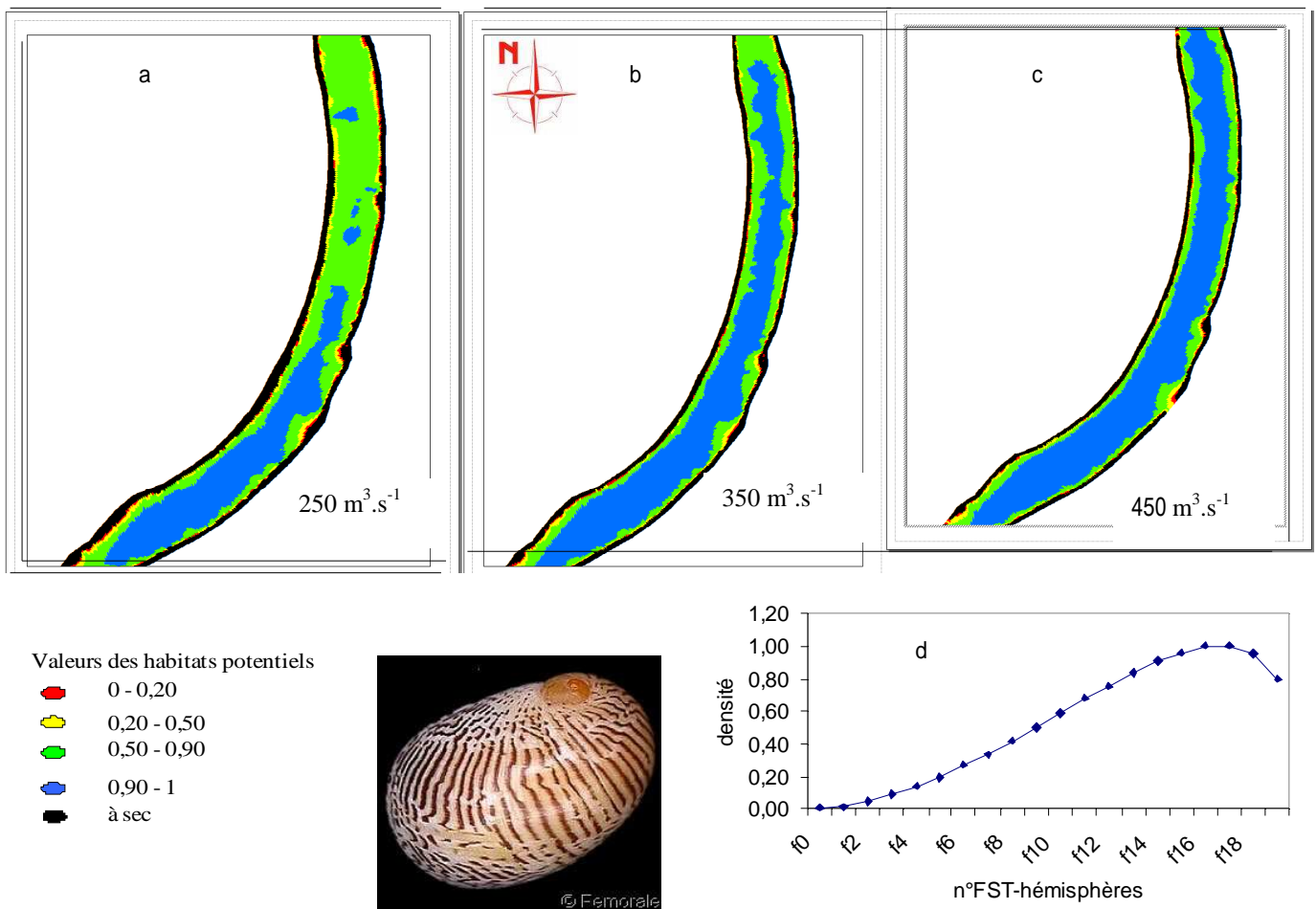


Figure 48 : Modélisation des valeurs d'habitat hydraulique pour *Theodoxus fluviatilis* (L) dans le chenal à 250 m³.s⁻¹ (a), 350 m³.s⁻¹ (b) et 450 m³.s⁻¹ (c) et courbe de préférence de *Theodoxus fluviatilis* (en bas à droite; le n° FST-hémisphère représente l'intensité des contraintes au fond).

Pour un débit donné, la répartition des habitats potentiels des trois taxa n'est pas la même. Un débit peut donc procurer un habitat hydraulique favorable à l'installation d'un taxon et un habitat hydraulique défavorable à l'installation d'un autre taxon.

5.4. Discussion et perspectives

Les effets des variations de débit sur la distribution des communautés d'invertébrés aquatiques du Rhône

Est-ce que les variations de débit ont les mêmes effets sur les invertébrés des zones rivulaires que sur les invertébrés benthiques du chenal?

Sur les bancs de graviers soumis aux alternances d'inondations et d'exondations, les communautés d'invertébrés sont étagées depuis la bordure du lit mouillé vers le pied de berge en fonction du gradient d'assèchement. Dans le chenal, une variation de débit d'une amplitude de 200 m³.s⁻¹ modifie la largeur du lit mouillé et la surface d'habitats hydrauliques potentiels disponibles pour les invertébrés benthiques.

La distribution des invertébrés aquatiques le long d'un gradient d'assèchement

La faune des zones rivulaires asséchées est pauvre en EPT (EPT est un critère de bonne qualité du milieu) et étagée en fonction des variations artificielles de débit. La majorité des insectes sont des Chironomidae, taxon pionnier et résistant aux perturbations environnementales. L'étagement sur les berges intermittentes est remarquable depuis la bordure du lit mouillé avec des Amphipodes, de rares Epheméroptères et des Cyclopoïdes, vers le pied de berge où les Mollusques et les invertébrés terrestres prennent leur place. Un seuil de 17% d'exondation semble guider l'étagement des communautés d'invertébrés sur ce banc de graviers. Un changement de composition graduel davantage marqué au niveau des 17% d'exondation caractérise son fonctionnement. Au-delà de ce seuil qui reste encore à valider, les invertébrés terrestres colonisent petit à petit le milieu mais restent peu abondants et peu diversifiés. Un seuil de 13% d'exondation à partir duquel les communautés d'invertébrés étaient différentes des communautés d'un site toujours immergé, avait déjà été défini (Fisher & LaVoy, 1972). Une hypothèse pour expliquer ce seuil d'exondation réside dans les caractéristiques physiologiques des invertébrés qui leur confèrent la capacité de résistance à l'assèchement (Williams, 1987). Les variables hydrologiques d'assèchement guident également la répartition des organismes sur les zones intertidales. Sur ces zones soumises aux battements des marées, les organismes sont étagés selon leurs caractéristiques physiologiques et leur capacité de résistance aux assecs (Peterson, 1991). Bien évidemment les taxa colonisateurs des berges asséchées irrégulièrement et artificiellement, et ceux des zones intertidales asséchées régulièrement et naturellement ne sont pas identiques. Cependant, le fonctionnement en étagement de population en réponse à la fréquence d'assèchement est commun aux deux milieux.

La migration verticale : l'effet refuge

Deux profondeurs de sédiments ont été prélevées dans le but de tester la capacité des invertébrés aquatiques à se réfugier dans la zone hyporhéique lors des assecs. Pendant les périodes d'assec, ce comportement permet aux invertébrés benthiques d'éviter les conditions défavorables. Pourtant, la zone située entre 10 et 20 cm de profondeur n'est pas utilisée comme zone refuge par les invertébrés, sur le banc de graviers d'étude.

Deux hypothèses pourraient expliquer ce résultat. Les échantillons prélevés à 6m de la bordure du lit mouillé étaient à sec depuis 19 jours (presque 3 semaines). La première hypothèse est que certains taxa ont pu se réfugier plus en profondeur que les 20 cm prélevés (jusqu'à 50 cm voire 1 m). La seconde hypothèse, tirée d'une étude qui porte sur la rivière intermittente Cronin creek (Californie, USA, Del Rosario & Resh, 2000) consiste à penser que les invertébrés ne migrent pas dans la zone hyporhéique en cas d'assèchement de la surface. Si c'était le cas, la diversité et les abondances des organismes dans la zone hyporhéique seraient plus élevées en cas d'assèchement que sans exondation. Or, les deux profondeurs de sédiments prélevées ne montrent aucune différence d'abondance et de richesse taxonomique entre elles. Ces deux hypothèses nous amènent à penser que la zone hyporhéique n'est pas une zone de refuge lors des périodes d'assec sur ce banc de graviers.

Un écotone temporel terrestre et aquatique

Une zone rivulaire soumise aux alternances d'assecs et d'inondations peut être considérée comme un écotone temporel (Larned et al., 2007), c'est-à-dire un écosystème de transition dans le temps entre deux autres écosystèmes, ici aquatique et terrestre. Ces zones rivulaires tantôt exondées, tantôt inondées pourraient être caractérisées comme tout écotone, à la fois par des taxa terrestres et par des taxa aquatiques avec une richesse spécifique très élevée tel

un « Hot Spot » de biodiversité. Or, le banc de graviers d'étude présente une faible richesse taxonomique (EPT nul) et un indice de biodiversité de Simpson très élevé qui indique une faible biodiversité. Les Collemboles et les Protoures sont les seuls taxa terrestres qui s'installent sur le pied de berge. Aucun Coléoptère adulte, aucune fourmi n'a été trouvé au niveau du pied de berge même après 19 jours d'assèchement. Au niveau du pied de berge (ce qui correspond ici à 17% d'assèchement), l'écosystème semble inadapté à la fois aux invertébrés aquatiques et aux invertébrés terrestres qui ne sont que faiblement représentés.

Les espèces exogènes

La démographie des espèces exogènes *Potamopyrgus antipodarum* et *Corbicula fluminea*, est-elle favorisée par les assèchements irréguliers des berges? Peu d'études traitent de l'attitude de ces espèces exogènes aquatiques face à l'assèchement. D'après les cartes d'habitat hydraulique potentiel et les chroniques de débit de 2007, le Gastéropode trouve des conditions favorables à son installation sur le banc de graviers immergé 50% du temps. Dans le cas où il se retrouverait piégé en cas de baisse du niveau d'eau (pour les 50% du temps où le banc de graviers n'est pas totalement immergé) l'hypothèse est que *Potamopyrgus antipodarum* se sert de son opercule (caractéristique anatomique) pour se protéger de la dessiccation.

Le bivalve *Corbicula fluminea*, est au moins aussi abondant dans les prélèvements du banc de graviers que dans les prélèvements immergés. Il est également aussi abondant sur le banc de graviers que *Theodoxus* qui n'est pas un taxon exogène. Nous ne pouvons rien avancer quant à la capacité de *Corbicula fluminea* à coloniser les berges asséchées.

Lors d'un changement de régime hydrologique sur un cours d'eau (augmentation et baisse du niveau d'eau par suite de variations de débit), certaines espèces plus adaptées aux nouvelles conditions d'écoulement sont favorisées mais rien n'est précisé sur ces espèces. La capacité particulière de colonisation des bancs de graviers asséchés par *Corbicula fluminea* et *Potamopyrgus antipodarum* reste une hypothèse qui commence à être validée pour *Potamopyrgus antipodarum* par la modélisation de son habitat hydraulique potentiel.

La modélisation des habitats hydrauliques potentiels

Une variation de débit de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ modifie considérablement les conditions d'habitats des invertébrés benthiques en modifiant la répartition des contraintes hydrauliques au fond. Les contraintes hydrauliques conditionnent fortement la répartition des organismes benthiques (Merigoux, et al., sous presse). Une augmentation brutale et quotidienne de débit d'une amplitude de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ voire de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ entraîne une forte modification des conditions d'habitat. En cas d'augmentation du débit, les contraintes au fond s'intensifient et une amplitude de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ provoque une dérive catastrophique (Céréghino, et al., 2002) des invertébrés benthiques. Si le débit diminue brutalement de $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ par exemple, le banc de graviers passe d'un statut de milieu aquatique à un statut de berge asséchée. Des organismes comme *Potamopyrgus antipodarum* se retrouvent alors dans un habitat très hostile (à sec) sans avoir eu le temps de se déplacer vers les zones immergées. Une amplitude de variation de débit de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ cause d'importantes modifications des conditions d'habitat hydrauliques et donc d'importantes pertes d'invertébrés si cette amplitude est instantanée.

Application : la gestion des débits et Directive Cadre sur l'Eau (DCE)

Un contexte de DCE

Pour appliquer la DCE, il est nécessaire et obligatoire de définir un état de référence pour tous les types de cours d'eau afin de se référer à un état connu pour restaurer un cours d'eau en mauvais état (pas de bons états écologique et chimique). Le tronçon de 36 km du Rhône situé à l'amont de Lyon est le seul tronçon du Rhône non dérivé (avec peut-être une portion au niveau d'Avignon). La totalité du débit du Rhône passe dans les turbines des centrales hydroélectriques puis dans le chenal principal. De plus, d'un point de vue géomorphologique, ce tronçon est peu impacté puisqu'il n'y a pas de canal bétonné. De gros blocs naturels entre autres, composent le sédiment. Pour toutes ces raisons, ce tronçon n'est pas considéré comme anthropisé et fortement modifié. Pourtant, les métriques mesurées dans cette étude montrent de faibles abondances et richesses et l'absence des taxa indicateurs de milieux en état écologique « acceptable » (EPT). La richesse taxonomique ne paraît pas clairement touchée du fait que la perte de taxa aquatiques soit compensée par des taxa terrestres. Les communautés d'invertébrés semblent ainsi fortement impactées par les éclusées

Les applications : la gestion des débits dans le respect des communautés d'invertébrés des zones rivulaires et du chenal.

Le but de l'étude est de suggérer une gestion des débits qui ne porte pas atteinte à la richesse faunistique du tronçon d'étude. Il est nécessaire de trouver des compromis entre la production d'hydroélectricité considérée respectueuse de l'environnement, même avec les exondations de berges qu'elle provoque, et la conservation de la biodiversité aquatique et notamment celle des invertébrés. La conservation d'un niveau de biodiversité « acceptable » passe obligatoirement par la conservation des habitats.

Il semble que le seuil de 17% d'exondation (6 à 10 m de la bordure du lit mouillé) entraîne des changements de la richesse et de la densité des invertébrés aquatiques sur les berges. **Pour favoriser la pérennité des habitats des communautés d'invertébrés aquatiques sur les berges asséchées dans le temps, une gestion du débit minimal est nécessaire.**

De plus, pour que les invertébrés puissent réagir à une modification des conditions hydrauliques dans le chenal et donc à une modification de la qualité des habitats, les amplitudes des variations de débit (Haertel-Borer, 2006) devraient être inférieures à 100 m³/s. Il faudrait davantage d'études pour coupler une durée pendant laquelle cette amplitude maximale de 100 m³/s devrait avoir lieu. D'autres analyses sont nécessaires pour fournir des informations sur cette durée afin que le couple durée-amplitude de variation de débit soit optimal pour la conservation des communautés d'invertébrés. **Dans le chenal, une gestion de l'amplitude de variations des débits permettrait de favoriser la pérennité des habitats favorables aux communautés d'invertébrés.**

En conclusion, afin que les communautés d'invertébrés sur ce tronçon du Rhône soient moins impactées par les éclusées, le turbinage des centrales hydroélectriques doit être géré en prenant en compte les communautés d'invertébrés à l'aval des barrages tant sur les bordures du lit mouillé que dans le chenal.

Tous les résultats de cette étude demandent à être largement complétés par d'autres campagnes de prélèvement et par des comparaisons avec d'autres secteurs du Rhône.

De même, il serait intéressant d'étudier en laboratoire la capacité des espèces exogènes (*Potamopyrgus antipodarum* et *Coricula fluminea*) à survivre dans un environnement à sec. Ceci nous permettrait d'en savoir davantage sur la capacité de ces espèces à coloniser les berges asséchées.

6. STRUCTURE DE LA COMMUNAUTE PISCICOLE

Ce travail à impliqué :

- Cédric Giroud, pêcheur professionnel (pêches au filet)
- Pascal Roger et Hervé Capra du Cemagref de Lyon (pêches électriques)

6.1. Objectifs

Nous avons voulu entre 2007 et 2009 avoir une image du peuplement de poisson du tronçon étudié qui soit complémentaire des informations obtenues avec le suivi réglementaire des effets des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey. Pour cela nous avons commandé des pêches aux filets à un pêcheur professionnel (Cédric Giroud) ayant les baux de pêche sur le tronçon. L'objectif de cet échantillonnage était de réaliser des sondages pour mieux connaître la répartition des espèces sur l'ensemble du tronçon et voir si certaines espèces jamais ou très rarement capturées à l'électricité lors du suivi réglementaire de Bugey étaient bien présentes dans le tronçon. Nous avons parfois ajouté aux pêches au filet, des pêches électriques, dans des habitats différents de ceux du suivi réglementaire.

6.2. Méthodes

Des pêches aux filets et des sondages par pêche électrique ont été mis en œuvre dans six secteurs : Sault-Brenaz, Lagnieu, Proulieu, St Vulbas, CNPE, Loyettes, confluence de l'Ain et Jons. Ces sondages ont été fait sur une semaine chaque année, chaque jour de la semaine étant consacré à un secteur différent du tronçon.

En 2007, 2008, et 2009, nous avons opté pour des sondages plutôt que pour un protocole très stricte basé par exemple sur un échantillonnage par point, qui statistiquement serait plus pertinent, mais sans doute moins efficace, dans le temps imparti, pour espérer approcher la diversité spécifique de la communauté piscicole. La pose des filets est également dictée par les conditions hydrodynamiques, notamment pour que les filets ne soient pas emportés. Il faut également que la position des filets corresponde à des zones probables de déplacement des poissons. Enfin, différents filets sont utilisés : filets passifs type tramail (3 nappes dont une de petite maille, ici 50 mm), et de type droit à maille de 40 à 60 mm, et des filets actifs tels que l'épervier (filet jeté à la main ; maille très petite), ou un filet droit à maille de 27 mm, traîné dans l'eau.

6.3. Résultats

Sur le tronçon étudié, le Cemagref réalise depuis 1979 le suivi réglementaire lié à l'arrêté de rejet du CNPE de Bugey. Pour évaluer chaque année les effets potentiels des rejets d'eau chaude du CNPE sur la structure des communautés de poissons et d'invertébrés, le Cemagref échantillonne plusieurs fois par an le Rhône, en amont et en aval du CNPE (Roger et al., 2010).

La communauté piscicole est échantillonnée 4 fois par an (classiquement février, mai, août, et novembre) sur 8 stations (3 en amont du CNPE à Saint Vulbas, 1 non réchauffée en amont de Loyettes et en rive gauche, 3 réchauffées (aval immédiat CNPE, amont Loyettes rive droite, et Loyettes, et une station à l'aval de la confluence de l'Ain).

La Figure 49 et le Tableau VI proposent une synthèse globale des résultats de pêche du suivi réglementaire effectué par le Cemagref pour le CNPE de Bugey de 2000 à 2009. (données EDF, avec accord de présentation pour ce rapport).

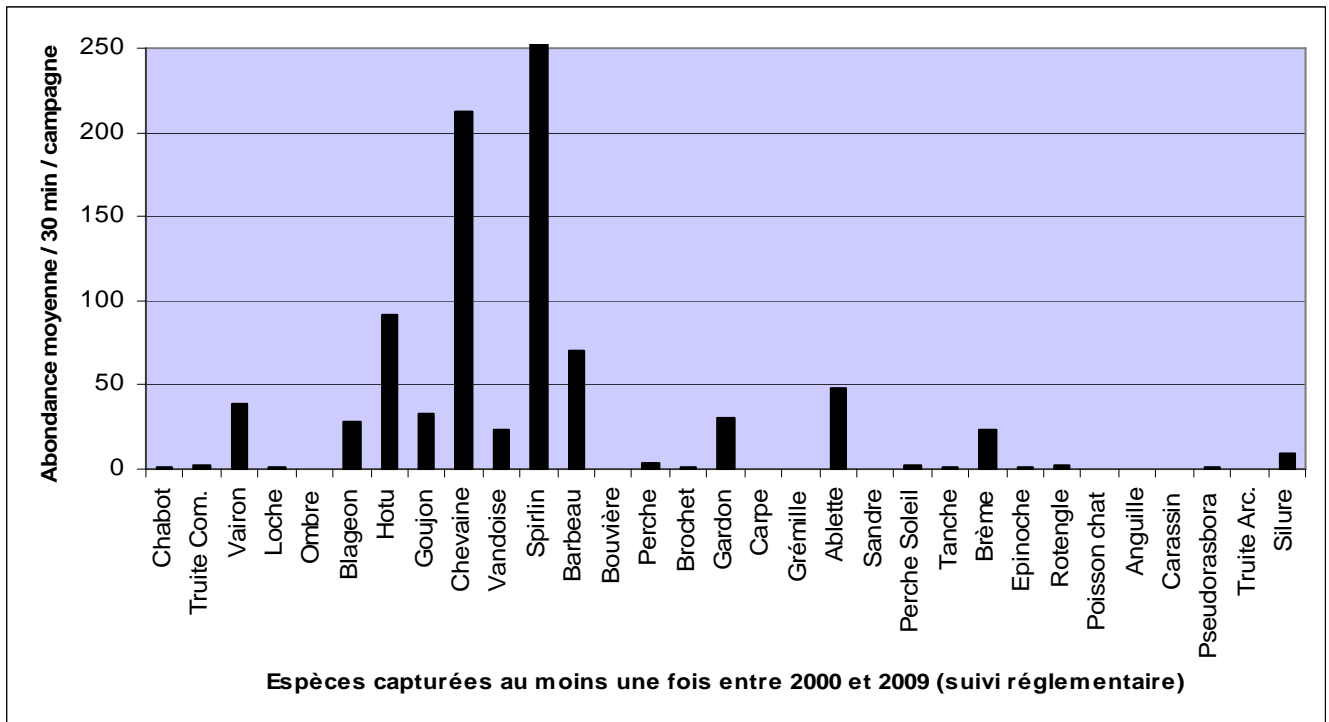


Figure 49 : Abondance moyenne en nombre d'individus capturés pour 30 min de pêche, moyenné par campagne, pour chaque espèce capturée au moins une fois entre 2000 et 2009. Noter que l'abondance moyenne du spirilin de 611 individus n'est pas représentée à cette échelle pour faciliter la lecture des autres abondances.

A travers ce résumé des 10 dernières années de pêches réglementaires sur le Rhône à hauteur du CNPE de Bugey, il apparaît immédiatement que le peuplement est dominé par quelques espèces seulement. En effet le spirilin et le chevaine dominent largement les abondances. Viennent ensuite le barbeau et le hotu, puis, avec des abondances moyennes par campagnes qui restent inférieures à 50 individus / 30 min de pêche, l'ablette, le vairon, le gardon, le goujon, le blageon, la brème bordelière la vandoise, et le silure. Ainsi la communauté piscicole se caractérise par 12 espèces principales. Les 19 autres espèces sont beaucoup plus rarement capturées, et ont des abondances moyennes nettement moindres. Enfin, seules 16 espèces sont capturées systématiquement chaque année : spirilin, chevaine, barbeau, hotu, ablette, vairon, gardon, goujon, blageon, brème bordelière, vandoise, silure, truite commune, perche, brochet, et rotengle.

Globalement l'échantillonnage mis en œuvre (pêches de bordure en continu pendant 30 min) favorise la capture des juvéniles et des jeunes poissons de l'année (recrutement). Les jeunes stades représentent de 41% à 70% de l'effectif total capturé entre 2000 et 2009 (moyenne = 56.5%).

Le spirilin est devenue l'espèce largement dominante dans nos échantillonnages, et comme en 2009, en abondance comme en biomasse, malgré sa petite taille. Ces individus vivent en bancs très denses (plusieurs milliers d'individus). Leur petite taille pourrait les favoriser dans un processus de réchauffement global (cf. Daufresne et al., 2009) mais également dans

l'espace physique favorable nécessaire (plus restreint que le barbeau, le hotu ou le chevaine). Sous cette hypothèse, il est étonnant de constater que l'abondance de le brème bordelière, également de petite taille, a fortement diminué depuis 2004, alors qu'elle avait les atouts pour se développer comme le spirilin, dont l'abondance a particulièrement augmenté ces deux dernières années (faisant suite à une baisse assez nette entre 2001 et 2007).

Enfin, une caractéristique de l'évolution récente du peuplement de poisson est l'apparition du silure parmi les espèces dominantes de la biomasse totale observée, malgré une abondance très modeste. Certains individus dépassent facilement les 100 cm, et ont une masse largement supérieure à la moyenne observée pour les autres espèces.

Les indicateurs utilisés dans le plan décennal de restauration du Rhône ont été calculés avec les données du suivi réglementaire du CNPE de Bugey.

1 - La Figure 50 présente pour la période 2000 – 2009 les indicateurs de type « chenal », à savoir les proportions des espèces d'eaux vives (barbeau, spirilin, blageon, loche et chabot) et des espèces d'eaux courantes (ombre, barbeau, ablette, hotu, toxostome et vandoise) dans le peuplement. Dans notre tronçon l'ombre commun est extrêmement rare (dernière capture en date ARALEP en été 2010 à Saint Vulbas), et le toxostome n'a jamais été recensé.

2 - La richesse spécifique totale est de 31 espèces, mais la moyenne est de 24 espèces capturées par an (de 20 à 29 espèces).

3 – Les abondances des différentes espèces ont été présentées précédemment.

4 - Nous avons réalisé les histogrammes des longueurs totales des poissons capturés regroupées en classes de 10 mm. Les données par espèce ont été regroupées par année (i.e. toutes stations et campagnes confondues) de 2000 à 2009. Les espèces cibles étaient : le spirilin, les barbeau, le chevaine, et le hotu (ayant les abondances moyennes / 30 min de pêche les plus importantes ces dix dernières années ; Figure 51, Figure 52, Figure 53). Cumuler sur un même histogramme des classes de taille des mesures de 4 saisons différentes génère un chevauchement des classes de tailles au cours du temps, mais cela rend plus lisible les histogrammes.

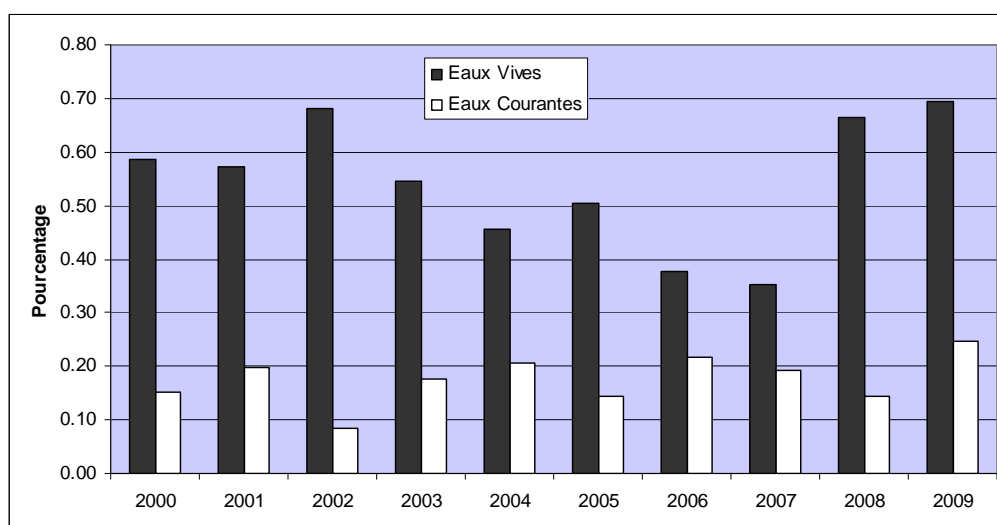


Figure 50 : Proportions (%) des espèces d'eaux vives (barbeau, spirilin, blageon, loche et chabot) et des espèces d'eaux courantes (ombre, barbeau, ablette, hotu, toxostome et vandoise) dans le peuplement, pour les différentes années de 2000 à 2009.

Tableau VI : Nombre moyen d'individus capturés (en 30min) par campagne de pêche et par année (entre 2000 et 2009), dans le cadre du suivi réglementaire de Bugey, en amont et en aval du CNPE. L'échantillonnage est réalisé en bateau, par pêche en continu à l'électricité le long des berges.

Nb Esp. = Nombre d'espèces recensées dans l'année ; % Esp. Eaux vives et courantes = indicateurs du plan décennal de restauration du Rhône. Voir le texte pour plus de détails.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Abond. /camp.
nb de campagnes	4	3	3	4	3	4	4	4	4	3	
Chabot	1.8				0.3	0.4	1.0	4.4	0.5	1.5	1.0
Truite Com.	8.2	9.8	1.0	2.5	1.9	0.3	1.6	1.0	1.8	0.7	2.9
Vairon	25.8	70.1	22.0	6.9	16.1	8.7	0.3	48.3	110.9	73.5	38.3
Loche	1.1	3.5	1.3	0.8	1.0	0.5		0.3	0.4	0.3	0.9
Ombre	0.6	0.4									0.1
Blageon	20.5	38.4	43.0	10.0	9.3	20.8	6.3	30.2	58.4	46.8	28.4
Hotu	22.6	165.8	9.5	49.1	52.7	17.4	28.2	14.0	79.6	472.2	91.1
Goujon	38.2	31.2	12.3	18.0	17.8	53.0	76.6	15.5	17.6	46.4	32.7
Chevaine	223.5	248.2	142.7	137.3	169.8	300.5	303.3	320.2	74.7	202.0	212.2
Vandoise	22.6	36.0	12.7	23.7	38.4	30.2	9.0	15.6	12.0	31.4	23.2
Spirilin	444.8	810.7	528.0	346.9	355.6	471.1	259.2	258.7	743.8	1887.0	610.6
Barbeau	90.8	63.6	43.8	32.4	32.2	58.7	84.1	32.7	31.5	235.3	70.5
Bouvière	0.3		0.7			1.1	2.1	0.4			0.5
Perche	5.3	2.9	0.7	1.3	1.8	5.2	0.9	2.1	5.5	9.0	3.5
Brochet	0.5	2.7	1.3	2.5	0.3	0.6	0.3	0.8	1.3	3.0	1.3
Gardon	26.7	35.1	29.3	21.0	36.7	28.7	12.7	22.5	36.3	60.2	30.9
Carpe	0.3	0.4				0.4	0.5			0.4	0.2
Grémille	0.6	0.4									0.1
Ablette	10.0	53.4	10.7	21.5	56.1	50.4	80.8	116.7	57.8	29.0	48.6
Sandre	1.9			1.3					0.3		0.4
Perche Soleil	0.9	4.5	2.3	0.6	1.7	2.1	1.4	7.8	1.2		2.2
Tanche	0.3	2.0	1.7	0.5	2.0	0.5	0.6	0.7			0.8
Brème Bordelière	1.3	8.6	29.5	27.0	67.2	27.0	40.8	25.3	10.2	3.4	24.0
Epinoche	0.3	0.8		0.3	0.4	1.5	2.1	1.5	0.8	7.7	1.5
Rotengle	0.5	4.8	0.7	2.1	1.7	1.3	5.6	2.0	0.3	0.5	1.9
Poisson chat	1.2			1.1	0.8	0.3		0.3			0.4
Anguille	0.3					1.5	0.3	0.6	0.6		0.3
Carassin						2.3	1.0	0.4			0.4
Pseudorasbora	1.1	0.8		0.8	2.1	0.3	3.5	1.4	0.3		1.0
Truite Arc.			1.0								0.1
Silure	3.2	8.5	11.7	7.2	8.8	8.2	8.8	4.2	10.6	18.1	8.9
Nb Esp	29	24	21	23	23	27	25	26	23	20	24
% Esp Eaux Vives	0.59	0.57	0.68	0.55	0.46	0.50	0.38	0.35	0.66	0.69	0.54
% Esp Eaux Courantes	0.15	0.20	0.08	0.18	0.20	0.14	0.22	0.19	0.14	0.25	0.18

Tableau VII : Nombre d'individus capturés au filet, par espèce, par secteur et par année. Seules deux espèces n'avaient pas été capturées à l'électricité entre 2000 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey.

Espèce	Sault-Brénaz			Lagnieu	Proulieu			StVulbas	CNPE		Loyettes		Confluence	Jons			Total
	2007	2008	2009	2008	2007	2008	2009	2009	2007	2008	2008	2009	2007	2007	2008	2009	
Blageon											2	2					4
Hotu	26	5	1	1	1		2						2			4	42
Chevaine		8	6		2	6	5	3	1	2	3	13	10	1	7	10	77
Vandoise	1		2												2		5
Spirilin			7								77	43				2	129
Barbeau	1	21	11	1			2	2	2	2		4	2	3	3	4	58
Bouvière															17	8	25
Perche	15	1	4												2	1	23
Brochet	2	2												2			6
Gardon	63	5	45									1		15	50	49	228
Carpe miroir			1														1
Grémille															1		1
Ablette	179	21	76								1	3			7	6	293
Sandre	6	1															7
Perche Soleil															1	1	2
Tanche			1														1
Brème Bordelière	201	87	7												20	7	322
Rotengle		3													4	1	8
Poisson chat																2	2
Carassin		1															1
Silure											1					1	2
<i>Black Bass*</i>																	1
<i>Corégone*</i>			1														1
Total	494	155	162	2	3	6	9	5	3	4	84	66	14	21	114	97	1239

* espèces capturées au filet, et jamais capturée à l'électricité de 2000 à 2009.

espèces capturées lors du suivi réglementaire du CNPE de Bugey, et jamais capturées au filet:

Pseudorasbora, Truite Arc-en-Ciel, Truite commune, Vairon, Anguille, Chabot, Epinoche, Goujon, Loche franche, et Ombre commun.

Tableau VIII : Nombre d'individus capturés par pêche électrique (/20 min), par espèce, par secteur et par année. Seules deux espèces n'avaient pas été capturées à l'électricité entre 2000 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey.

Espèce	Lagnieu		Proulieu		StVulbas	CNPE	Loyettes		Total
	2008	2009	2008	2009	2009	2008	2008	2009	
Ablette	2		11		2	2		4	21
Anguille							3	2	5
Barbeau	2	17	27	49	41	7	16	133	293
Blageon					1			1	2
Brème Bordelière		8	2	2	74	1	4		91
Brème com.					0				0
Brochet	2		5			2			9
Carpe		0							0
Chabot		2		5	7	1	2	6	22
Chevaine	13	11	46	13	66	12	43	6	210
Epinoche			1		10				11
Gardon	11	6	35	24	58	5	17	17	173
Goujon	1	12	8	9	20	4	28	1	82
Grémille		2			1				3
Hotu	0	0	23	9	14	1	16	58	122
Loche				1	4				5
Lamproie								1	1
Perche	2	3	2	2	3	4	8		23
Perche soleil		1	5		1			1	7
Rotengle	1								1
Sandre						1			1
Silure		0	1	6	4	3	12	10	36
Spiralin	7	1	18	48	58	77	114	132	455
Tanche		1	1		1			1	3
Vairon						0	1	1	3
Vandoise		4		2	18		16	10	51
Total	41	69	184	169	384	121	280	381	1628

Au total (i.e. tous les échantillonnages regroupés), 33 espèces ont été observées dans le tronçon du Rhône entre Sault-Brénaz et Jons. La richesse spécifique moyenne annuelle du suivi réglementaire du CNPE de Bugey entre 2000 et 2009 était de 24 espèces, celle des sondages par pêche électrique (2008 & 2009) était de 26 espèces, et celle des sondages au filet (2007 à 2009) était de 23 espèces.

Les pêches au filet et à l'électricité (sondage et suivi réglementaire) ont 18 espèces en commun. Les espèces capturées uniquement au filet lors des sondages sont le black bass et le corégone (Tableau VII). Les espèces capturées uniquement à l'électricité lors des sondages sont la brème commune et la lamproie (Tableau VIII). Les espèces capturées uniquement à l'électricité lors du suivi réglementaire sont le carassin, l'ombre, le pseudorasbora, la truite arc., et la truite commune.

Ces espèces rares ne sont représentées que par un ou quelques individus.

Olivier et al. (2009) estiment qu'il y a actuellement 44 espèces de poissons dans le haut Rhône français, dont 11 espèces introduites depuis 1860, et 3 encore bien avant (avec par exemple la carpe depuis les Romains). Cinq de ces 11 espèces font partie du cortège des 18 espèces régulièrement capturées (grémille, hotu, perche soleil, sandre, et silure), auxquelles il est possible d'ajouter la carpe. Les autres espèces sont plus anecdotiques (black bass, carassin, poisson chat, pseudorasbora et truite arc-en-ciel).

Les espèces les plus emblématiques du tronçon du Rhône étudié, décrit comme « très pauvre » par Olivier et al. (2009), sont le brochet, la tanche, le barbeau, la chevaine, la perche, la carpe et la brème. Il est possible d'ajouter à cette liste des espèces caractéristiques du Rhône plus en amont de notre secteur telles que le goujon, la truite commune, l'anguille et la vandoise pour les plus abondantes, la lotte de rivière et l'ombre commun pour les plus rares. Le spirin, petit cyprinidé rhéophile, est présent depuis le Rhône suisse (amont du lac Lemman), comme le gardon, le goujon, le chabot, le viron, la loche franche, ou le rotengle. Enfin, notons que le blageon est l'espèce la plus endémique du bassin du Rhône.

Nos résultats montrent un peuplement potentiellement assez riche en nombre d'espèce, même si certaines espèces ont disparue (apron), ont fortement régressé (vandoise, ombre commun) ou ne se maintiennent que grâce aux empoisonnements (anguille, brochet). Mais en réalité ce peuplement se caractérise essentiellement par le fait que seules quatre espèces sont dominantes (en abondance et en biomasse) : spirin, chevaine, barbeau et hotu.

De plus comme le montrent les histogrammes des classes de tailles (Figure 51, Figure 52, Figure 53) la plupart des individus capturés sont des jeunes de l'année et des juvéniles. Pour le hotu par exemple, en 2009, aucun individu de plus de 150 mm n'a été capturé au cours des 4 campagnes de pêche du suivi réglementaire.

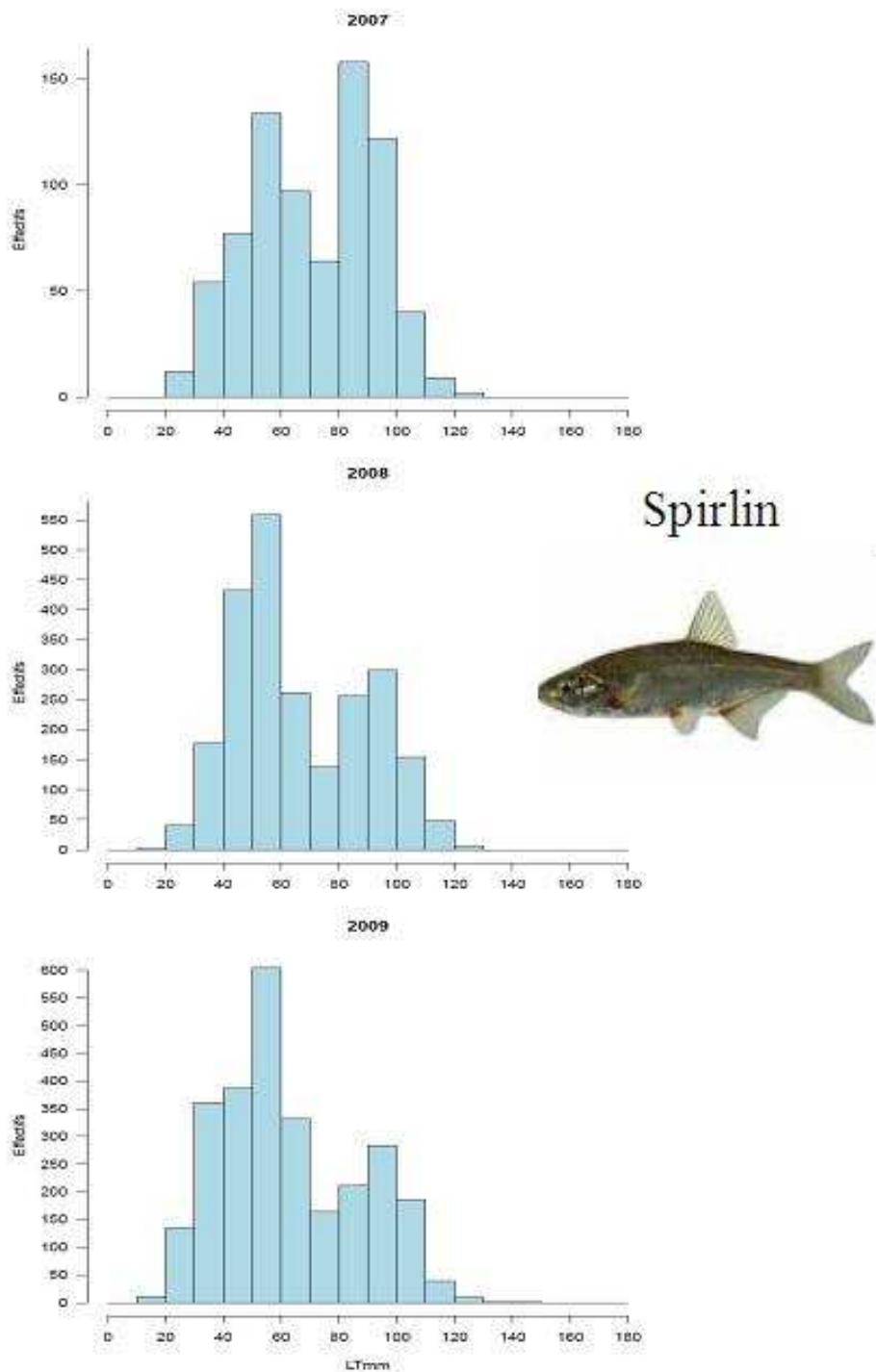


Figure 51 : Histogrammes des longueurs totales, en classes de 10 mm, des spiralins capturés dans le Rhône entre 2007 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des effets des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey. Les données ont été regroupées par année (i.e. toutes stations et campagnes confondues pour chaque année). Travail réalisé par M. Meynard, Cemagref d'Aix en Provence, HYAX.

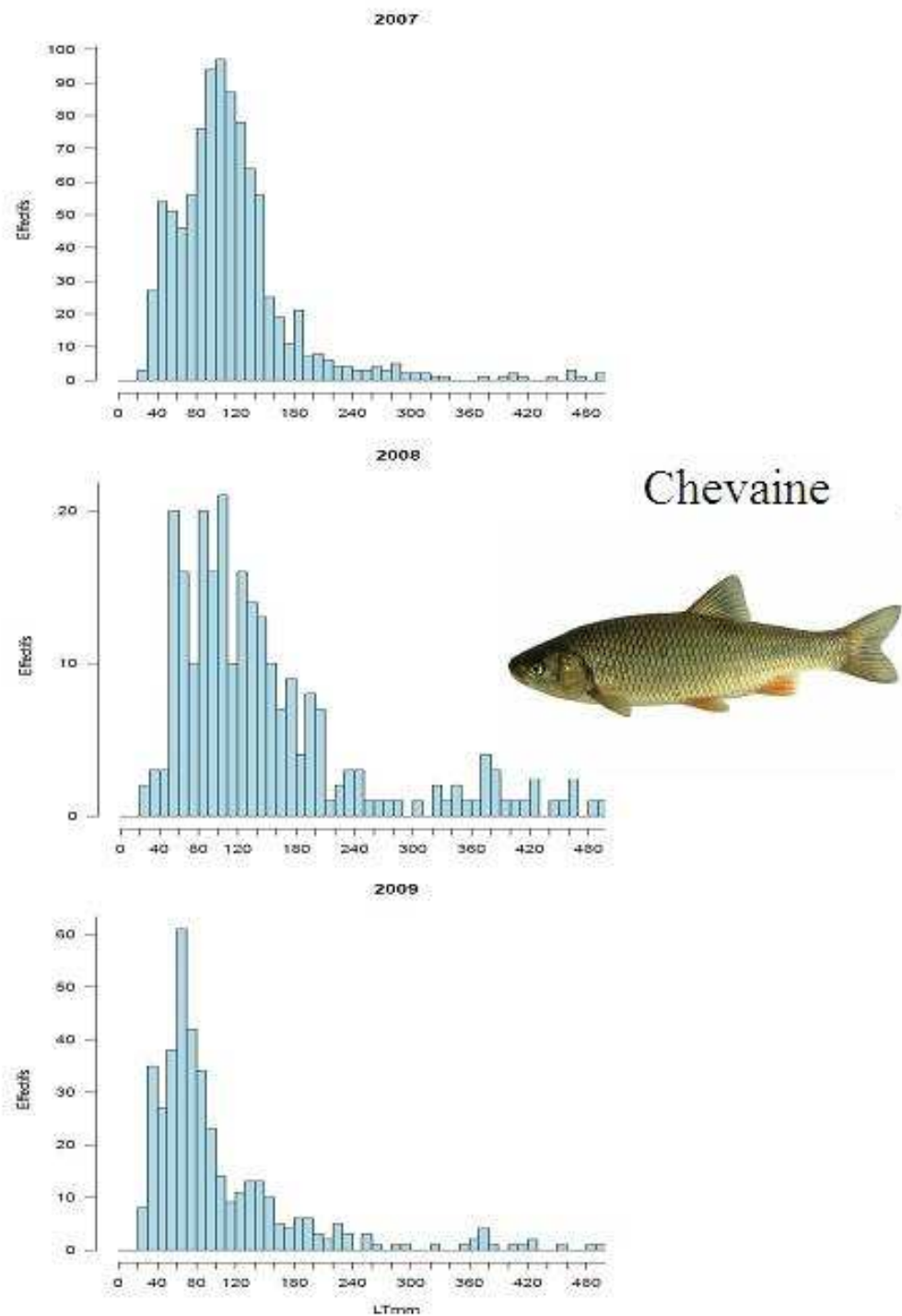


Figure 52 : Histogrammes des longueurs totales, en classes de 10 mm, des chevaines capturés dans le Rhône entre 2007 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des effets des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey. Les données ont été regroupées par année (i.e. toutes stations et campagnes confondues pour chaque année). Travail réalisé par M. Meynard, Cemagref d'Aix en Provence, HYAX.

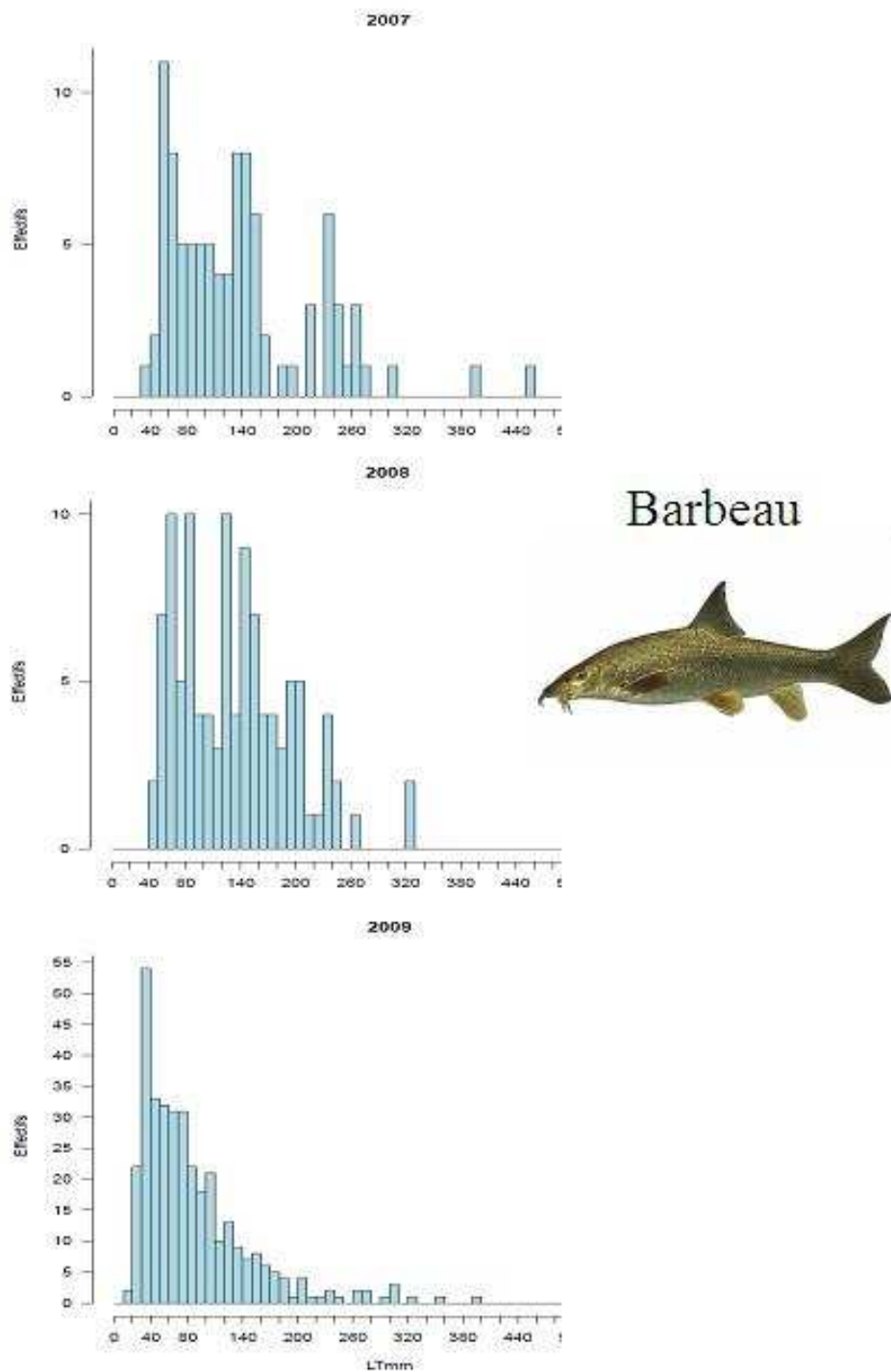


Figure 53 : Histogrammes des longueurs totales, en classes de 10 mm, des barbeaux capturés dans le Rhône entre 2007 et 2009 dans le cadre du suivi réglementaire des effets des rejets d'eau chaude du CNPE de Bugey. Les données ont été regroupées par année (i.e. toutes stations et campagnes confondues pour chaque année). Travail réalisé par M. Meynard, Cemagref d'Aix en Provence, HYAX.

7. SIMULATIONS D'HABITAT

Ce travail à impliqué :

- Hervé Capra et Hervé Pella (Cemagref de Lyon)
- Yves Secretan (INRS-ETE)

7.1. Objectifs

L'outil de modélisation hydrodynamique permet de réaliser, pour n'importe quel débit de la gamme définie pour les simulations, des simulations d'habitat. Pour cela des modèles d'habitat (généralement sous forme de courbes de préférence) sont utilisés pour traduire les conditions hydrauliques simulées aux nœuds du maillage en indice d'habitat pour un taxon donné. L'indice d'habitat reflète le caractère plus ou moins favorable d'une certaine gamme d'un paramètre ou d'une combinaison de paramètres hydrodynamiques pour le taxon étudié. Les modèles d'habitat pour les poissons et les invertébrés ne sont pas basés sur les mêmes variables hydrodynamiques et seront présentés successivement ci-dessous. L'objectif de cette partie est d'illustrer la démarche suivie pour obtenir les simulations d'habitat, et d'analyser les principaux résultats pour les poissons (pour les invertébrés une analyse détaillée est faite dans la Partie 4).

7.2. Poissons

En chaque nœud du maillage, pour un débit donné, le modèle hydrodynamique calcule une valeur de profondeur d'eau et de vitesse d'écoulement (simulations réalisées avec Modeleur V1.8, INRS-ETE, cf. Partie 2). Dans l'estimation de l'habitat potentiel des poissons, seule la classe de substrat la plus abondante est prise en compte (substrat dominant). A chaque nœud du maillage est donc associé le numéro de la classe de substrat à laquelle appartient le substrat dominant de la zone (homogène quant à la description du substrat) dans laquelle se trouve le nœud. Le substrat dominant associé au nœuds du maillage est indépendant du débit.

Des courbes de préférences issues de Lamouroux *et al.* (1999) sont utilisées pour transformer les valeurs de chaque variable, profondeur, vitesse et substrat, en un indice d'habitat (il existe une courbe de préférence pour chacune des trois variables). Cet indice d'habitat varie de 0 (condition pas favorable) à 1 (condition très favorable). Des courbes de préférence sont disponibles pour plusieurs espèces. Nous avons retenu ici les courbes de préférence des principales espèces rencontrées dans le tronçon d'étude, et qui présentaient un effet significatif dans Lamouroux *et al.* (1999). Pour certaines espèces le jeu de courbes de préférence est valable pour l'espèce dans son ensemble (espèce), tandis que pour d'autres il a été possible de développer un jeu de courbes de préférence pour différents stades de développements. Au maximum trois stades de développement sont possibles : alevins, juvéniles et adultes. Parfois les stades alevins et juvéniles sont réunis sous le même nom : juvéniles. La définition de ces stades se fait, par espèce, à partir de la longueur totale des individus (cf. lamouroux *et al.* (1999)) pour les limites de taille entre les stades. Les espèces ciblées dans la présente étude sont : le barbeau, le chevine, le gardon (alevins, juvéniles et adultes), le spirilin, , la loche, le blageon, la perche soleil (juvéniles et adultes), le goujon et la perche commune (espèce).

Ainsi pour chaque débit modélisé, en utilisant les courbes de préférence, il est possible de générer pour chaque nœud du maillage un indice d'habitat pour la profondeur (I_h), un indice d'habitat pour la vitesse d'écoulement (I_v), et un indice d'habitat pour le substrat dominant (I_s). Le produit de ces trois indices (également compris entre 0 et 1) s'appelle valeur d'habitat

(VH). Une valeur d'habitat est donc calculée pour chaque nœud du maillage, pour chaque débit modélisé, et pour chaque taxon (stade de développement ou espèce) étudié. L'intégration de cette variable valeur d'habitat, sur la surface des éléments du maillage (du tronçon complet ou d'un sous secteur d'intérêt), définit la Surface Pondérée Utile (SPU, en m²) pour le taxon et le débit étudiés. En réalisant ce calcul pour toute la gamme des débits modélisés, on peut réaliser un graphe représentant l'évolution de la SPU en fonction du débit. Cette courbe est la sortie la plus classique des méthodes de type microhabitats. Elle exprime l'évolution de la quantité d'habitat favorable disponible pour le taxon étudié, en fonction du débit. Cette courbe est en fait la traduction de l'évolution des conditions hydrodynamiques, dans un tronçon de cours d'eau donné (i.e. avec une morphologie propre), en fonction du débit, traduite par des courbes de préférence. Il est ici facile de noter toute l'importance de la qualité des courbes de préférence dans cette démarche, donc dans les informations révélées par les simulations

Pour chaque débit modélisé, il est possible de créer des cartographies (vues en plan) de la profondeur, de la vitesse, des indices d'habitat I_h et I_v, et de la valeur d'habitat (exemple sur les Figure 54 et Figure 55). Classiquement cette représentation cartographique se fait à l'aide d'iso-surfaces, dessinées à partir de polygones regroupant des nœuds ayant des valeurs de la variable étudiée appartenant à la même classe. Il y a donc autant de couleurs d'iso-surfaces que de classes définies pour représenter la répartition spatiale de la variable étudiée. Pour le substrat dominant, il est également possible de réaliser une cartographie à l'aide d'iso-surfaces, mais cette carte est indépendante du débit.

ATTENTION : Nous présentons ci-dessous des simulations de valeurs d'habitat pour les poissons sur le tronçon du Rhône entre Sault-Brénaz et Jons, basées sur l'utilisation directe des courbes de préférence de Lamouroux et al. (1999). Même si ces courbes représentent un effet significatif (i.e. des densités de poissons significativement différentes dans les différentes classes des paramètres hydrauliques et du substrat dominant) issu d'échantillonnages réalisés dans beaucoup de cours d'eau (zones à barbeau), dont le Rhône, et à différentes saisons, il n'en demeure pas moins que les valeurs des vitesses et hauteurs observées dans le tronçon du Rhône étudié ici sont très nettement supérieures à celles observées dans les sites échantillonnés pour développer les courbes de préférences. Les courbes intègrent certes des données du Rhône, mais échantillonnées dans des secteurs court-circuités. Ainsi la profondeur maximum observée dans les échantillonnages réalisés pour les courbes de préférence était de 3 m, tandis que dans le tronçon du Rhône étudié ici, la profondeur moyenne à 150 m³.s⁻¹, i.e. le débit le plus faible, est déjà de 2.1 m (et 3.1 m pour 500 m³.s⁻¹). Pour la vitesse d'écoulement, la valeur maximum observée dans les échantillonnages pour les courbes de préférence était de 1.9 m.s⁻¹, tandis que dans le secteur du Rhône étudié ici, la vitesse moyenne à 150 m³/s est de 0.6 m.s⁻¹ (et 1.6 m.s⁻¹ pour 500 m³.s⁻¹).

En conséquence, il faut considérer les simulations d'habitat présentées ci-dessous comme des estimations faites au vu de connaissances limitées concernant le comportement des poissons à fortes vitesses et fortes hauteurs (connaissances que les suivis télémétriques du projet Rhône phase 4 (EDF-DTG) aideront à préciser). Ceci est particulièrement vrai dans les gammes de débits élevés. Notons par ailleurs que les simulations d'habitat moyennées sur l'ensemble du tronçon, dans un grand fleuve comme le Rhône, gagneront à être accompagnées par des simulations focalisées sur des zones particulières comme les berges ou les secteurs présentant des abris (cf. ci-dessous).

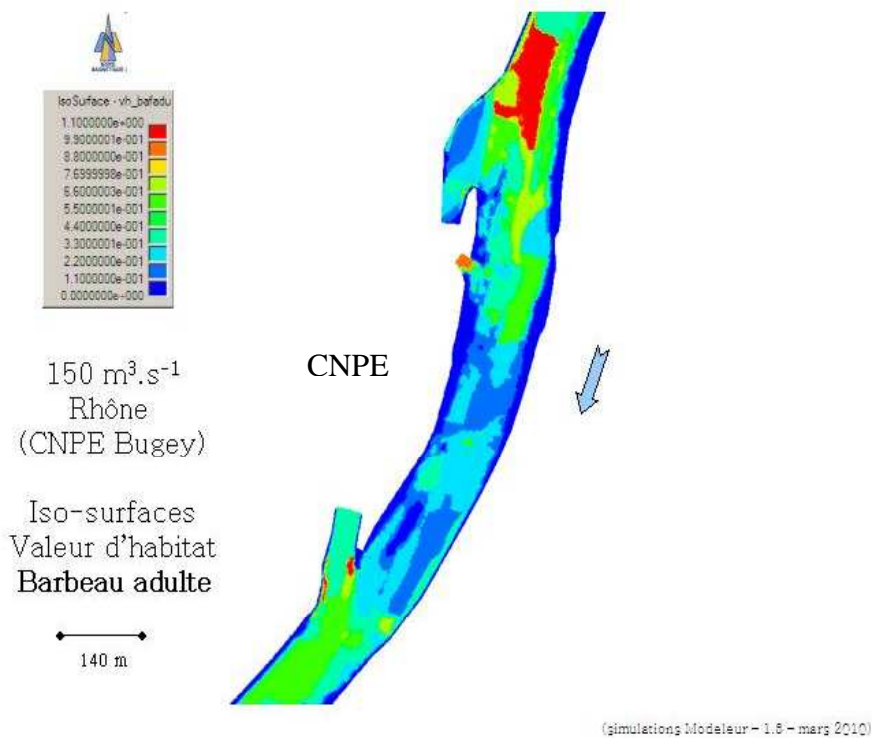


Figure 54 : Visualisation de la répartition spatiale de la valeur d'habitat globale pour le barbeau adulte pour un débit de 150 m³.s⁻¹ dans le Rhône au droit du CNPE de Bugey (produit des indices d'habitat de la profondeur, de la vitesse, et du substrat dominant selon Lamouroux et al. 1999).

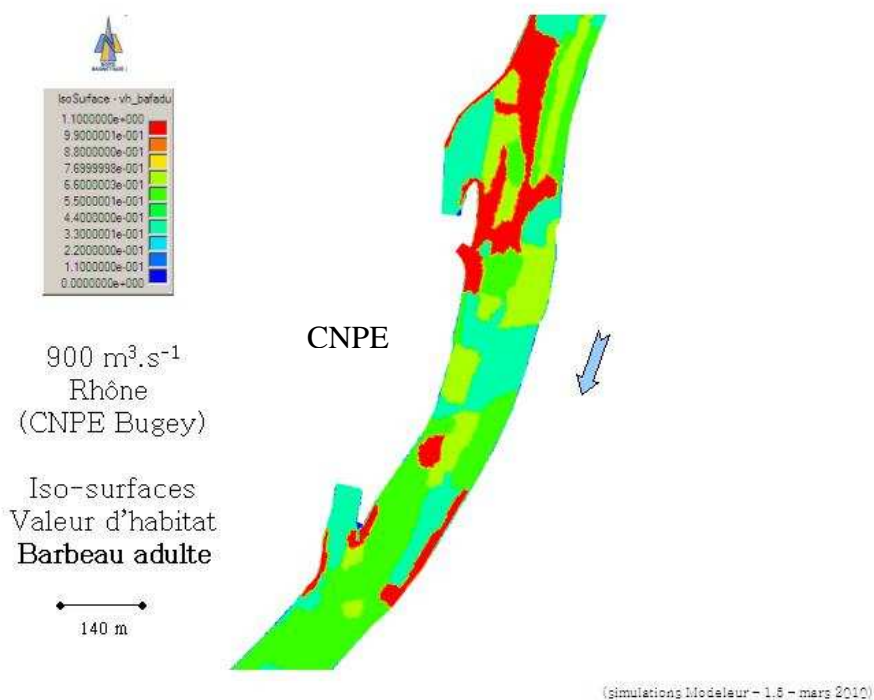


Figure 55 : Visualisation de la répartition spatiale de la valeur d'habitat globale pour le barbeau adulte pour un débit de 900 m³.s⁻¹ dans le Rhône au droit du CNPE de Bugey (produit des indices d'habitat de la profondeur, de la vitesse, et du substrat dominant selon Lamouroux et al. 1999).

Les courbes de préférence du barbeau adulte expriment une préférence maximum pour les fortes valeurs de profondeur et de vitesse d'écoulement. Ainsi à 900 m³/s, l'habitat disponible est jugé beaucoup plus favorable pour le barbeau adulte que pour 150 m³/s. C'est le seul taxon étudié pour lequel l'habitat disponible favorable augmente avec le débit (Figure 57 et Figure 57). Une étude de l'habitat favorable disponible pour le hotu adulte aurait donné un résultat voisin.

Pour tous les autres taxons la disponibilité en habitat favorable décroît avec le débit (Figure 56 et Figure 57). Pour les juvéniles de barbeau, les adultes de spirilin et les adultes de blageon la disponibilité en habitat favorable augmente entre 150 et 300 m³.s⁻¹ et décroît ensuite (Figure 56 et Figure 57).

Ces résultats sont aussi bien observés pour le tronçon étudié dans son ensemble que pour chacun des cinq secteurs (cf. Figure 1 pour les limites des différents secteurs).

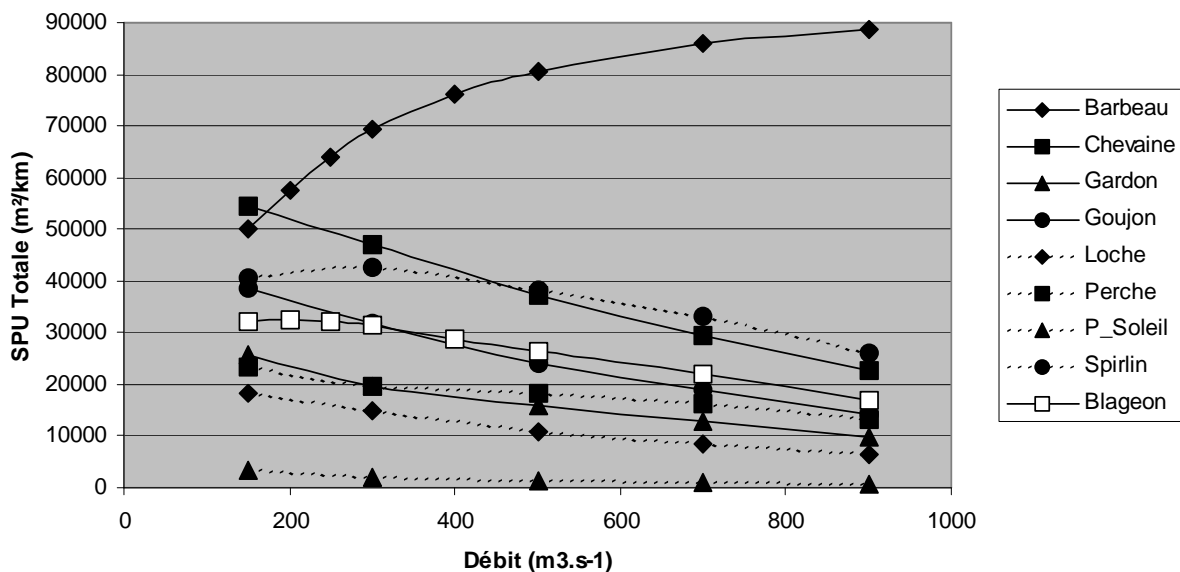


Figure 56 : Simulations des conditions d'habitat potentielles (SPU, en m²/km) en fonction du débit pour les principales espèces étudiées et pour le stade adultes (Noter que pour le goujon et la perche, il s'agit de la globalité de l'espèce. Pour les autres espèces il s'agit du stade adulte). Le secteur d'étude du Rhône s'étend de Sault-Brénaz à Jons (35050 m). Les courbes de préférences utilisées sont issues de Lamouroux et al. (1999). Les débits utilisés en mode permanent pour effectuer les simulations sont 150, 300, 500, 700 et 900 m³.s⁻¹. Pour le barbeau et le blageon, nous avons ajouté 200, 250 et 400 m³.s⁻¹.

Les courbes de SPU totale (i.e. le tronçon au complet) illustrent que jusqu'à 300 m³.s⁻¹, l'habitat disponible pour les adultes de barbeau, et dans une moindre mesure de spirilin et de blageon augmente (Figure 57). Pour la perche soleil, espèce dite invasive, l'habitat disponible est toujours peu abondant. Pour toutes les autres espèces (chevaine, gardon, goujon, loche, perche) la SPU totale dans le tronçon, pour les adultes, décroît constamment avec le débit. Un débit de 300 m³/s ne semble pas encore beaucoup pénaliser ces espèces, relativement à la disponibilité estimée à 150 m³.s⁻¹. Au delà de 500-600 m³.s⁻¹ la diminution de la SPU est plus nette pour toutes ces espèces, y compris pour le blageon et le spirilin. Enfin ce constat est valable également pour les stades juvéniles et alevins.

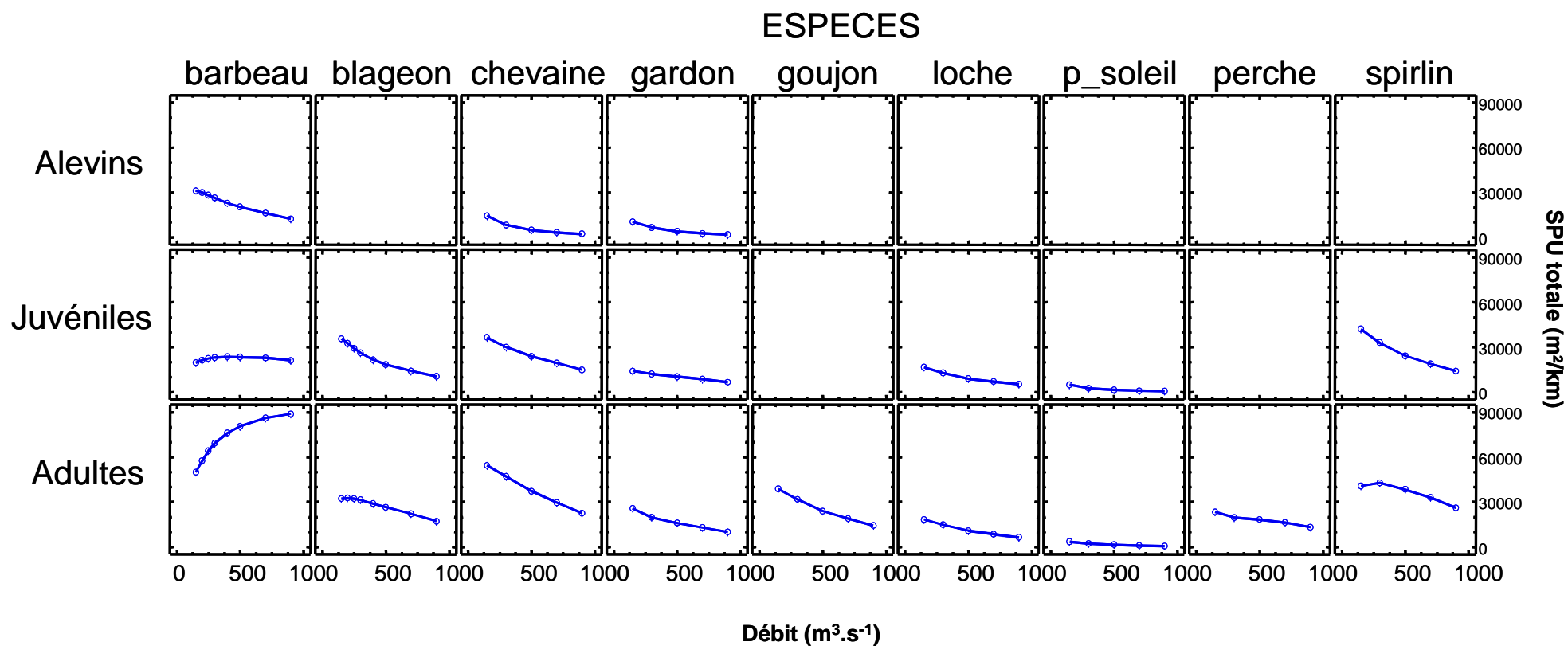


Figure 57 : Simulations des conditions d'habitat potentielles (SPU, en m²/km) en fonction du débit pour les principales espèces étudiées et pour chaque stade de développement identifié pour ces espèces. Le secteur d'étude du Rhône s'étend de Sault-Brénaz à Jons (35050 m). Les courbes de préférence utilisées sont issues de Lamouroux *et al.* (1999). Lorsqu'il n'y a des résultats que pour le stade adulte, il s'agit en fait d'un résultat global pour l'espèce (i.e. tous les stades confondus). Lorsqu'il n'y a des résultats que pour les stades juvénile et adulte, c'est que les stades alevins et juvéniles sont regroupés sous le vocable juvéniles. Les débits utilisés en mode permanent pour effectuer les simulations sont 150, 300, 500, 700 et 900 m³.s⁻¹. Pour le barbeau et le blageon, nous avons ajouté 200, 250 et 400 m³.s⁻¹.

7.3. Invertébrés

Le développement des simulations d'habitat pour les invertébrés suit la même procédure que pour les poissons, avec des différences notables concernant les variables hydrauliques utilisées et donc les courbes de préférence. En effet, pour les invertébrés, l'habitat est décrit par les contraintes de cisaillement sur le fond du lit, et les modèles de préférence se basent sur cette variable. La contrainte de cisaillement proche du lit reflète le profil des vitesses dans lequel les invertébrés vivent.

Des courbes de préférence d'habitat ont récemment été publiées par Méricoux et al. (2009) pour 66 taxons d'invertébrés benthiques du haut Rhône. Ces courbes représentent l'utilisation de l'habitat hydraulique caractérisé par les forces de cisaillement sur le fond. Les simulations des conditions hydrauliques réalisées avec Modeleur (V1.8, INRS-ETE) fournissent, pour chaque débit modélisé, des valeurs de vitesse de cisaillement aux nœuds du maillage. En prenant le carré de la vitesse de cisaillement multiplié par la densité de l'eau (1.007 g/cm³) on obtient la force de cisaillement au nœud. Enfin cette force de cisaillement peut être transformée en numéro d'hémisphère-FST (Statzner & Müller, 1989 ; Statzner et al., 1991) grâce à l'approximation suivante : force de cisaillement = (densité de l'hémisphère-FST)^{2.85}. La densité ainsi calculée permet de définir un numéro d'hémisphère-FST entre 1 (densité = 1.015 g.cm³) et 24 (densité = 10.009 g.cm³). Ainsi nous avons en chaque nœud du maillage et pour chaque débit modélisé un numéro d'hémisphère-FST correspondant à la vitesse de cisaillement modélisée. Comme les courbes de préférence de Méricoux et al. (2009) sont définies directement pour les numéros d'hémisphères-FST, il est possible d'estimer une SPU, pour chaque débit modélisé et pour les 66 taxons d'invertébrés benthiques, en intégrant l'indice de préférence correspondant au numéro d'hémisphère-FST sur la surface totale du tronçon étudié (ou d'un secteur donné).

Comme pour les poissons il est possible de construire des courbes des SPU en fonction du débit, et de représenter avec des vues en plan, la répartition spatiale (en 2D) des indices d'habitat.

Les résultats de Méricoux et al. (2009) mettent en évidence une très large gamme de préférences parmi les 66 taxons étudiés. Trois de ces taxons avaient été particulièrement étudiés dans la partie traitant plus spécifiquement des effets des exondations des plages de galets sur la structuration de la communauté invertébrés (cf. Partie 5). Nous avons donc repris les préférences d'habitat (FST) pour *Gammarus spp.*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Theodoxus fluviatilis*. Il s'avère que ces trois taxons présentent des préférences d'habitat très contrastées, surtout entre *Potamopyrgus* et *Theodoxus* (Figure 58). ATTENTION, la préférence de *Gammarus spp.* n'est pas très significative ($R^2 \text{ Tax} < 0.1$; Méricoux et al., 2009), et doit être utilisée avec beaucoup de précaution (ainsi, nous ne présenterons pas de vue en plan pour ce taxon).

La Figure 59 montre l'évolution de la surface pondérée potentiellement favorable pour chacun des trois taxons. La courbe pour *Gammarus spp.*, décroît avec le débit, comme celle correspondant à *Potamopyrgus*. Ainsi ce dernier taxon est suffisant pour représenter les taxons dont les préférences-FST correspondent plus à des valeurs faibles à moyennes de forces de cisaillement. En revanche *Theodoxus fluviatilis* est clairement favorisé lors des augmentations de débit.

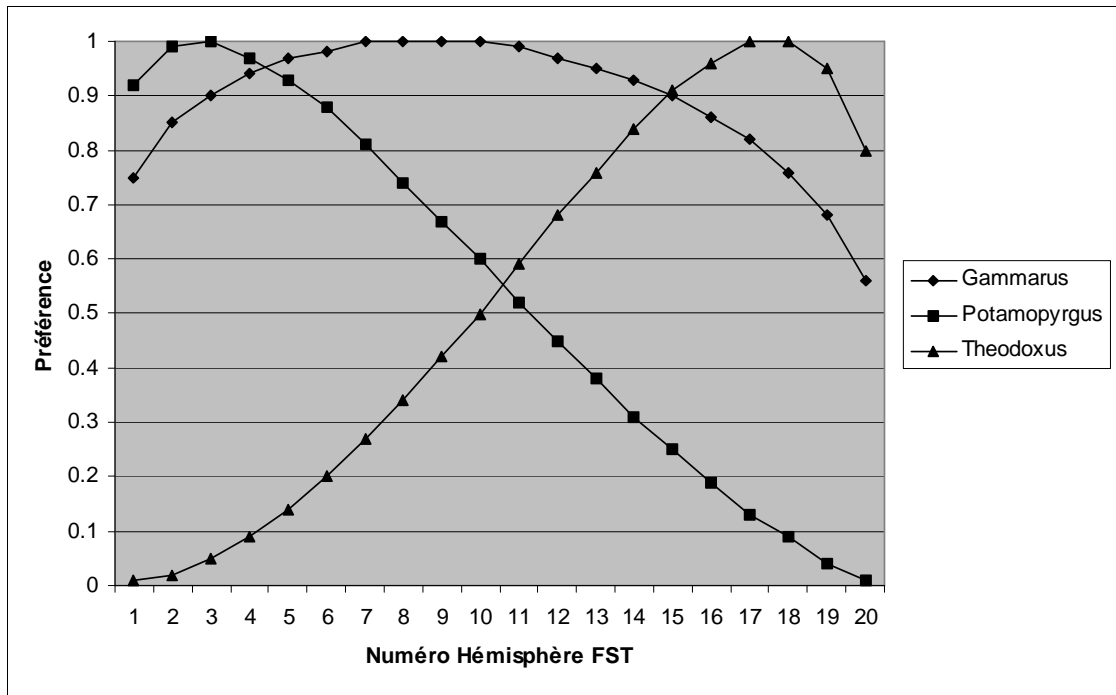


Figure 58 : Courbes de préférence-FST pour les trois taxons d'invertébrés benthiques ciblés ici : Gammarus spp., Potamopyrgus antipodarum, Theodoxus fluviatilis. (d'après Méricoux et al., 2009).

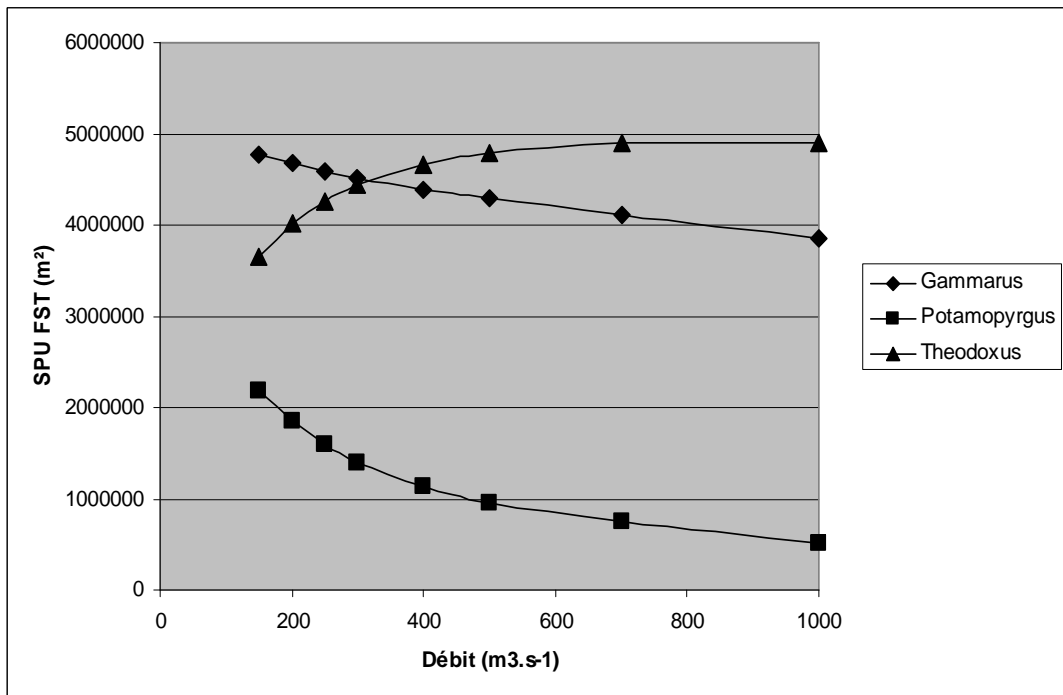


Figure 59 : Simulations des conditions d'habitat potentielles (SPU-FST, en m²) en fonction du débit pour les trois taxons d'invertébrés benthiques ciblés ici : Gammarus spp., Potamopyrgus antipodarum, Theodoxus fluviatilis. Le secteur d'étude du Rhône s'étend de Sault-Brenaz à Jons (35050 m). Les courbes de préférences utilisées sont issues de Méricoux et al. (2009). Les débits utilisés en mode permanent pour effectuer les simulations sont 150, 200, 250, 300, 400, 500, 700 et 1000 m³.s⁻¹.

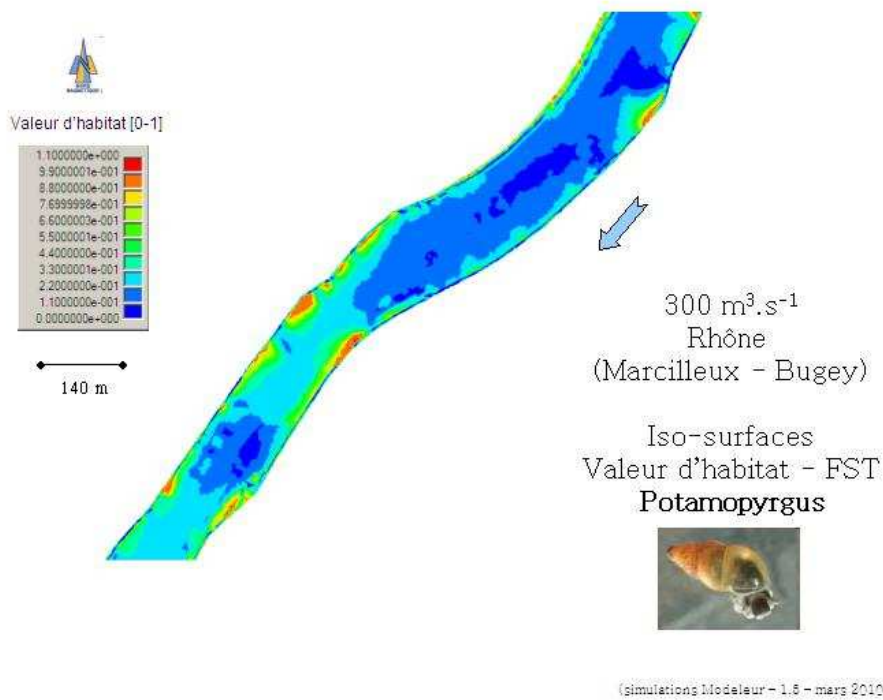


Figure 60 : Visualisation de la répartition spatiale de l'indice d'habitat pour *Potamopyrgus antipodarum* (selon Méricoux et al. 2009) pour un débit de 300 m³/s dans le Rhône à Marcilleux.

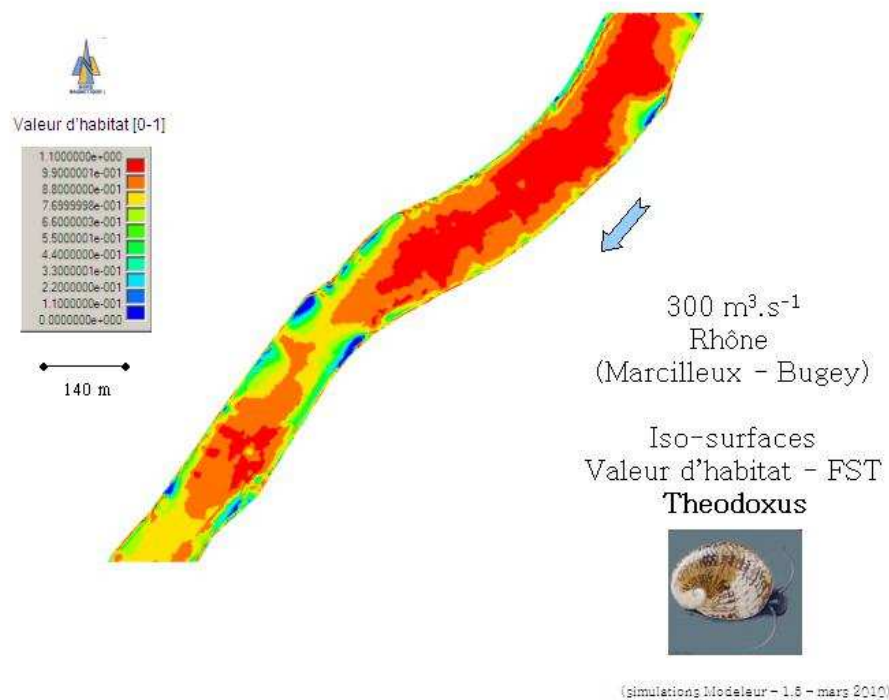


Figure 61 : Visualisation de la répartition spatiale de l'indice d'habitat pour *Theodoxus fluviatilis* (selon Méricoux et al. 2009) pour un débit de 300 m³/s dans le Rhône à Marcilleux.

Les cartographies des Figure 60 et Figure 61 complètent, avec la modélisation disponible en novembre 2010, les cartographies des Figure 47 et Figure 48 de la partie 5 (réalisées en 2008). Il est possible d'apprécier le gain de précision et de qualité de représentation cartographique, illustrant les performances de l'outil maintenant à disposition.

8. QUELQUES PISTES DE REFLEXION

Ce travail à impliqué :

- Hervé Capra et Hervé Pella (Cemagref de Lyon)

8.1. Objectifs

La semaine du 15 au 21 décembre 2007 a été choisie pour illustrer des pistes de réflexion pour évaluer les conséquences de la gestion des ouvrages hydroélectriques du Rhône (pour produire de l'hydroélectricité de pointe) sur l'hydrologie du secteur étudié (Sault-Brenaz à Jons) et sur l'habitat physique disponible pour les communautés aquatiques (Figure 62).

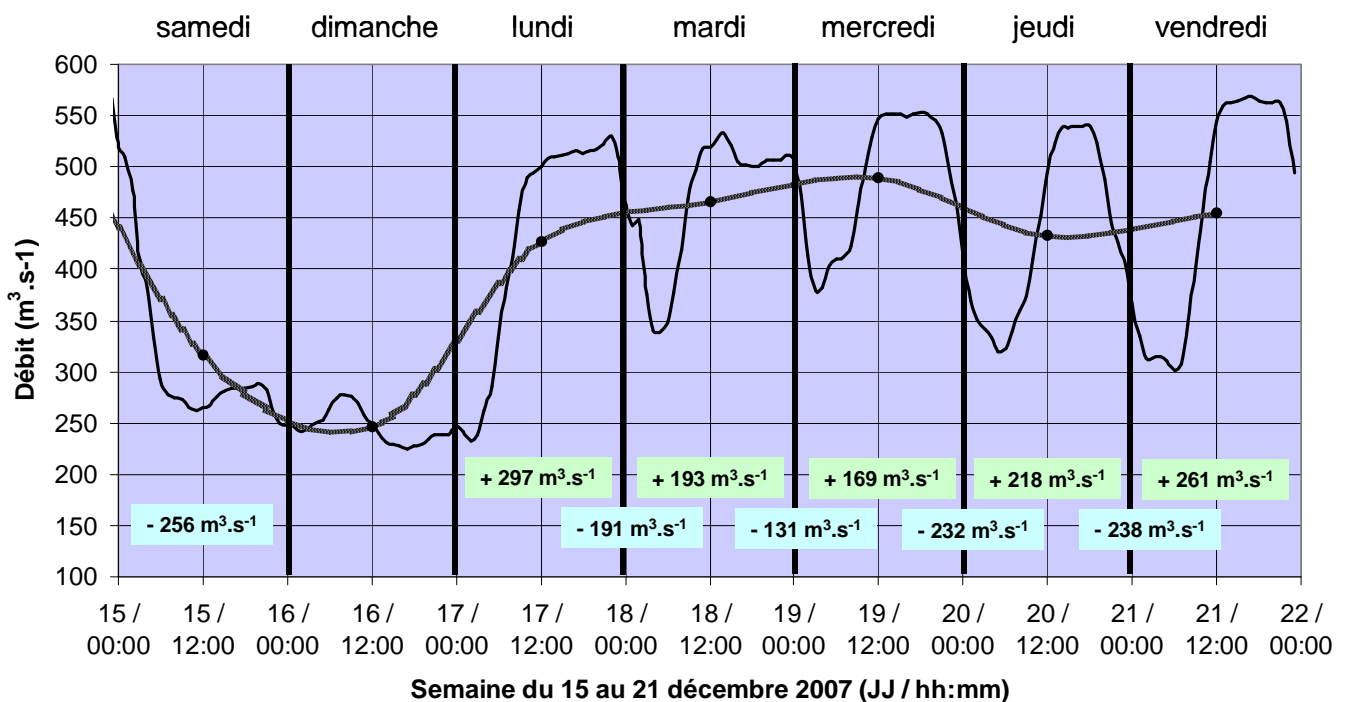


Figure 62 : Chronique de débit horaire à Lagnieu (Pk 56 ; données CNR) pour la semaine du 15 au 21 décembre 2007. Les augmentations (+) et diminutions (-) de débit sont présentées sur la Figure. La courbe grisée représente la chronique de débit en moyenne journalière.

L'écart entre la variabilité horaire et journalière est suffisamment clair sur l'exemple de la semaine du 15 au 21 décembre 2007 (Figure 62) pour comprendre l'importance de travailler sur la variabilité instantanée des conditions hydrologiques. Excepté pendant des périodes de stabilité des débits (e.g. les fins de semaine), la valeur moyenne ne représente des conditions de débit qui n'interviennent que quelques minutes chaque jour.

8.2. Variabilité infra journalière des conditions abiotiques

D'après la Figure 62 et l'analyse hydrologique de la Partie 1, il s'avère intéressant d'étudier l'évolution des conditions abiotiques lorsque le débit augmente de $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Les observations faites dans ce sens sont à reporter en sens inverse lorsque le débit redescend de $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Cet exemple est assez représentatif des écarts de débit horaire au cours d'une journée (un écart de $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ s'observe 20% du temps, la médiane étant à $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; Figure 5).

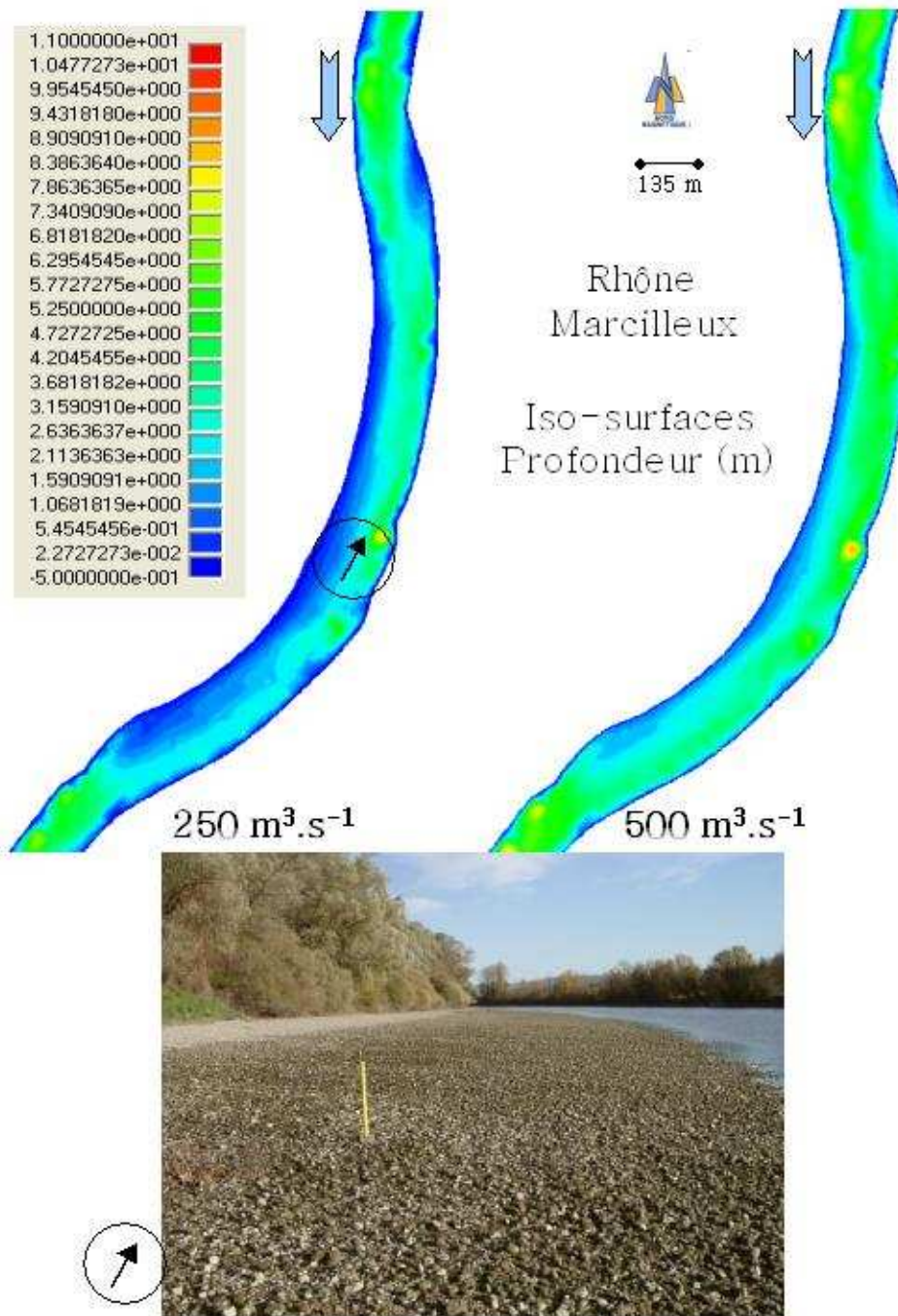


Figure 63 : Représentation cartographique (iso-surfaces) des simulations de la profondeur d'eau à 250 m³.s⁻¹ (gauche) et 500 m³.s⁻¹ (droite) dans le méandre de Marcilleux (juste en amont du CNPE de Bugey). Une photo prise sur le banc de galet de la rive droite en direction de l'amont (flèche entourée) donne une idée des exondations observées à moins de 200 m³.s⁻¹ sur cette rive. (Simulations Modeleur V1.8)

Analyse de l'évolution de la profondeur lors d'un passage de 250 à 500 m³.s⁻¹

Généralement une montée, ou une descente, de débit dure moins de 12h, ce qui est très nettement différent d'un événement naturel qui, dans cette partie du bassin versant, serait beaucoup plus lent. La profondeur moyenne augmente de 2.4 m à 3.1 m lorsque le débit augmente de 250 et 500 m³.s⁻¹, et diminue d'autant lors du retour au débit de base. Une estimation grossière montre que 25 km² de surface mouillée disparaissent lors d'une baisse de débit de 500 m³.s⁻¹ à 250 m³.s⁻¹ sur l'ensemble du tronçon. D'après la Figure 63 on estime que la diminution de surface mouillée influence essentiellement les zones de berges et les contours des îles (ex Lagnieu et Proulieu où les changements sont très marqués), et perturbe l'accès aux abris, tels que les embâcles, majoritairement disposés en berge. Ces variations de débit conduisent à une disponibilité intermittente des habitats de berge, colonisés par l'essentiel de la communauté piscicole (notamment les jeunes stades) et par les invertébrés (cf. Partie 5).

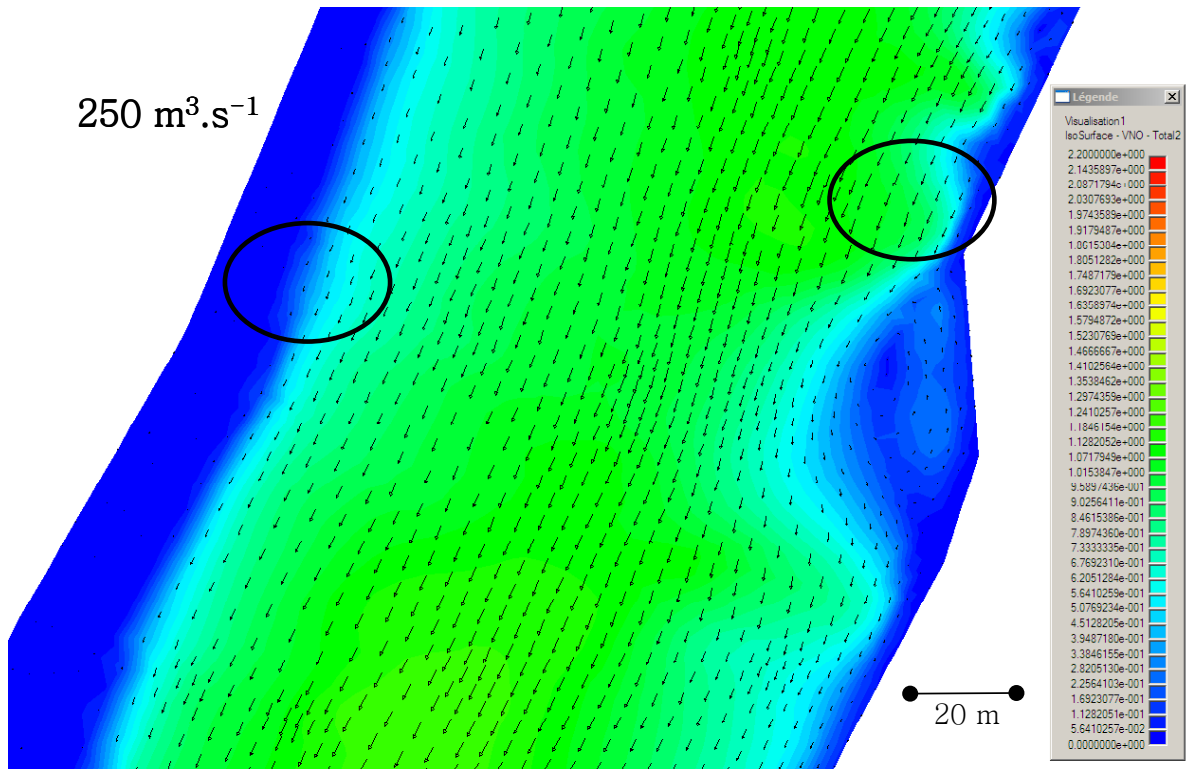
Analyse de l'évolution de la vitesse d'écoulement lors d'un passage de 250 à 500 m³.s⁻¹

Pour la vitesse, lorsque le débit augmente de 250 et 500 m³.s⁻¹ le plus perturbant pour les communautés sont les variations des vitesses d'écoulement, qui peuvent doubler localement (Figure 64, cercles noirs).

Les poissons qui utilisent ces habitats, essentiellement des jeunes stades de développement, doivent donc se déplacer ou lutter pour rester en place. Dans tous les cas leur ratio énergétique se déséquilibre du côté des pertes d'énergie. Figure 64 montre bien la disparition des zones de calme (appelées aussi zones « mortes ») à plus de 500 m³.s⁻¹. La Figure 65 représentant la répartition transversale des vitesses d'écoulement aux deux débits illustre un écart significatif des modules de ces vitesses d'écoulement, essentiellement le long des berges (environ 0.4 m.s⁻¹ de plus à 500 m³.s⁻¹).

Analyse de l'évolution de l'indice d'habitat du barbeau adulte entre 250 et 500 m³.s⁻¹

Pour toutes les espèces de poissons étudiées ici, il semble qu'une augmentation de débit de 250 m³.s⁻¹ à 500 m³.s⁻¹ soit préjudiciable (diminution de la quantité d'habitat favorable disponible). Cependant, les spirilins et les blageons adultes seraient moins perturbés car pour ces deux taxons la diminution de la quantité d'habitat favorable disponible ne débute qu'au delà de 300 m³.s⁻¹. En revanche pour le barbeau adulte, l'augmentation du débit serait plutôt bénéfique, comme le montre la Figure 66 pour le secteur des îles de Proulieu. Ce taxon sera lui plus désavantagé par les baisse de débit.



Rhône
Marcilleux

Iso-surfaces : Module de la vitesse ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
et vecteurs vitesse (20% de la valeur du vecteur)

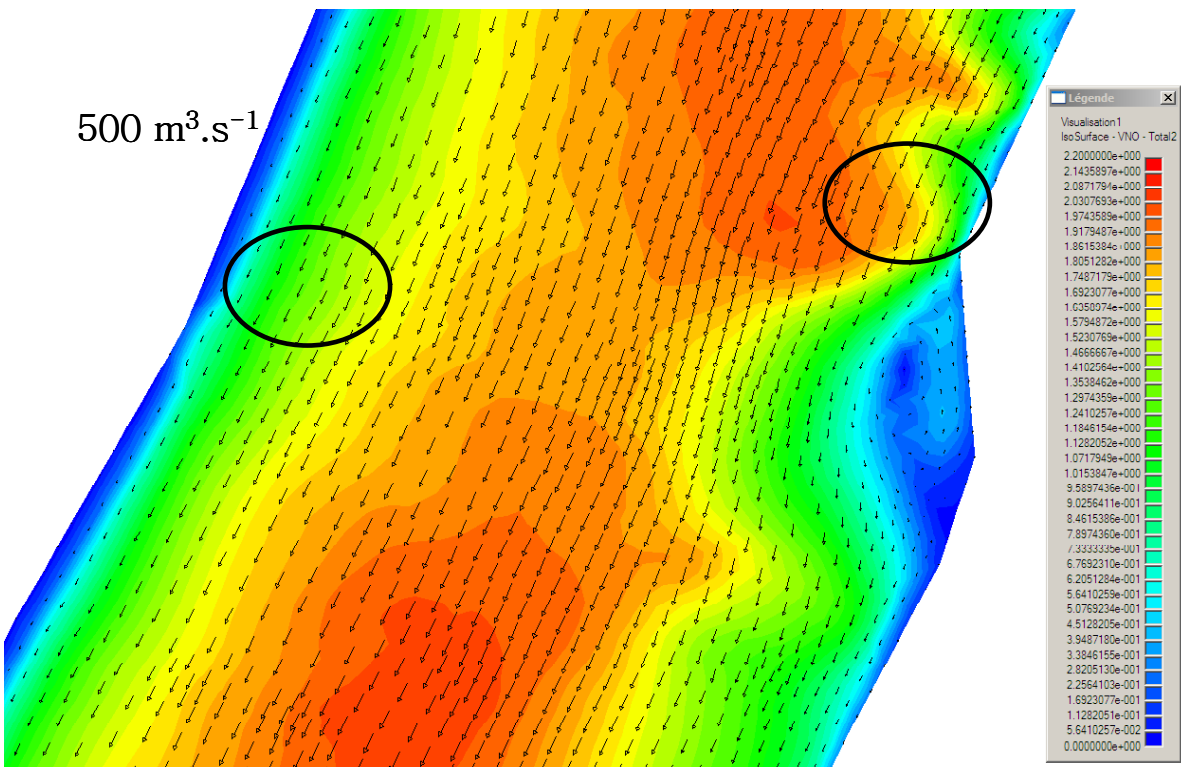


Figure 64 : Représentation cartographique (iso-surfaces des modules de la vitesse et vecteurs d'une longueur égale à 20% du module) des simulations de la vitesse d'écoulement moyenne sur la colonne d'eau à $250 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (haut) et $500 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (bas) dans le méandre de Marcilleux (juste en amont du CNPE de Bugéy). Les cercles noirs indiquent des zones où les conditions d'écoulement sont très différentes entre les deux débits. (Simulations Modeleur V1.8). L'écoulement se fait depuis le haut de la figure.

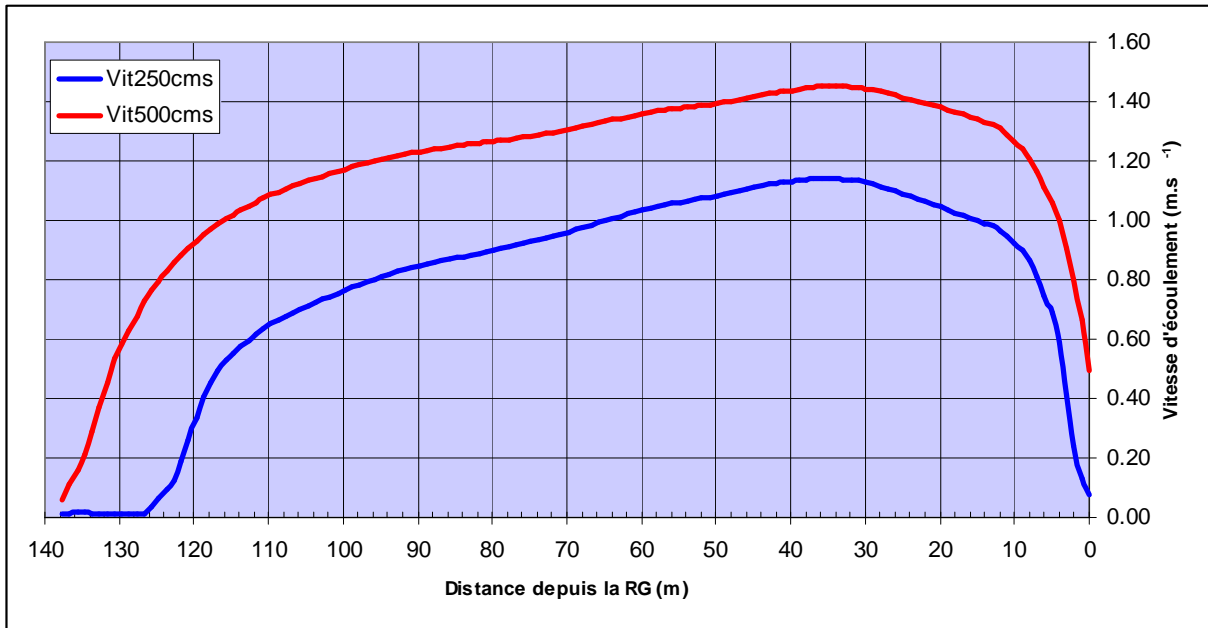


Figure 65 : Profil en travers (entre les deux cercles noirs de la Figure 64) représentant les modules de la vitesse d'écoulement.

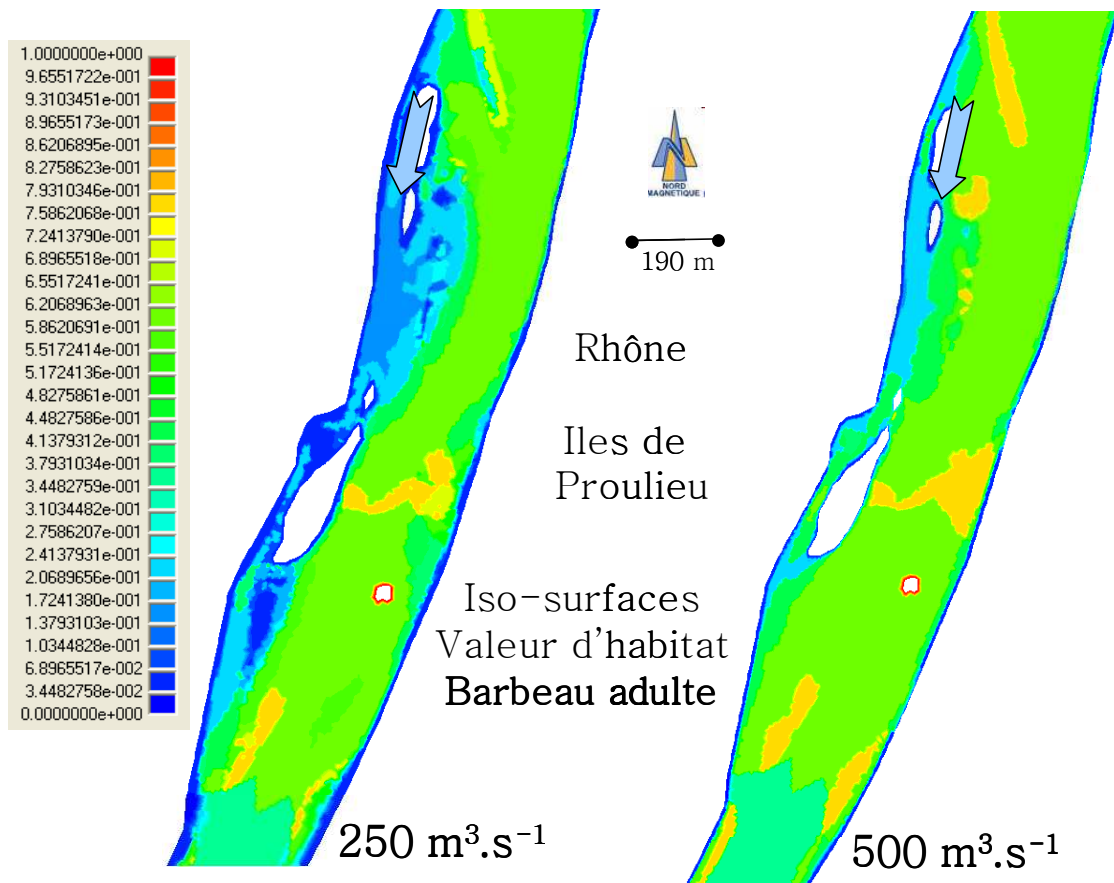


Figure 66 : Représentation cartographique (iso-surfaces) des simulations de la valeur d'habitat pour le barbeau adulte à 250 m³.s⁻¹ (gauche) et 500 m³.s⁻¹ (droite) au droit des Iles de Proulieu (en aval de Lagnieu).

Les gradients de montée et de descente du débit sont avec la valeur du débit de base deux des caractéristiques les plus néfastes des régimes à éclusées (Valentin, 1996). Ainsi, même si le régime hydrologique du tronçon du Rhône entre Sault-Brenaz et Jons ne s'apparente pas à de véritables éclusées (comme définies par Courret, 2009) les conditions hydrauliques et la disponibilité en habitat pour les poissons et les invertébrés benthiques sont très variables pendant les cycles journaliers de montée et de descente du débit. Les montées de débit interviennent généralement le matin et les descentes de débit plutôt la nuit. Deux des principaux facteurs qui influent le fonctionnement des hydrosystèmes sont le débit et la lumière du jour. Les cycles de débit couplés au nyctémère (et associés aussi à la température) impulsent un rythme à l'écosystème perçu généralement par les êtres vivants comme un déclencheur de certaines fonctions vitales (migration, gamétogenèse, reproduction, alimentation). Par exemple certaines espèces de poissons s'alimentent spécifiquement au lever du jour et au coucher du soleil. Si pendant ces périodes d'alimentation les poissons doivent faire face à des changements importants de disponibilité en habitat cela perturbera obligatoirement leur alimentation. Au minimum, c'est le gain énergétique qui sera modifié, car les déplacements induits par les changements de conditions d'habitat feront décroître le rendement alimentaire. A terme c'est la croissance des individus qui peut être perturbée.

8.3. Accès aux abris

Nous avons recensé entre 650 (27/09/2010) et 703 (09/08/2010) embâcles (somme des deux rives) sur l'ensemble du secteur entre Sault-Brénaz et Jons (lônes et bras secondaires compris).

Un embâcle est ici défini comme un ensemble de bois mort, de taille importante (i.e. plus qu'une simple branche), détachée de la rive, et posée sur le fond du cours d'eau).

Les deux relevés, réalisés en bateau par les mêmes expérimentateurs, à deux mois d'intervalle ont permis de recenser un nombre total d'embâcles assez stable sur le linéaire échantillonné (e.g. Figure 67). Cependant, pour certains embâcles, la localisation semble avoir changée significativement entre les deux relevés. Les variations de débit pourraient donc générer des déplacements des embâcles.

Il apparaît assez clairement (observations de terrain) que tous ces embâcles sont déconnectés de l'écoulement si le débit est inférieur à $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. En revanche, il est raisonnable de penser qu'à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ils deviennent accessibles aux poissons (Figure 63).

Ainsi, nous avons réalisé une étude de DCHL (Capra et al., 1995) sur la chronique de débit horaire enregistrée à Lagnieu (Données CNR, PK56). Deux seuils de débit ont été choisis : $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Les périodes 1991-1994 et 2005-2009 ont été choisies pour réaliser cette analyse.

La procédure DCHL recense les durées continues, en nombre d'heures, pendant lesquelles le débit était inférieur aux seuils fixés. Les DCHLs sont ensuite classées de la plus longue à la plus courte, et ce pour chaque année étudiée. Enfin elles sont représentées graphiquement (Figure 68) par ordre décroissant en fonction de leur pourcentage cumulé du nombre d'heures totales d'une année (les abscisses du graphe sont donc les valeurs cumulées des rapports : DCHL (en heures) / 8760 (nb d'heures d'une année)).

On observe que pour la période 2005 – 2009 les DCHLs relatives à $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sont plus nombreuses que pour la période 1991-1994. Il y a plus de grandes durées (> 400h) et plus de petites durées (environ 18% de durées inférieures 100 h entre 2005 et 2009, alors que le maximum était de 17% entre 1991 et 1994). En revanche entre 1991 et 1994 il y avait plus de grandes DCHLs avec un débit inférieur à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figure 68).



Embâcle et carcasse de voiture en RG (aval Lagnieu) à $220 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$



Embâcle et carcasse de voiture en RG (aval Lagnieu) à $320 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Figure 67 : Exemple d'évolution de l'accès aux abris en fonction du débit.

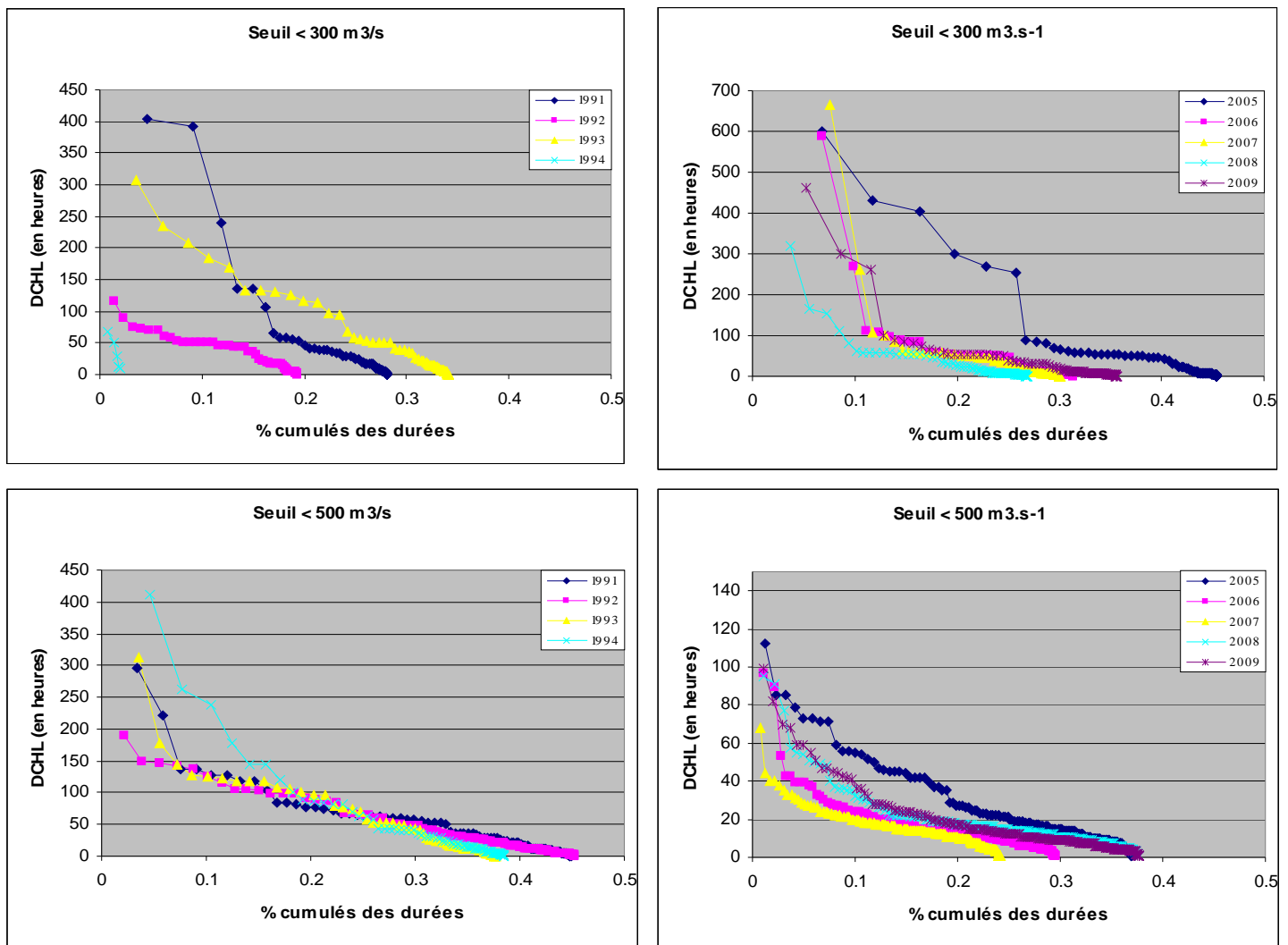


Figure 68 : Durées continues (DCHLs, en heures) pendant lesquelles le débit horaire était inférieur à $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (gauche) et à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (droite) pour les périodes 1991-1994 (à gauche) et 2005-2009 (à droite), présentées classées de la plus longue à la plus courte, en fonction du pourcentage cumulé du temps quelles représentent sur une année (8760 h). (données de débit CNR). Noter le changement d'échelle pour 2005-2009 au seuil $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

L'analyse des variations journalières des débits (cf. analyse hydrologique, partie 1) montre que sur la base des seuils $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, l'accès aux abris ne semble possible que peu de temps et de manière très fractionnée. Cela ne semble pas compatible avec les exigences des poissons (cf. partie 3 sur les habitats fonctionnels).

Ces dernières années le débit semble fluctuer beaucoup plus qu'entre 1991 et 1994, avec des durées importantes de débit $< 300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et des durées abondantes mais pas longues de débit $> 500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, alors que le débit moyen annuel est plus faible pour 2005-2009 ($421 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) que pour 1991-1994 ($507 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). L'hydraulicité annuelle, c'est à dire le ratio du débit moyen de l'année étudiée sur le débit moyen inter-annuel (calculé sur 20 ans), des années 1991 à 1994 a varié de -0.10 à $+0.19$ tandis que celle des années 2005 à 2009 a varié de -0.29 à $+0.01$. Il y a globalement un débit plus faible qui transite dans le tronçon, mais qui fluctue beaucoup plus, et qui de ce fait fractionne dans le temps les possibilités d'accès aux abris, majoritairement représentés par les embâcles.

9. CONCLUSIONS

Ces travaux ont montré l'influence des variations de débits sur la distribution latérale de la faune aquatique sur un banc de gravier ou encore des habitats hydrauliques et fonctionnels des poissons. Les variations artificielles des débits du Rhône créent des successions d'assèchement et de remise en eau des zones rivulaires du fleuve. A bas débit ($<200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), de nombreux bancs de graviers deviennent exondés. Des relations quantitatives entre fréquence d'assèchement et diversité biologique (e.g. invertébrés benthiques) ont été établies sur le banc étudié. D'autre part en dessous de $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, très peu d'abris sont accessibles pour les poissons. Comparativement aux zones submergées en permanence, les cycles d'assèchement conduisent à une forte réduction de la diversité biologique aquatique et les taxons sensibles aux assecs (EPT, crustacés) ne sont pas présents sur cette zone. De la même manière les assèchements répétés et les mises en vitesse lors des montés de débit sont très défavorables aux jeunes stades de poissons. Il a aussi été montré sur le site étudié que la zone hyporhéique n'est pas utilisée comme un refuge par les invertébrés aquatiques lors des périodes d'exondation du banc de galets. Ceci pourrait être dû à un colmatage des sédiments qui limiterait la pénétration des organismes dans le sédiment. Enfin, lors des périodes d'exondations, les sédiments asséchés du banc de galets ne sont pas colonisés par une faune terrestre. En conséquence, cette zone intertidale artificielle apparaît plutôt comme un « désert biologique ». Ce constat fait pour les invertébrés, associé aux variations trop rapides des conditions d'habitat favorables renforce l'hypothèse que les zones soumises à exondation ou à de fortes variations de profondeur et de vitesse ne peuvent pas être colonisées non plus par les poissons (pas de nourriture et non rentables d'un point de vue énergétique).

Pour les invertébrés, il serait intéressant et nécessaire de confirmer ces résultats sur d'autres bancs de graviers dans ce secteur du Rhône, de manière à généraliser ces conclusions. Des études similaires, notamment en Suisse, ont toutefois corroboré nos premiers résultats. Par ailleurs, des expérimentations plus poussées pourraient être entreprises pour déterminer si cette zone soumise aux assèchements est propice à l'installation et à la dispersion d'espèces « exogènes », type *Potamopyrgus antipodarum* et *Corbicula fluminea*.

Pour les poissons il est primordial d'acquérir plus de connaissances sur leur comportement lors des fluctuations importantes et rapides du débit (type éclusées). Un projet de recherche sur ce thème est en cours dans le cadre de l'étude thermique Rhône phase 4. Dans ce projet ce sont principalement des individus adultes qui sont étudiés (imposés par la technique d'étude retenue), mais la réponse comportementale des jeunes stades doit tout autant être connue. Pour l'instant les limites de validité dans le tronçon étudié des courbes de préférences disponibles pour différentes espèces de poissons ne permettent pas de délivrer un diagnostic précis sur l'effet réel des fluctuations de débit en terme de disponibilité en habitat favorable. Ainsi certaines espèces telles que le spiralin sont sans doute favorisées par les baisses de débit et pas trop pénalisées par les montées de débit, alors que d'autre, comme le hotu, auraient plus de mal à supporter les variations incessantes du débit. Enfin, des espèces invasives comme le silure (du moins considérée comme telle) ne semblent pas perturbées par les fluctuations de débits, ni par les variations de la température de l'eau. Cette espèce représente une très forte biomasse, notamment dans le secteur étudié. Il serait assez urgent de mieux connaître son comportement et sa biologie pour évaluer les capacités du silure à accroître son expansion dans le Rhône. Les dérèglements hydrologiques, comme les modifications de température sont de puissants facteurs favorisant l'installation de nouvelles espèces (Poff & Zimmerman, 2010).

Aussi bien pour les invertébrés que pour les poissons, il semble impératif d'imaginer de nouvelles investigations pour mieux comprendre et surtout pour quantifier les relations

« changement de régime hydrologique – réponses écologiques » (Poff & Zimmerman, 2010). Ces études doivent comme cette étude l'a proposé, absolument prendre en compte à la fois les facteurs hydrologiques et les autres facteurs de l'habitat pour ne pas surévaluer l'importance de l'hydrologie (Snelder & Lamouroux, 2010). Mais Poff & Zimmerman (2010), dans une revue exhaustive de la littérature récente analysant les effets des modifications importantes de l'hydrologie (notamment les modifications d'amplitudes des débits, en augmentation ou en diminution) montraient les réponses systématiquement négatives des peuplements de poissons. La diversité spécifique semble être la première caractéristique des peuplements de poissons à décroître significativement. La faible richesse spécifique moyenne observée dans le Rhône entre Sault-Brénaz et Jons, mise en perspective avec le régime hydrologique « de pointe » du Rhône, pourrait en partie confirmer ces résultats. Enfin, comme le préconisaient très récemment Olden & Naiman (2010) il faut également entamer rapidement des analyses simultanées des effets des variations des conditions hydrodynamiques ET thermiques pour mieux comprendre la structuration de communautés aquatiques. L'utilisation d'un outil précis de modélisation des conditions abiotiques qui prévalent dans les tronçons de cours d'eau étudiés serait dans ce cas un apport majeur pour la recherche, et par la suite pour la gestion.

Enfin, en terme de gestion, et sans tenir compte du contexte socio-économique du Rhône, les précautions à prendre seraient idéalement de réduire les larges amplitudes de débits, de réduire les vitesses de montée-descente des niveaux, et peut être d'éviter de redescendre fréquemment en dessous d'un débit seuil, sous lequel une large proportion du lit du Rhône se retrouve exondé. D'après l'étude présentée ici ; ce seuil pourrait être compris entre 200 et 300 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$. Mais quelle est la fréquence naturelle d'un tel seuil ?

Une analyse rapide de la chronique de débit au pas de temps journalier à Lagnieu (PK56) entre 1920 et 1992 montre que la gamme de débit 200-300 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ représente 22 % des débits journaliers classés, avec des dépassements de 93.4% pour 200 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ et de 71.4 % pour 300 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$. Ce résultat reste constant même si on change la durée de la chronique étudiée (1920-1992 ; 1910-1950, ou 1920-1930). La période 1920-1930 n'est déjà plus indemne de gestion du débit du Rhône du fait du fonctionnement très ancien des vannages du Seujet à l'exutoire du lac Lemman. Cependant les principaux barrages entre le lac Lemman et Lagnieu ayant une retenue importante, et donc une possibilité de modifier le régime hydrologique, ont été construits entre 1938 et 1943 pour Verbois, et entre 1937 et 1948 pour Génissiat. Donc les pourcentages de temps de dépassement calculés pour les seuils 200 et 300 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ pour la période 1920-1930, peuvent être considérés comme des valeurs correspondant au régime hydrologique du Rhône le moins impacté possible dans l'histoire récente. Avec les courbes classées des débits horaires de 2005 à 2009, les seuils de dépassement de 200 et 300 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ sont respectivement 83% et 65%. Enfin, les données hydrologiques de synthèse de la banque Hydro pour la station limnimétrique de Lagnieu (PK56) donne 220 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ comme référence quinquennale sèche (QMNA5). Ainsi même un seuil de débit de base de 300 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ semble assez réaliste d'un point de vue hydrologique, ayant « originellement » une fréquence probable de dépassement d'environ 70% du temps dans le tronçon étudié.

10. RÉFÉRENCES

- Baras, E. (1992) Contribution à l'étude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez un poisson téléostéen dulcicole, le barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L.) : Etude par radiopistage, pêche à l'électricité et observation directe. Cahiers d'éthologie, volume 12(2-3), 125-442.
- Bard, A. ; Renard, B. ; Lang, M. 2010. Observed trends in the hydrologic regime of Alpine catchments. Poster at the 7th EGU General Assembly, Vienne, AUT, 02/05/2010. (disponible : <http://cemadoc.cemagref.fr>).
- Baudry, J., Boussard, H. & Schermann, N. (2005) Chloé 3.1 : Freeware of multi-scales analyses on ASCII raster files. Rennes, INRA, SAD-Armorique.
- Belnap J., Welter J.R., Grimm N.B., Barger N. & Ludwig J.A. 2000. Linkages between microbial and hydrologic processes in arid and semiarid watersheds. *Ecology*, 86 : 298-307.
- 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* (eds T. Nishida, P.J. Kailola & C.E. Hollingworth), pp. 366-78. Fishery GIS Research Group, Saitama, Japan.
- Capra H., Breil P., & Souchon Y. 1995. A new tool to interpret magnitude and duration of fish habitat variations. *Regulated Rivers : Research and Management* 10 : 281-289.
- Capra H., McNeil E., Bouillon M.C., Pella H., & Alfaro C. 2010. Intérêt d'un modèle hydrodynamique en deux dimensions pour interpréter le comportement des poissons dans les grands cours d'eau. In *Actes du colloque de la SHF «Environnement & Hydroélectricité»*, Lyon, 7-8 octobre 2010. 8 p.
- Céréghino R., Cugny P. & Lavandier P. 2002. Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *International Revue of Hydrobiology*, 87: 47-60
- Claret C. & Boulton A.J. 2003. Diel variations in surface and subsurface microbial activity along a gradient of drying in an Australian sand-bed stream. *Freshwater biology*, 48 : 1739-1755
- Courret, D., 2009. Etude des gradients des variations de débit naturelles en vue de la fixation des critères pour le repérage des éclusées hydroélectriques. Rapport Agence de l'Eau Adour-Garonne – GHAAPPE, n° RA. 09. 04. (PROVISIOIRE)
- Daufresne M., Lengfellner K., & Sommer U. 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 106 (31) : 12788-12793.
- Del Rosario R.B. & Resh V.H. 2000. Invertebrates in intermittent and perennial streams : is the Fisher S.G. & LaVoy A. 1972. Differences in littoral fauna due to fluctuating water levels below a hydroelectric dam. *Journal fisheries research board of Canada*, 29 (10): 1472-1476
- Duval F. 2006. Relation entre l'altitude du niveau d'eau du rhone et son débit ; Préambule à la modélisation hydrodynamique du Bugey. Rapport Cemagref – ENTPE. 70 pp. + Annexes.
- Fisher, W.L. & Rahel, F.J. (2004). *Geographic Information Systems Applications in Stream and River Fisheries*. In *Geographic Information Systems in Fisheries* (eds W.L. Fisher & F.J. Rahel), pp. 49-84. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Gustafson, E.J. & Parker, G.R. (1994) Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, 29, 117-30.
- Haertel-Borer S. 2006. L'effet d'éclusées. L'impact du fonctionnement par éclusées des centrales hydraulélectriques sur la faune et la flore aquatiques. Bureau Suisse de conseil pour la pêche (FIBER), 5p
- Huber, M., et A. Kirchhofer. 1998. Radio telemetry as a tool to study habitat use of nase (*Chondrostoma nasus* L.) in medium-sized rivers. *Hydrobiologia* 372: 309-319.

- Jouve P. 2008. Modélisation hydrodynamique 2D d'un tronçon de 36 km du Rhône. Projet de fin d'études Troisième année ENSHMG. Base de donnée Cemagref Lyon, 58p.
- Larned S.T., Datry, T. & Robinson, C.T. 2007. Invertebrate and microbial responses to inundation in an ephemeral river: effects of preceding dry periods. *Aquatic Sciences*, 69: 554-567
- Lamouroux N., Capra H., Pouilly M. & Souchon Y. 1999. Fish habitat preferences in large streams of southern France. *Freshwater Biology* 42 : 673-687.
- 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, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, Paris.
- Le Pichon, C., Gorges, P. Boët, J. Baudry, F. Goreaud, et T. Faure. 2006. A spatially explicit resource-based approach for managing stream fishes in riverscapes. *Environmental management* 37: 322 - 335.
- Le Pichon, C., Gorges, G., Faure, T. & Boussard, H. 2006. Anaqualand 2.0 : Modelling connectivity in riverscapes. In, p <http://trac.clermont.cemagref.fr/projets/Anaqualand>. Cemagref, Antony.
- Le Pichon, C., Gorges, G., Baudry, J., Goreaud, F. & Boët, P. (2008) Spatial metrics and methods for riverscapes: quantifying variability in riverine fish habitat patterns. *Environmetrics* 20 : 512-526.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. In. USDA For. Serv.
- Mérigoux S., Lamouroux N., Olivier J.M. & Dolédec S. 2009. Invertebrate hydraulic preferences and predicted impacts of changes in discharge in a large river. *Freshwater Biology* 54: 1343-1356.
- Morin, J., M. Mingelbier, J. Bechara, O. Champoux, Y. Secretan, J. Martin and J & J. Frenette 2003. Emergence of new explanatory variables for 2D habitat modelling in large rivers: the St. Lawrence experience. *Canadian Water Resources Journal*, 28(2): 249-272
- Nelva-Pasqual, A. 1985. Biogéographie, démographie et écologie de *Chondrostoma nasus nasus* (L., 1758) (Hotu, Poisson, Téléostéen, Cyprinidé). Pages 362. Univ. Claude Bernard - Lyon I.
- Olden, J.D. & Naiman, R.J., 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55: 86-107.
- Olivier J.M., Carrel G., Lamouroux N., Dole-Olivier M.J., Malard F., Bravard J.P., & Amoros C. 2009. The Rhône river Basin (Chapter 7). In: K. Tockner, U. Uehlinger, & C. T. Robinson (eds). *Rivers of Europe*. Academic Press. Pp. 247-295.
- Ovidio, M. et J. C. Philippart. 2008. Movement patterns and spawning activity of individual nase *Chondrostoma nasus* (L.) in flow-regulated and weir-fragmented rivers. *Journal of Applied Ichthyology* 24: 256-262.
- Pella H., Capra H., Foulard S. 2007. Développement d'un MNT du haut Rhône à partir de relevés bathymétriques réalisés avec un sondeur multi-faisceaux. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*. 186: 81-86
- Perraud C. 2008. Effets des variations artificielles de débit d'un grand fleuve sur la distribution des invertébrés aquatiques. Master 2 – Lyon1 – Cemagref. Base de donnée Cemagref Lyon, 50p.
- Peterson C.H. 1991. Intertidal Zonation of Marine Invertebrates in Sand and Mud. *American Scientist*, 79(3): 236-249
- Poff, N.L. & Zimmerman, J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55: 194-205.

- 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* 12(3-4) : 169-86.
- Schtickzelle, N., et T. P. Quinn. 2007. A metapopulation perspective for salmon and other anadromous fish. *Fish and Fisheries* 8: 297-314.
- Snelder, T.H. & Lamouroux, N., 2010. Co-variation of fish assemblages, flow regimes and other habitat factors in French rivers. *Freshwater Biology*, 55: 881-892.
- Statzner, B. & Müller, R. (1989) – Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research. - *Freshwater Biology* 21, 445-459
- Statzner, B., Kohmann, F. & Hildrew, A.G. 1991. Calibration of FST-hemispheres against bottom shear stress in a laboratory flume. - *Freshwater Biology* 26, 227-231.
- Valentin S. 1996. Effets des éclusées hydroélectriques en rivière : diagnostic hydroécologique et aide à la gestion. Exemple de la Fontaulière (Ardèche). *La Houille Blanche* 5 : 25-31.
- Williams D.D. 1987. *The Ecology of Temporary Waters*. Croom Helm., London. 205p

Annexe 1

Tableau récapitulatif des différents codes et noms latins des espèces capturées sur le Rhône. Les limites de taille entre les différents stades et les relations taille-poids sont données pour certaines espèces.

Familles / Code espèce	Nom scientifique	Nom commun	Limites des classes de taille (cm)	Masse (g) = B*Taille (mm) ^A	
				A	B
<i>Anguillidae</i>					
ANG	<i>Anguilla anguilla</i> (L.1758)	Anguille	41	3.071	0.0000012
<i>Centrarchidae</i>					
PES	<i>Lepomis gibbosus</i> (L.1758)	Perche soleil	8	2.479	0.0002114
<i>Cobitidae</i>					
LOF	<i>Barbatula barbatulus</i> (L.1758)	Loche	6	2.073	0.0005068
<i>Cottidae</i>					
CHA	<i>Cottus gobio</i> (L.)	Chabot			
<i>Cyprinidae</i>					
BRE	<i>Abramis brama</i> (L.)	Brème			
SPI	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch)	Spirilin	7	1.941	0.0009952
ABL	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	Ablette	8, 12	2.181	0.0003426
BAF	<i>Barbus barbus</i> (L.)	Barbeau	9, 22	2.778	0.0000283
BRB	<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	Brème bordelière	9, 22	2.375	0.0001787
CAS	<i>Carassius auratus</i> (L.)	Carassin			
HOT	<i>Chondrostoma nasus</i> (L.)	Hotu	8, 19	2.870	0.0000175
TOX	<i>Chondrostoma toxostoma</i> (Vallot)	Toxostome	7		
CCO	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe			
GOU	<i>Gobio gobio</i> (L.)	Goujon	10	2.490	0.0000961
BLN	<i>Leuciscus (telestes) soufia</i> (Risso)	Blageon	8	2.940	0.0000116
CHE	<i>Leuciscus cephalus</i> (L.)	Chevaisne	8, 17	2.698	0.0000475
VAN	<i>Leuciscus leuciscus</i> (L.)	Vandoise	8.5, 19	2.837	0.0000253
VAI	<i>Phoxinus phoxinus</i> (L.)	Vairon	4	1.722	0.0023332
PSR	<i>Pseudorasbora parva</i>	Pseudorasbora			
BOU	<i>Rhodeus sericeus</i> (Bloch)	Bouvière		1.719	0.0028139
GAR	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	Gardon	6, 11	2.862	0.0000207
ROT	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	Rotengle		3.028	0.0000100
TAN	<i>Tinca tinca</i> (L.)	Tanche		2.688	0.0000741
<i>Esocidae</i>					
BRO	<i>Esox lucius</i> (L.)	Brochet		3.092	0.0000036
<i>Gadidae</i>					
LOT	<i>Lota lota</i> (L.)	Lote de rivière		3.064	0.0000054
<i>Gasterosteidae</i>					
EPI	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (L.)	Epinoche			
<i>Ictaluridae</i>					
PCH	<i>Ictalurus melas</i> (Lesueur)	Poisson chat		2.700	0.0000601
<i>Percidae</i>					
GRE	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L.)	Gremille			
SAN	<i>Lucioperca lucioperca</i> (L.)	Sandre			
PER	<i>Perca fluviatilis</i> (L.)	Perche	10	3.081	0.0000078
<i>Petromyzonidae</i>					
LPP	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch)				
<i>Salmonidae</i>					
TAC	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel			
TRF	<i>Salmo trutta</i> (L.)	Truite commune		2.550	0.0001175
<i>Siluridae</i>					
SIL	<i>Silurus glanis</i> (L.)	Silure		2.894	0.0000132

Résumé

L'action n°15 de l'accord cadre Cemagref – Agence de l'Eau RM&C avait pour objectif, sur la période 2008 – 2009, d'évaluer les impacts des fluctuations importantes du débit du Rhône sur les communautés de poissons et de macroinvertébrés benthiques dans le tronçon Sault-Brénaz - Jons. Le présent rapport est un compte rendu des travaux effectués au cours de ces deux années.

Les différentes parties de ce travail sont : (1) une présentation du tronçon d'étude et plus particulièrement du régime hydrologique ; (2) la réalisation d'une modélisation hydrodynamique en deux dimensions du secteur à l'étude ; (3) une approche fonctionnelle de la variabilité des conditions d'habitat du poisson ; (4) une analyse de la distribution spatiale des invertébrés selon un gradient d'exondation lié aux variations de débit ; (5) une description qualitative de la structure de la communauté piscicole complémentaire aux suivis saisonniers réalisés par le Cemagref ; (6) une description des conditions d'habitat piscicole et invertébré ; (7) une analyse de quelques effets négatifs probables liés aux variations de débit observées, et (8) une conclusion.

La modélisation hydrodynamique permet de connaître en tout point et dans toute la gamme des débits observables dans le tronçon ($150 - 1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) les conditions hydrauliques qui prévalent dans le tronçon et leur traduction en habitat disponible pour les poissons et les invertébrés. La méthodologie de réalisation de cartes d'habitats vitaux, développée sur la Seine, se révèle transférable sur le Rhône où les variables physiques sont disponibles grâce à la modélisation hydrodynamique. L'effet des fluctuations de débit est significatif sur la disponibilité en habitats vitaux (frayère, alimentation & repos) pour les espèces étudiées (barbeau, hotu, chevaine et spirilin). L'échantillonnage des invertébrés benthiques met en évidence une répartition spatiale des espèces étagée depuis la bordure du lit mouillé vers le pied de berge en fonction du gradient d'assèchement. Dans le chenal, une variation de débit d'une amplitude de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ modifie la largeur du lit mouillé et la surface d'habitats hydrauliques potentiels disponibles pour les invertébrés benthiques. Pour les poissons, compte tenu des modèles d'habitat disponibles, l'analyse de l'effet probable de la variabilité de la disponibilité en habitat sur la structuration de la communauté piscicole doit être complétée. Des connaissances nouvelles sont à acquérir pour connaître plus précisément le comportement des poissons pendant les variations de débit de type éclusées. Les pêches au filet représentent une alternative complémentaire à la pêche électrique pour la description de la structure de la communauté piscicole du tronçon du Rhône à l'étude, même si les fluctuations de débit sont très contraignantes pour cet engin de pêche. Elle permet notamment la capture de gros individus (géniteurs potentiels) se déplaçant beaucoup, et vraisemblablement dans le chenal, ou vivant dans des zones profondes ($> 2\text{m}$), ne permettant pas leur capture à l'électricité.

La principale conclusion de ce travail est que 1) l'intensité, la vitesse et la fréquence des fluctuations des débits sont défavorables aux communautés de poissons et de macroinvertébrés benthiques dans le tronçon étudié, et 2) qu'un débit de base minimum (entre 200 et $300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) ; pour le moment il est difficile d'être plus précis) pourrait diminuer ces effets.



Direction générale
1 rue Pierre-Gilles de Gennes
CS 10030
92761 ANTONY CEDEX
Tél. +33 01 40 96 61 21
Fax DG 01 40 96 62 25
www.cemagref.fr