Une approche géographique de la végétation et de la gestion biophysique des hydrosystèmes fluviaux. Éléments épistémologiques, thématiques et opérationnels.

Simon Dufour

▶ **To cite this version:**

Simon Dufour. Une approche géographique de la végétation et de la gestion biophysique des hydrosystèmes fluviaux. Éléments épistémologiques, thématiques et opérationnels. . Géographie. Université Rennes 2, 2018. tel-01719739

HAL Id: tel-01719739
https://theses.hal.science/tel-01719739

Submitted on 28 Feb 2018

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.

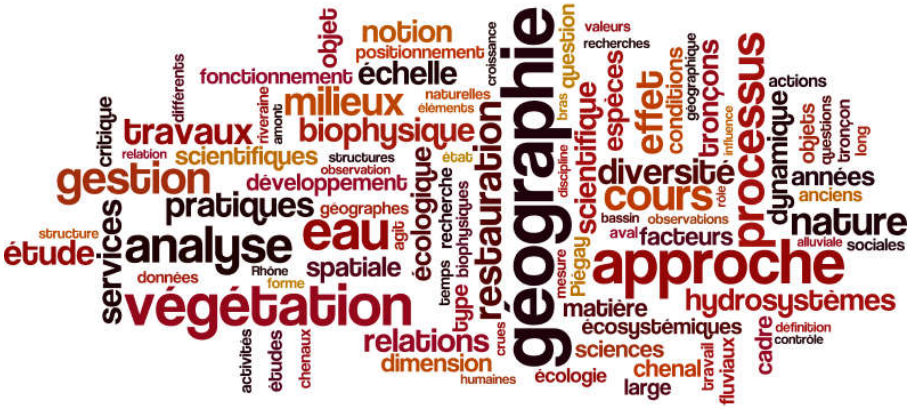
Université Rennes 2 - UMR LETG
UFR Sciences sociales
Département de géographie et
d'aménagement de l'espace

Mémoire d'habilitation à diriger des recherches
Présenté par Simon Dufour

Volume 1

Une approche géographique de la végétation et de la gestion biophysique des hydrosystèmes fluviaux

Éléments épistémologiques, thématiques et opérationnels



Soutenu le 15 février 2017

Membres du jury :

- Nathalie Carcaud, PR, AgroCampus Ouest, Angers (rapportrice)
- Daniel Delahaye, PR, Université Caen Normandie (garant)
- Emmanuele Gautier, PR, Université Paris 1 (rapportrice)
- Francine Hughes, emeritus Reader, Anglia Ruskin University, Cambridge
- Hervé Piégay, DR, CNRS UMR EVS, Lyon
- Laurent Simon, PR, Université Paris 1 (rapporteur)

Sommaire

Résumé - 4 -

Avant-propos - 7 -

Introduction : parcours scientifique et avertissements préalables - 8 -

Partie 1. Contexte et problématique : la végétation riveraine et la gestion biophysique des cours d'eau comme marqueurs des relations natures/sociétés - 17 -

Partie 2. Cadre épistémologique : positionnement disciplinaire, ontologique et méthodologique - 47 -

Partie 3. Structure et dynamique de la végétation riveraine des cours d'eau : études de cas - 101 -

Partie 4. Contribution à la gestion biophysique des hydrosystèmes - 143 -

Partie 5. Vers une meilleure compréhension de la spatialité des relations natures/sociétés au sein des hydrosystèmes - 195 -

Références bibliographiques - 233 -

Table des illustrations - 262 -

Table des tableaux - 267 -

Table des matières - 268 -

Résumé

Mon activité de recherche se focalise sur l'étude et la gestion du fonctionnement biophysique des hydrosystèmes considérées comme des marqueurs des relations natures/sociétés. Dans la continuation de mon travail doctoral, les travaux scientifiques réalisés depuis 2005 cherchent à améliorer la caractérisation des structures, des fonctionnements et des trajectoires paysagères au sein des hydrosystèmes en s'appuyant sur des données quantifiées à différentes échelles spatiales (réseau hydrographique, secteur fonctionnel, forme fluviale) et temporelles (pluridécennale à événementielle) et concernant différents niveaux d'organisation biologique (individu, communauté végétale, mosaïque paysagère). Plus globalement, ils mettent à l'épreuve d'une analyse géographique la compréhension conceptuelle et de la façon d'étudier scientifiquement les relations natures/sociétés et tentent d'illustrer la pertinence de cette analyse au sein des sciences naturelles et sociales. Pour cela, trois axes principaux structurent ces travaux : la structure et la dynamique des hydrosystèmes fluviaux, les stratégies et modalités de gestion environnementale et la géomatique appliquée à l'analyse et la gestion des milieux naturels.

À l'échelle du tronçon fluvial, les travaux réalisés entre 2005 et 2017 ont permis d'élargir la gamme de contextes étudiés par l'étude de nouveaux tronçons fluviaux en France, mais aussi en Italie ou au Maroc. L'analyse de ces tronçons, toujours avec une haute résolution temporelle, a permis d'affiner notre capacité à **décrypter les trajectoires des hydrosystèmes fluviaux dans toute leur complexité**. Par exemple, l'étude de tronçons fluviaux sur la Magra en Italie confirme que l'abandon des pratiques sylvicoles et pastorales locales après la Seconde Guerre mondiale peut être le moteur du boisement des lits majeurs alors que, pendant longtemps, les facteurs invoqués dans des contextes similaires étaient essentiellement soit des facteurs de contrôle amont (réduction du régime de crues, réduction des apports sédimentaires) soit une modification locale du chenal (ex. incision suite à des extractions massives de granulat dans le lit mineur). La multiplication des tronçons étudiés a ainsi permis de démontrer le rôle spécifique de certains facteurs de contrôle (comme les crues) et surtout la diversité des réponses des structures paysagères selon la position spatiale du tronçon étudié au sein du réseau hydrographique.

À l'échelle des formes fluviales, les travaux réalisés dans le cadre de ma thèse avaient démontré que la structure et le fonctionnement des communautés végétales varient non seulement en fonction de leur position dans l'hydrosystème à un instant donné, mais aussi au gré de l'évolution de la géométrie du chenal. Elles sont donc liées à la dynamique de l'ensemble du tronçon fluvial. Depuis, ces travaux ont été poursuivis dans deux directions :

- premièrement, avec l'analyse d'unités fonctionnelles très importantes en matière de diversité biologique et de fonctionnement hydrologique, mais dont la composante végétation terrestre a été très peu étudiée jusqu'à présent : les **bras morts** (ou anciens chenaux). L'approche comparative menée sur l'Ain (France) et la Sacramento (Californie) a permis de mettre en évidence le rôle important de ces unités dans le recrutement des espèces pionnières (comme les peupliers) très affectées par les aménagements. Ce recrutement était jusqu'à présent essentiellement envisagé comme lié aux dépôts sous forme de bancs dans le chenal principal. De plus, l'analyse de la

composition des communautés végétales qui colonisent les dépôts comblant les anciens chenaux (1) confirme une forte **contribution à la biodiversité** des plaines alluviales du fait de la spécificité de leur composition floristique (notamment dans les parties basses et très humides) et (2) met en évidence un mode de **structuration spatiale** différent de ce que l'on peut observer le long des berges avec un étagement vertical peu marqué malgré des contrastes élevés en ce qui concerne la fréquence d'inondation, et

- deuxièmement, le couplage d'une analyse **dendrochronologique** et d'une **analyse isotopique** des cernes de croissance des arbres de la ripisylve. Ce couplage a démontré son efficacité dans la mesure où il nous a permis de quantifier la sensibilité de deux espèces aux variations du niveau et de l'origine de l'eau et donc de proposer des éléments prospectifs en matière de réponse des forêts riveraines de cours d'eau au changement climatique.

La mise en œuvre de ces thématiques scientifiques revêt un caractère opérationnel dans la mesure où elles intéressent directement les gestionnaires de milieux forestiers et les gestionnaires des hydrosystèmes. Les enjeux de la **restauration des hydrosystèmes** ont été particulièrement analysés afin de clarifier l'ambiguïté de la nature des objectifs de ces actions de restauration. En effet, la plupart des fonctions associées aux cours d'eau et à leurs marges sont aujourd'hui considérées comme particulièrement dégradées par plusieurs décennies, voire siècles, d'aménagements. Les quatre dernières décennies ont été caractérisées par la multiplication des projets de restauration des corridors fluviaux et le développement de stratégies de gestion alternatives. Dans un premier temps, ces actions postulaient que les interventions humaines avaient profondément dégradé l'état (naturel) de ces milieux et proposaient un retour à un état antérieur à la perturbation identifiée. Ce retour à un état antérieur, considéré comme meilleur, plus naturel, une sorte de « Paradis perdu », présente cependant de nombreuses limitations tant pratiques que théoriques. Dans un deuxième temps, les actions de restauration ont plutôt visé le rétablissement de l'expression des processus dynamiques qui contrôlent les tronçons fluviaux à l'état naturel. Mais, dans ce cas également, des questions viennent limiter la portée opérationnelle de ce principe général : les mêmes processus hydrologiques et sédimentaires sont-ils valables dans tous les contextes géographiques ? Que faire quand l'expression d'un processus limite la biodiversité ? Comment intégrer la diversité des rationalités des acteurs ? etc. Ainsi, récemment, la mise en œuvre des programmes de restauration des cours d'eau et de leurs marges s'oriente-t-elle de plus en plus vers la définition d'objectifs de restauration intégrant non seulement l'intégrité des milieux naturels mais aussi des critères socioculturels. De façon complémentaire, un travail conceptuel a été réalisé sur la capacité de la notion de **services écosystémiques** à améliorer la définition des objectifs de gestion environnementale notamment lors de la formalisation des attentes de la société. Cet axe de recherche comprend explicitement une dimension d'**analyse critique** de la production et de l'usage opérationnel de savoirs scientifiques qui s'inscrit dans des approches de type *Political Ecology* ou géographie biophysique critique. En s'appuyant sur l'exemple de la végétation et de la gestion des hydrosystèmes, des arguments sur l'intérêt de telles approches en géographie biophysique et des pistes pour leur développement sont proposés. Une réflexion est également engagée sur la façon dont l'intégration de ces approches critiques en géographie biophysique contribue à l'étude des relations natures/sociétés et à l'étude des espaces humains. Je défends l'idée que l'étude de la matérialité des objets de nature, dans un cadre épistémologique critique, peut

représenter un apport significatif et original de la géographie à l'étude de l'environnement.

Enfin, une partie de mon activité explore les modalités d'usages des outils géomatiques permettant d'assoir les recherches menées dans les deux axes précédents. Premièrement, un cadre méthodologique (spatial et statistique) de **caractérisation à large échelle** des hydrosystèmes a été développé afin de produire des éléments de connaissance qui ne soient pas uniquement basés sur l'étude fine d'un nombre limité de sites, mais s'appuyant sur des données détaillées à large échelle. En effet, la multiplicité des facteurs de contrôle intervenant dans la structuration des milieux fluviaux à l'échelle d'un tronçon représente un verrou méthodologique lorsqu'il s'agit d'identifier la part relative de chaque facteur dans l'évolution observée. Pour cela, nous avons appliqué une approche comparative de caractérisation des milieux fluviaux à l'échelle du réseau hydrographique. Cette approche s'appuie sur les développements récents réalisés dans le domaine de la **géomatique**, notamment en matière d'analyse d'images et de traitement de l'information. De fait, des outils géomatiques ont été mis en place afin de produire et d'analyser de la donnée géographique à très haute résolution spatiale de façon continue à large échelle. Sur la base de ces développements méthodologiques, la démarche comparative a été, par exemple, appliquée aux tronçons en tresses du bassin du Rhône. Il a été ainsi possible de comparer le comportement biomorphologique de 53 tronçons fluviaux répartis sur l'ensemble du bassin du Rhône et présentant des caractéristiques contrastées en matière de localisation géographique, de dynamique hydrologique et de fonctionnement sédimentaire. Ces travaux ont permis d'améliorer la hiérarchisation des facteurs explicatifs, la prise en compte de la non-linéarité des évolutions et des ajustements biologiques à différentes échelles spatio-temporelles et la description de la variabilité géographique des structures paysagères. Deuxièmement, des travaux ont été amorcés sur l'apport de nouvelles sources d'informations spatiales à très haute résolution spatiale ou temporelle comme les images drones ou le LiDAR. Ces travaux visent à évaluer la pertinence et l'apport relatif de la télédétection dans l'étude et le suivi des hydrosystèmes.

Avant-propos

Au moment de dresser ce bilan intermédiaire, il me semble, d'une part, avoir significativement modifié ma vision et ma pratique du métier d'enseignant-chercheur et, d'autre part, avoir encore tellement de portes à ouvrir.

Si la thèse est le temps de l'apprentissage de la cherche, la période qui suit est en grande partie différente. Le « faire » devient assez rapidement le « faire ET gérer ». Durant ces 12 années, j'ai donc essayé de mener et de gérer une activité d'enseignement et de recherche. Et c'est un tout autre art. Le terme de « gérer » n'est pas particulièrement gracieux, mais c'est pourtant le seul qui me vient, « animer » semble présomptueux et « organiser » inexact. De plus, il comporte une dimension administrative qui convient assez bien. En revanche, si une chose ne change pas, plus de dix ans après la thèse, c'est le besoin de remercier, remercier la musique, la montagne, les amis, la famille, le foyer. C'est avant tout cela la vie, même (surtout) si parfois elle s'achève beaucoup trop tôt. Anne-Julia, Paul et Adèle rendent, au quotidien, ce travail possible et signifiant. Merci.

En ce qui concerne les remerciements scientifiques, il s'agit d'un exercice dans lequel je ne me sens pas particulièrement à l'aise, alors autant faire simple. Ma gratitude intellectuelle est en grande partie visible dans la bibliographie de ce manuscrit dans la mesure où je me suis astreint aussi honnêtement que possible à citer les références qui ont inspiré les idées avancées. Elle est également visible dans les collaborations prolongées de façon plus moins formelle avec de nombreux collègues, parfois malgré la distance. Je pense, en effet, qu'il existe des amitiés scientifiques fortes, basées sur des sympathies personnelles indéniables, qui sont vecteurs d'avancées professionnelles importantes. Je pense par exemple aux échanges avec Xavier Arnauld de Sartre, Ivan Bernez, Monica Castro, Johan Oszwald, Hervé Piégay, Mireille Provansal, Patricia Rodriguez, Anne-Julia Rollet, John Stella, etc. Ma gratitude va, sans aucune flagornerie, aux étudiant(e)s côtoyé(e)s au cours de ces années dans le cadre de leurs masters ou de leurs thèses, car leur contact a été vrai plaisir scientifique et personnel. Ma gratitude va également aux influences peut-être plus informelles mais tout aussi structurantes pour l'évolution de mon travail, je pense notamment aux collègues de mes différents départements et laboratoires d'accueil et aux collègues des projets de recherches.

Enfin, je remercie sincèrement toutes les personnes qui ont participé à l'armature administrative de ces activités de recherches. Quasiment aucune de mes activités n'aurait été possible ces dernières années sans un travail continu de soutien administratif.

Introduction : parcours scientifique et avertissements préalables

La rédaction du volume scientifique de l'habilitation à diriger des recherches est un exercice paradoxal, enthousiasmant et paralysant. La liberté du format, la multiplicité des angles d'attaques et des modèles, l'ampleur du travail, la diversité des éléments à rassembler et la discordance entre prétention naïve et réalité modeste de la contribution des travaux sont autant d'éléments qui participent à ce paradoxe. En introduction de ce volume, il semble donc opportun, d'une part, de présenter la trajectoire scientifique qui en est le support et, d'autre part, de préciser l'état d'esprit qui a guidé sa rédaction.

1. « Et au milieu coule une rivière » : quelques idées fortes

Pourquoi avoir choisi de mettre ce titre de film comme intitulé de la première section de ce manuscrit ? Quel rapport avec mon activité de recherche qui porte sur la composante végétale et la gestion des hydrosystèmes ? Ce titre exprime au moins trois idées fortes discutées dans ce manuscrit. Premièrement, il contient l'idée que l'agencement des objets dans l'espace induit des fonctionnements ou, autrement dit, que les cours d'eau traversent des lieux qu'ils influencent et qui les influencent ; or, la relation spatiale et fonctionnelle entre le cours d'eau et la végétation qui l'entoure est un aspect central de mon activité de recherche. Deuxièmement, ce film porte des valeurs. Il valorise une esthétique et une pratique spécifique de la rivière qui renvoient à des formes d'appropriations particulières aussi bien des individus que des institutions (Figure 1) ; or, décrypter les enjeux relationnels qui se nouent entre la société et la nature, notamment par le biais des pratiques de gestion, est également une tâche qui fait partie de mes activités de recherche. Enfin, le mot « milieu » renvoie à une notion de centralité mais il renvoie également à une certaine conception de la nature, notamment en géographie ; or, une partie de ce manuscrit discute la façon dont la géographie est, aujourd'hui, à même de développer un discours pertinent sur la nature. En résumé, ce titre renvoie à quelques idées fortes présentes dans ce manuscrit : position spatiale, relation, gestion, géographie, etc.

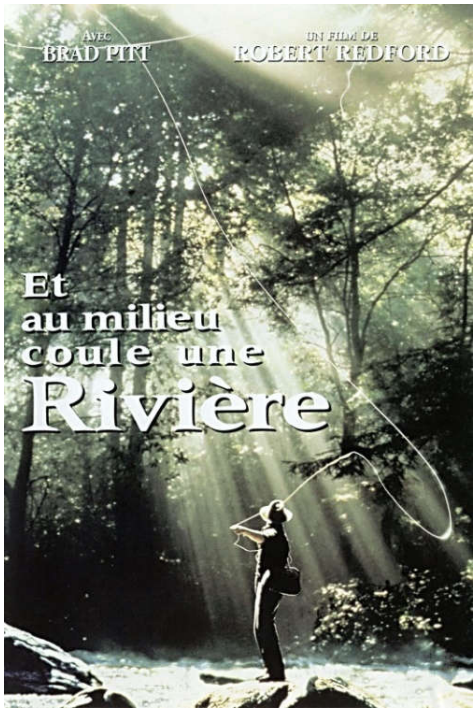


Figure 1. Affiche du film « Et au milieu coule une rivière ». Film de R. Redford, adapté en 1992 d'une nouvelle de N. Maclean publiée en 1976. Bien que mes travaux portent essentiellement sur le fonctionnement biophysique des corridors fluviaux, il y aurait beaucoup à dire sur la façon dont ce film aborde certaines des questions discutées dans ce manuscrit : esthétisation du milieu fluvial, valorisation d'une pratique spécifique (pêche à la mouche) et d'un type particulier de cours d'eau (à charge grossière), etc.

2. Trajectoire institutionnelle et scientifique

À la fin de ma thèse, j'envisageais plusieurs poursuites à mon travail ; l'une d'elles consistait à développer la notion de trajectoire des hydrosystèmes fluviaux. Cette notion inscrit l'analyse des milieux dans une perspective spatio-temporelle dynamique. Il s'agit de prendre en compte la diversité des facteurs de contrôle, leurs temporalités, ainsi que la diversité de leurs manifestations spatiales. Dans une analogie (nécessairement imparfaite), ma trajectoire scientifique résulte clairement de multiples facteurs de contrôles internes (intérêts personnels, vie privée, etc.) et externes (dynamiques collectives, sollicitations diverses, etc.) dont la conjonction donne à mon parcours une allure qu'il aurait été difficile de prédire il y a 12 ans.

La phase initiale de cette trajectoire de recherche est clairement le produit de « l'école lyonnaise » de recherche sur les hydrosystèmes. Elle commence par quatre années d'études en biologie/écologie à l'université Lyon 1 (DEUG, Licence, Maîtrise de 1994 à 1998), université qui a accueilli une part importante des travaux menés sur les cours d'eau rhônalpins, notamment dans le cadre du PIREN sous la houlette de A.L. Roux (que je n'ai pas connu) mais aussi de C. Amoros (dont j'ai suivi les cours), et qui possède depuis longtemps des équipes travaillant sur les questions de modélisation (J.M. Legay) et de statistiques (D. Chessel, S. Dolédec) en écologie. Alors que mon intérêt initial se portait plutôt sur les milieux forestiers, ces années d'études aux contacts de membres du laboratoire d'écologie des hydrosystèmes naturels et anthropisés ont su susciter un intérêt pour les milieux aquatiques qui marque le début de mes travaux sur les hydrosystèmes.

De ces années d'étude en biologie et en écologie, il convient également de retenir un autre élément structurant l'ensemble de mon parcours, il s'agit d'un stage effectué au sein de l'INRA SAD à Avignon sous la direction de M. Meuret. Si la thématique de ce stage est éloignée de mes activités de recherche (*c.-à-d.* le pâturage des brebis dans un couvert végétal hétérogène), l'expérience marque encore aujourd'hui ma façon de faire de la recherche. En effet, lors de cette expérience, j'ai été marqué par des principes qui m'étaient alors inconnus : recherche action, gestion de l'interdisciplinarité[1], attention à la dimension sociale des questions écologiques au-delà de la notion d'impact, etc.

Pour des raisons de nature chaotique, ce parcours universitaire a été suivi par trois années d'études en géographie, toujours à Lyon (licence, maîtrise, DEA de 1998 à 2001), sous la houlette de N. Landon et surtout de H. Piégay, tous deux anciens doctorants de J.P. Bravard, un autre participant important du programme PIREN sur le Haut-Rhône français. Ces années furent l'occasion de côtoyer des enseignant(e)s-chercheurs(ses) et chercheurs(ses) de l'IRSTEA (anciennement CEMAGREF) et l'Université Lyon 1, mais aussi des acteurs de la sphère opérationnelle (Agence de l'Eau, ONF, etc.), et de travailler sur plusieurs systèmes fluviaux : petits affluents de l'Allier, Ain, Rhône, Arve et Drôme (Figure 2). Cette phase initiale s'achève en 2005 par la soutenance de ma thèse de doctorat sur les forêts alluviales du bassin du Rhône réalisée sous la direction de H. Piégay. Cette période est synonyme pour moi d'une grande excitation intellectuelle et de l'apprentissage d'une forme de pratique scientifique qui marquent encore profondément mon travail aujourd'hui, notamment en matière de rigueur et de curiosité.

Ensuite, de 2006 à 2009, mon recrutement comme maître de conférences à l'université de Provence (rattachement CEREGE) a été l'occasion d'orienter mes activités de recherches vers

[1] Le terme interdisciplinaire est utilisé dans ce manuscrit par soucis de simplicté. Pour plus de détails sur les notions de mono/pluri/inter/trans-disciplinarité, voir par exemple Tress *et al*. (2004).

des travaux portant sur les milieux méditerranéens (Bas-Rhône, rivières en tresses du bassin de la Durance, fleuves côtiers méditerranéens, Italie, Maroc, Californie ; Figure 2) au contact de M. Provansal mais aussi de collègues italiens (M. Rinaldi, Université de Florence), Marocains (M. Ater, Université de Tétouan) et nord-américains (J. Stella, M. Hayden, J. Battles, etc., Université de Berkeley). C'est également durant cette période, en collaboration avec H. Piégay et des membres de mon ancien laboratoire de thèse, que les travaux sur la caractérisation des corridors fluviaux à large échelle ont été amorcés.

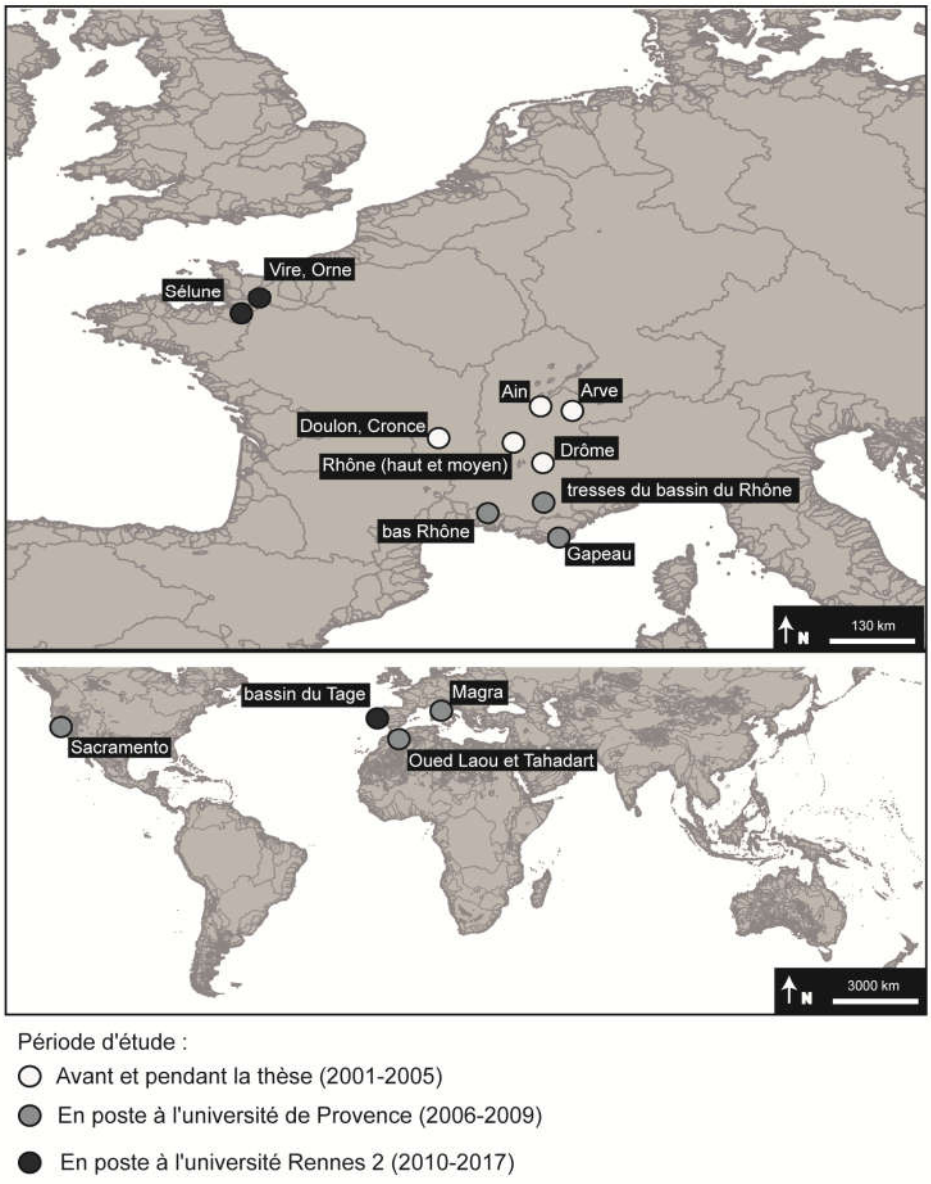


Figure 2. Localisation des principaux hydrosystèmes fluviaux étudiés A) en France et B) dans le monde.

Enfin, en 2009, l'obtention d'un poste de maître de conférences à l'université Rennes 2 (rattachement LETG) s'est traduite par la poursuite de travaux sur les apports de la géomatique et la découverte d'hydrosystèmes avec des structures et des fonctionnements significativement différents des systèmes montagnards et de piémont à fortes énergies qui avaient été jusque-là le théâtre de mes recherches. Au moment de rédiger ces lignes, il semble que cette mutation marque profondément ma trajectoire scientifique du fait non seulement de la remise en question générée par ce changement de contexte géographique mais aussi

par les rencontres directement et indirectement induites par cette mobilité. Ainsi, la partie résultat de ce manuscrit mobilise peu les exemples localisés dans le Nord-Ouest de la France (Sélune, Vire, Orne ; Figure 2) mais une très large part des perspectives qui figurent en fin de manuscrit provient de réflexions issues de collaborations ou d'échanges informels avec des membres du laboratoire LETG (Laurence Hubert, Johan Oszwald, Daniel Delahaye, Anne Julia Rollet, Jean Michel Cador, Laurent Lespez, Hervé Regnauld, etc.) et avec des chercheurs rencontrés durant cette période comme Xavier Arnauld de Sartre et Monica Castro dans le cadre l'ANR AGES (2011-2014) ou Rebecca Lave et Mark Tadaki dans le cadre du workshop *Critical Physical Geography* (2015).

De ces mobilités et de ces rencontres, il résulte notamment une trajectoire scientifique faite du creusement de certaines questions abordées en thèse (ex. la sensibilité de la végétation ligneuse aux conditions hydrologiques), du développement de nouvelles questions ou de nouveaux objets d'étude (ex. l'apport de la notion de services écosystémiques, les bras morts) et de pistes non abouties (ex. la structuration phylogénétique des communautés végétales alluviales avec A. Fremier et D. Tank, Idaho State University). Si les questions de connaissance et de gestion des hydrosystèmes constituent la colonne vertébrale de l'ensemble de cette trajectoire, ce cheminement a grandement participé à leur reformulation.

3. Des choix de forme et de fond

Pour bien comprendre le contenu et le contenant de ce manuscrit d'habilitation à diriger des recherches, il convient d'expliciter certains choix.

Sur la forme et sur le fond, ce texte résulte de la conciliation entre la volonté de profiter de ce moment pour prendre véritablement du recul sur mon activité de recherche (sa cohérence, son apport, son insertion disciplinaire) et la volonté de respecter un temps de rédaction contraint, correspondant, pour la mise en place du premier jet, à un semestre moins consacré aux enseignements en fin de quinquennat des maquettes d'enseignement (n'ayant pas bénéficié de délégation ni sollicité de CRCT). Sur le fond, ce texte propose une présentation de mes activités, de leur contribution aux recherches sur les hydrosystèmes, et il contient l'ambition de participer aux réflexions sur la contribution des sciences, et notamment de la géographie, à l'étude des relations natures/sociétés. En revanche, ce texte renonce à l'exhaustivité sur au moins deux plans : la couverture bibliographie et la restitution de tous les travaux de recherches menés.

Premièrement, alors même que je reste persuadé que la bibliographie est, avec la méthodologie, une des fondations d'une activité de recherche pertinente, j'assume pleinement les manques éventuellement en matière de référencement des travaux de recherches antérieurs. Par exemple, certaines sections sur la géographie sont probablement trop centrées sur la France alors que d'autres négligent des pans entiers de l'hydrologie (lacustre, océanique), des travaux en climatologie ou sur les milieux littoraux. De même, des sections sur les dynamiques paysagères ne font pas référence à tous les travaux menés sur cette question et des sections sur les forêts alluviales citent peu les travaux d'Europe centrale. Il ne faut pas voir dans ces manques un quelconque dédain, mais simplement l'impossibilité matérielle ressentie devant la masse de documents, surtout dès lors que l'on a le « malheur » de faire preuve de curiosité et de sortir de la communauté épistémique travaillant sur le même micro-objet (cf. p. - 75 -). Ainsi, la pertinence de mon travail bibliographique dans ce manuscrit se situe plus dans la tentative de rassembler des éléments épars, mais cohérents à un niveau scalaire large, que dans la recherche de l'exhaustivité à un niveau fin. En cela, il est

assez représentatif de l'ensemble de mon activité de recherche qui, par certains aspects, peut sembler dispersée, mais qui témoigne d'une volonté assumée de conserver une vision relativement globale. Je reste évidemment responsable d'éventuels absences ou manques, mais ces omissions sont parfaitement involontaires.

Deuxièmement, certains aspects de mon activité n'ont pas été intégrés, ou alors marginalement (ex. les travaux de thèse de M. Chapuis ou de R. Capanni sur les flux sédimentaires de la Durance et du Gapeau, les travaux menés sur la dynamique du paysage au Gabon et la cartographie des services écosystémiques en collaboration avec J. Oszwald et S. Le Clec'h), en espérant que la cohérence y gagne ce que l'exhaustivité y perd.

Enfin, de nombreux passages de ce texte proviennent de textes publiés entre 2005 et 2017 et, s'ils ont en partie réécrit, dans la majorité des cas le propos est très proche du texte d'origine. Ce choix n'est pas une facilité négligente de ma part, mais un choix assumé. En effet, il me semble que pour évaluer le chemin parcouru au cours de ces années de recherche et d'enseignement, il convient de conserver l'esprit d'origine de ces textes. Cela impose une contrainte forte au lecteur qui consiste à lire obligatoirement la dernière partie du manuscrit qui éclaire certains aspects du texte d'un regard différent puisqu'elle présente non pas ce que j'ai fait pendant ces années, mais ce que je voudrais faire de ces années, c'est-à-dire la façon dont aujourd'hui je vois ces questions et comment il me semblerait intéressant de les traiter dans les années à venir.

4. Organisation du manuscrit

Pour retracer cette trajectoire, je me suis intuitivement raccroché à un plan assez classique. De fait, ce manuscrit est composé de 5 parties (Figure 3). La première partie introduit les objets de mes activités de recherche et les grands enjeux associés (Sur quoi je travaille ?). La deuxième présente le cadre épistémologique développé dans l'étude de ces objets (Comment ?). Les principaux résultats de mes activités de recherche sont ensuite exposés dans les parties 3 et 4 (Pour quels résultats ?), en consacrant respectivement une partie aux résultats portant sur la végétation des hydrosystèmes et une partie aux résultats concernant la gestion de ces hydrosystèmes. La dernière partie est consacrée aux perspectives et à la façon dont j'envisage de faire évoluer mon positionnement et mes pratiques scientifiques (Et maintenant ?).

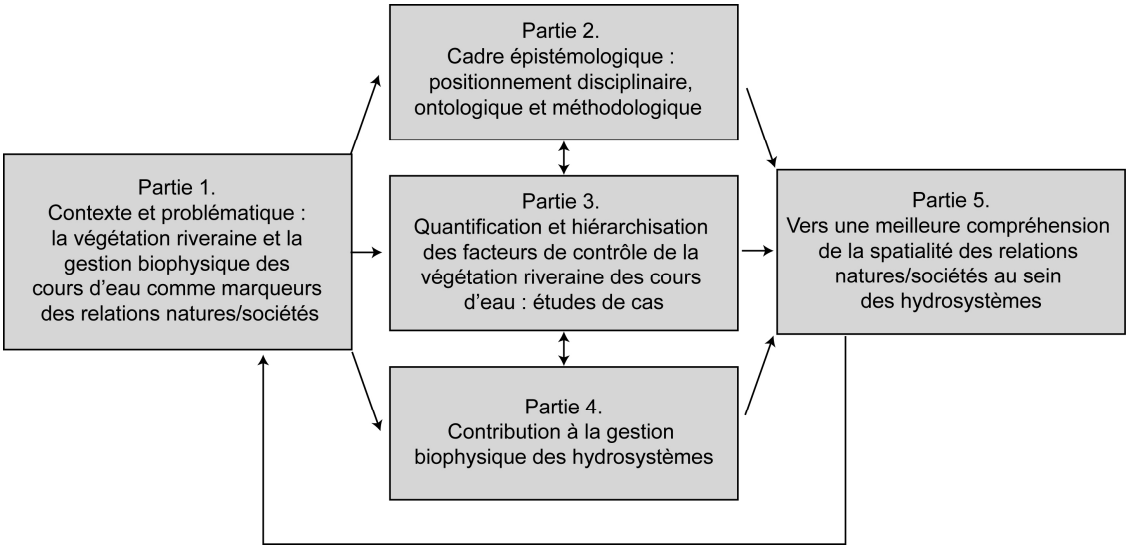


Figure 3. Articulation des différentes parties du manuscrit.

Partie 1. Contexte et problématique : la végétation riveraine et la gestion biophysique des cours d'eau comme marqueurs des relations natures/sociétés

Mon activité de recherche qui porte sur les relations natures/sociétés et plus spécifiquement sur la composante végétale et la gestion biophysique des hydrosystèmes fluviaux des régions tempérées et méditerranéennes. Cette activité participe non seulement à fournir des connaissances sur cette composante végétale et cette gestion, mais elle ambitionne aussi d'alimenter la compréhension des relations natures/sociétés. Le cadre conceptuel de ces relations est balisé par plus de 2000 ans des réflexions biologiques, géographiques, philosophiques, physiques, anthropologiques, etc. sur la nature de la nature et sur la place des humains dans celle-ci (ex. Lowenthal, 1964 ; Lenoble, 1969 ; Moscovici, 1991 ; Latour, 1991 ; Larrère et Larrère, 1997 ; Morin, 2008 ; Burbage, 2013) et il ne semble pas que mes travaux modifient en profondeur ce cadre. En revanche, ils apportent un regard particulier, c'est-à-dire avec une approche spécifique et un objet précis, qui permet de discuter les éléments constitutifs de ce cadre : notions, outils, épistémologies, etc. Ils le mettent à l'épreuve d'un système, d'un terrain et d'un angle particuliers.

L'objectif de cette partie n'est pas de produire une exégèse des relations natures/sociétés, ce qui dépasse le cadre de ce manuscrit et de mes compétences, mais de définir le cadre général de mes activités afin de comprendre, dans la suite du texte, en quoi celles-ci alimentent le développement de la réflexion collective par la fourniture d'arguments et d'exemples. Il s'agit également de présenter l'objet de mes activités de recherches sous l'angle des enjeux sociaux et des connaissances scientifiques associées.

1. Les relations natures/sociétés

1.1. Pourquoi s'intéresser aux relations entre les sociétés et les composantes du système Terre ?

Avant de poser les bases conceptuelles de la nature du couple natures/sociétés, il convient de rappeler brièvement quelques éléments en ce qui concerne les raisons de l'intérêt déclaré des scientifiques pour cette relation. De fait, la Terre est constituée de plusieurs composantes (atmosphère, lithosphère, biosphère, etc.) dont la structure et le fonctionnement composent une partie du cadre de vie des sociétés que ce soit dans leurs dimensions matérielles ou idéelles. La raideur des pentes, les conditions climatiques, le débit d'un fleuve, la fertilité d'un sol, l'abondance en espèces comestibles, la valeur religieuse d'une forêt, la valeur esthétique d'un paysage sont autant d'exemples d'éléments d'intérêts pour la société.

Les activités humaines affectent ces composantes dans leur structure et dans leur fonctionnement. Cette influence est depuis longtemps l'objet d'observations, d'inquiétudes et d'appels à l'action. Elle varie dans le temps et l'espace selon des critères démographiques, techniques, culturels, politiques, etc. La synthèse réalisée en 2005 dans le cadre du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) donne une vision globale de cette influence notamment, mais pas exclusivement, sur la biosphère (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Elle souligne que, d'une part, depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale, les humains ont modifié les écosystèmes de manière plus rapide que dans toute l'histoire de l'humanité afin de satisfaire une demande en matière d'énergie, de nourriture, d'eau douce, de bois de construction, de fibre, de biens divers, etc., et que, d'autre part, il est attendu que cette dégradation des services d'origine écosystémique s'accentue dans les décennies à venir. Les modifications d'origine humaine ne se limitent pas à la biosphère ou à certains compartiments de l'hydrosphère et possèdent une ampleur sans précédent ; c'est le sens de la proposition, qui a émergé dans les années 2000, de définir une nouvelle ère géologique nommée anthropocène.

En retour, les composantes du système Terre possèdent une organisation spatiale et un fonctionnement qui affectent significativement le développement et le fonctionnement des sociétés par exemple en matière de l'exposition aux aléas, de productivité biologique, de potentiel hydrologique, etc. Ainsi, ces composantes sont structurées par des processus biophysiques naturels mais elles font aussi l'objet de loi, de pratiques, de perceptions… Les réglementations, les politiques publiques, les conflits, les appréciations, les usages, les appropriations, etc. des éléments de ces composantes sont variables dans le temps et dans l'espace et leur analyse révèle des enjeux sociopolitiques significatifs. Ainsi, le MEA indique que la modification historique des écosystèmes a substantiellement accru le niveau global du bien-être humain et le développement économique, mais que cet accroissement a été réalisé au prix « d'une dégradation de nombreux services d'origine écosystémique, de risques accrus de manifestation de changements non linéaires, et de l'accentuation de la pauvreté pour certaines catégories de personnes » (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Toujours selon le MEA, afin de limiter cette dégradation et de continuer à bénéficier des services rendus il conviendrait de mettre œuvre des changements sociopolitiques profonds qui actuellement ne s'amorcent pas.

Enfin, si l'analyse des relations natures/sociétés relève évidemment d'une démarche avec des implications opérationnelles directes (ex. gérer des ressources), comprendre la façon dont les sociétés étudient, traitent, considèrent, gèrent les milieux renseigne également sur la nature et l'évolution de ces sociétés.

1.2. Comment conceptualiser ces relations ?

Les relations natures/sociétés sont nombreuses et structurantes pour les deux parties[2]. De fait, de nombreux travaux en écologie, en géographie, en philosophie, en anthropologie, en sociologie, etc., ont cherché à donner un cadre conceptuel aux liens qui unissent les sociétés et les phénomènes naturels. Envisager la question sous l'angle d'une relation entre deux parties s'inscrit clairement dans une pensée de tradition occidentale caractérisée par un Grand Partage constitutif du projet moderne. Le fait que la modernité soit fondée sur le principe d'une séparation entre les objets de nature et les faits sociaux a fait l'objet de nombreuses discussions. Ainsi, le caractère illusoire de cette vision dualiste a été souligné par l'existence d'hybrides ou de quasi-objets entre deux pôles finalement théoriques (Serres, 1990 ; Latour, 1991 ; Larrère et Larrère, 2015) et son caractère relatif au contexte culturel a été démontré par des travaux en anthropologie, en philosophie et en géographie (Berque, 1986 ; Descola, 2005).

De fait, si la langue française est riche en couples théoriquement antithétiques (nature/culture, naturel/artificiel, sauvage/maitrisé, écosystème/sociosystème, etc.), elle est également prolixe en termes illustrant plus explicitement l'interdépendance des deux domaines (Tableau 1). La popularité de termes comme « anthropocène » ou « service écosystémique » illustre le développement de ces derniers autant dans les sciences naturelles que dans les sciences humaines et sociales. Ces termes peuvent être d'usage courant et polysémique (ex. paysage, environnement) ou d'usage plus restreint à la communauté scientifique ou opérationnelle (ex. anthroposystème, milieu, médiance, géosystème, anthropisation, humanisation). Ils expriment soit une relation (relativement univoque) d'un domaine vers l'autre (ex. ressource, contrainte, impact, gestion, justice environnementale) soit une interaction plus complexe (anthroposystème, coévolution, socioécosystème,

[2] Larrère et Larrère (2015) rappellent à juste titre qu'il s'agit plutôt d'un trio natures/sociétés/individus

durabilité, trajection) (Harden, 2012). La sphère de la gestion et de l'aménagement de territoire possède également tout un vocabulaire qui traduit l'interpénétration des systèmes écologiques et sociaux : gestion intégrée, développement durable, cogestion, gestion adaptative, etc.

Tableau 1 : exemples de termes servant à articuler natures et sociétés (les mots en gras indiquent la nature de l'articulation induite par chaque terme). Chaque terme a fait, et fait encore parfois, l'objet de débats qui ne sont pas reproduits ici.

Terme	Définition, commentaires
Anthropocène	Ère géologique suivant l'Holocène et caractérisée par une **influence** majeure des humains sur le système Terre. Au-delà des débats sur la pertinence scientifique de sa définition, ce concept est souvent considéré comme une façon de s'interroger sur le rôle des humains au sein du système Terre en soulignant le haut niveau d'**interdépendance** et donc de redéfinir les enjeux philosophiques et politiques des relations natures/sociétés. C'est aussi une façon particulière de présenter les enjeux environnementaux en généralisant la responsabilité à l'ensemble de l'humanité en gommant les différences internes
Anthroposystème	Entité structurelle et fonctionnelle prenant en compte les **interactions** sociétés-milieux, et intégrant sur un même espace un ou des sous-systèmes naturels et un ou des sous-systèmes sociaux, l'ensemble **co-évoluant** dans la longue durée
Écosystème	Ensemble d'êtres vivants (animaux et végétaux) et de composantes physiques et chimiques qui **agissent** plus ou moins étroitement les uns sur les autres
Environnement	Ensemble des **conditions** naturelles (physiques, chimiques et biologiques) et culturelles (sociologiques) **dans lesquelles** les organismes vivants se développent (en particulier les humains). Il s'agit donc d'éléments extérieurs à un individu qui ont une **influence** sur lui et qu'il est susceptible de percevoir, de modifier, de s'approprier, etc. En suivant cette définition, certains auteurs soulignent la proximité avec le concept de « milieu ». Mais le terme est particulièrement polysémique et il recouvre aussi, notamment dans le domaine des politiques publiques, des éléments généralement moins associés aux objets de nature (comme les déchets, les emballages, etc.). Il peut également être appréhendé comme une forme de **problématisation** du rapport d'une société aux objets de nature
Géosystème	Système reposant sur des **échanges** de matière et d'énergie entre substrat, sol, eau, masses d'air et communautés d'êtres vivants, hommes compris
Médiance / Trajection	**Rapport dynamique** entre le corps animal individuel et son milieu éco-techno-symbolique / Mouvement de la mise en forme du monde dans **l'appropriation** réciproque d'un peuple et d'un pays, de l'humanité et de la Terre. Ces concepts, d'usage peu courant en dehors de la géographie, utilisent explicitement une perspective phénoménologique de la relation natures/sociétés
Milieu	Ensemble cohérent de **conditions** physiques, chimiques, biologiques, sociales et particulières qui **régissent ou influencent** la vie des êtres qui s'y trouvent confrontés. Par extension, il s'agit donc des conditions extérieures susceptibles d'agir sur le fonctionnement d'un individu. Ce sont des éléments qualifiés de naturels (on parle aussi de milieu physique : l'eau, l'air…) mais pas seulement
Nature	Résultat (matériel et idéel) du processus de **traduction** par la société des données des systèmes biologiques et physiques. Elle est donc double, car c'est (1) un ensemble d'objets, de choses matérielles qui obéissent à des lois. Ainsi est naturel ce qui se **produit** spontanément, sans intervention de l'homme. En suivant cette définition, il est théoriquement possible d'attribuer un degré de naturalité aux objets de nature le long d'un gradient marqué par l'impact de l'homme. Mais (2) c'est aussi tout le résultat d'un **travail intellectuel** de discernement, de sélection et de traduction de cette matérialité.
Paysage	Partie de territoire telle que **perçue** par les populations, dont le caractère résulte de l'**action** de facteurs naturels et/ou sociaux et de leurs **interrelations**. Certaines approches disciplinaires, notamment en écologie, utilisent le terme de paysage dans une acception moins idéelle et plus matérielle en le définissant comme une portion de territoire hétérogène, composée d'ensembles d'écosystèmes en **interaction**. Dans ce sens, il est proche de la notion d'écocomplexe
Socioécosystème	Ensemble d'éléments physiques naturels (sols, roches, organismes vivants), de **produits** des activités humaines (nourriture, argent, etc.) ainsi que des formes **d'interactions** écologiques et/ou socio-économiques entre les deux et entre les humains. Associé à la notion de **cogestion** adaptative, ce concept a été progressivement enrichi par des apports sur la dimension sociale du système
Territoire	Agencement des ressources matérielles et symboliques capables de structurer les **conditions** pratiques de l'existence d'un individu ou d'un collectif social et **d'informer** en retour cet individu et ce collectif sur la propre identité. Il existe en parallèle de cette définition basée sur des logiques **d'appropriation** et de **fonctionnalité**, une définition qui met en avant la dimension institutionnelle du territoire (maille de gestion de l'espace).

Sources : www.lerobert.com ; www.hypergeo.eu ; www.coe.int/web/landscape ; www.universalis.fr ; Blandin et Lamotte, 1985 ; Berque, 1986 ; Forman et Godron, 1986 ; Deverre, 1998 ; Bertrand et Bertrand, 2002 ; Lévy et Lussault, 2003 ; Rodary, 2003 ; Da Lage *et al.*, 2005 ; Brunet, 2006 ; Vernier, 2011 ; Burbage, 2013 ; Mathevet et Bousquet, 2014 ; Bourg et Papaux, 2015

Que ce soit dans les faits ou dans le discours, ces termes traduisent tous le caractère dialectique des relations dans la mesure où les pratiques sociales influencent significativement la structure et le fonctionnement des écosystèmes qui jouent un rôle non négligeable dans l'organisation sociale, politique, culturelle, etc. des sociétés. Ce caractère est souvent implicitement contenu dans la dimension systémique des termes puisqu'il s'agit d'éléments en interactions (Figure 4). Cependant, si les représentations schématiques systémiques laissent à penser que la séparation artificielle des composants naturels et sociaux est combattue par ces termes d'essence systémique, il convient probablement de modérer ce propos en constatant que la majorité des pratiques scientifiques peine encore à intégrer toutes les implications de l'hybridation entre les composantes du couple.

Ces termes se caractérisent, d'une part, par une prise en compte variable des dimensions humaines et sociales et, d'autre part, par une acception et une utilisation variables. Par exemple, la référence aux activités humaines et sociales est présente de la définition initiale de l'écosystème, mais plutôt implicite dans son usage postérieur, elle est explicite et se concentre dans la notion d'impact dans le géosystème et elle repose sur une analyse fine des rapports sociaux et institutionnels dans la version du socioécosystème amendée par E. Ostrom. Enfin, la définition précise et l'utilisation scientifique (cadre analytique, simple référence disciplinaire, etc.) de ces concepts sont sensiblement variables dans le temps (ex. écosystème ou socioécosystème) ou selon les auteurs.

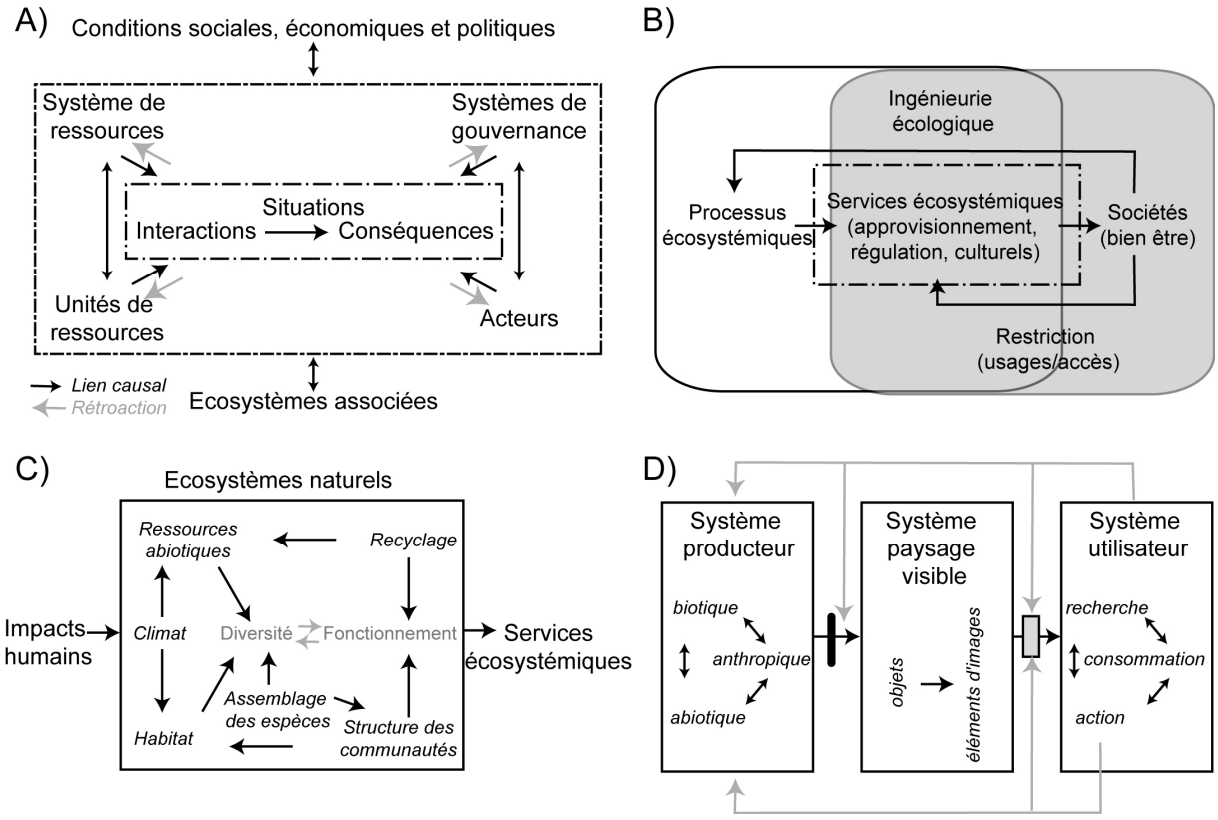


Figure 4. Exemples de représentations graphiques illustrant les relations natures/sociétés de façons différentes, chacune détaillant plus certains groupes de relations en fonction de l'objectif de l'auteur : A) une approche centrée sur les questions l'appropriation sociale des milieux comme ressource dans Ostrom (2010) B) une approche mobilisant la notion de services écosystémiques présentée sur le site de la *Resilience Alliance* (http://rs.resalliance.org) C) une approche centrée les écosystèmes dans Gravel *et al.* (2010) et D) une approche centrée sur la notion de paysage dans Brossard et Wieber (1984 ; disponible sur www.lmg.ulg.ac.be).

Je considère, dans ce texte, et de façon provisoire, que le terme « nature » correspond à un ensemble de structures et les processus physiques, chimiques et biologiques qui existent au sein du système Terre et qui font l'objet de processus de traduction par les sociétés. Cette définition reconnaît l'existence de deux dimensions, une matérielle et une idéelle, et de multiples façons pour ces structures et ces processus d'exister et d'être traduits (d'où le « s » dans l'expression natures/sociétés.

Pour conclure, il me semble que la diversité des concepts ne doit pas se révéler contreproductive. Un concept est une façon de représenter un objet d'intérêt qui recèle nécessairement une part de simplification et des imperfections. Son évaluation porte donc autant sur son utilité que sur sa véracité. *In fine*, Larrère et Larrère (2015) concluent que la vision dualiste du système de pensée moderne et occidental n'est pas nécessairement un problème, du moins dans sa fonction analytique et dans la mesure que sa dimension construite est assumée. Pour ces derniers, passer du dualisme au monisme ne représente pas une solution miracle ; par exemple, cela ne permet pas nécessairement de proposer une façon de penser le rôle spécifique des humains dans les questions d'environnement[3]. De fait, depuis la proposition de la notion d'écosystème, le cadre conceptuel de représentation systémique des relations natures/sociétés a été significativement enrichi par une prise en considération plus fine des liens et des articulations entre sphères sociales et naturelles. Mais l'utilité de la production de nouveau concept pour complexifier la prise en compte des dimensions sociales dépend en grande partie de leur réelle appropriation et, actuellement, la marge de progrès réside probablement surtout dans la façon d'intégrer effectivement cet enrichissement conceptuel dans les pratiques scientifiques et opérationnelles : comment étudier un milieu qui est un ensemble d'objets et des relations ? Qu'implique la reconnaissance du caractère hybride d'un objet dans sa gestion ? Comment assumer méthodologiquement l'impossible purification des structures et processus biophysiques ? Affirmer travailler sur des anthroposystèmes (ou des socioécosystèmes) ne suffit pas, il faut en tirer les conséquences épistémologiques et pratiques. Ce travail d'intégration est rendu possible par des cadres épistémologiques auxquels la géographie a déjà (et peut encore) contribuer, et sur lesquels je reviendrai dans la deuxième partie et la dernière partie de ce manuscrit (cf. p. - 195 -).

2. Les hydrosystèmes fluviaux

2.1. Définition et caractéristiques des hydrosystèmes fluviaux

Le concept d'hydrosystème fluvial illustre le développement de concepts issus de démarches systémiques appliquées aux recherches sur l'environnement depuis les années 1950. Plus spécifiquement, il est le fruit de travaux scientifiques menés par des équipes interdisciplinaires au sein des bassins versants et des plaines alluviales entre les années 1960 et 1980. Dans la sphère francophone, c'est la parution de l'ouvrage « hydrosystèmes fluviaux » qui donne une visibilité scientifique et opérationnelle au terme en synthétisant plus de 30 années de recherches (Amoros et Petts, 1993). Cet ouvrage est le fruit de plusieurs années de recherches interdisciplinaires menées notamment sur le Rhône (et certains

[3] Par exemple, sur cette question du rôle des humains, Guille-Escuret (2014) invite plus à bien distinguer la place évolutive et la place fonctionnelle de l'espèce humaine qu'à rompre avec la vision dualiste des sciences modernes occidentales.

affluents) et formalisées en partie dans le cadre d'un programme PIREN (Roux, 1982 ; Pautou et Bravard, 1982 ; Bravard *et al*., 1986[4]). Il bénéficie également des apports scientifiques d'autres travaux nationaux (ex. Carbiener, 1970 ; Décamps *et al*., 1988) et internationaux (ex. Ward et Standford, 1979 ; Frissel *et al*., 1986). En effet, parallèlement à la formalisation de ce concept, les recherches menées internationalement sur les milieux aquatiques proposent depuis les années 1970 des cadres conceptuels proches (à défaut du terme) avec :

- la conjonction des dimensions fonctionnelles longitudinale (ex. le lien amont/aval dans Hynes, 1970 ; le *fluvial system* dans Chorley, 1962 et Schumm, 1977 ; le *River Continum Concept* dans Vannote *et al*., 1980 et Statzner et Higler, 1985), latérale (ex. *flood pulse concept* dans Junk *et al*., 1989) et verticale (ex. Stanford et Ward, 1992),
- le caractère emboité des objets constitutifs de l'hydrosystème avec une asymétrie de contrôle des échelles supérieures (ex. Allen et Star, 1982 ; Frissel *et al*., 1986) (Figure 5A),
- le rôle des impacts anthropiques (ex. Ward et Stanford, 1979), etc.

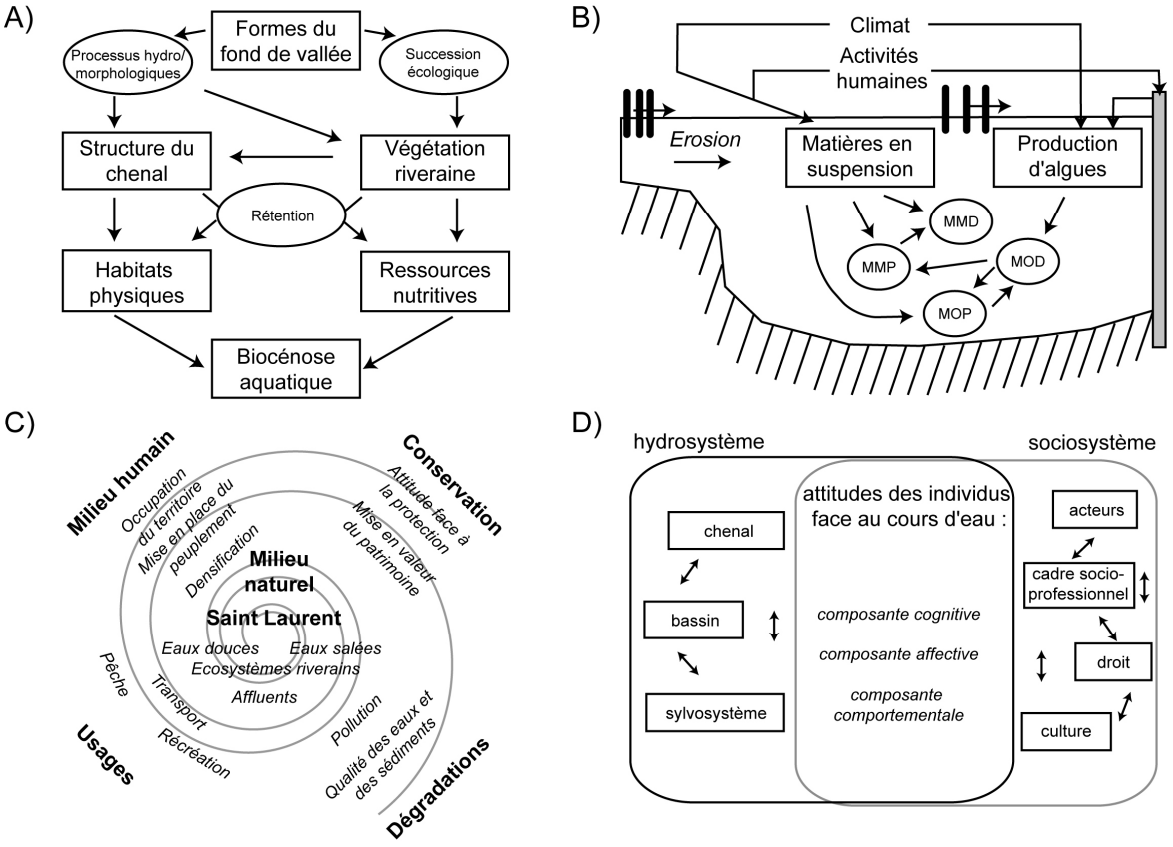


Figure 5. Exemple de représentation des hydrosystèmes fluviaux, A) dans une perspective uniquement biophysique sans intégration des activités humaines (Gregory *et al*., 1991) B) dans une perspective géosystémique emblématique des travaux des groupes PIREN avec intégration des activités humaines limitées aux impacts (ici représentant la dynamique des matières en suspension dans un tronçon du Lot ; Décamps *et al*., 1979), C) dans une perspective anthroposystémique (ici dans le but d'identifier les éléments constitutifs à figurer dans un atlas du Saint Laurent ; Raveneau, 1992) D) dans une perspective anthroposystémique plus explicite que C) (ici sur la place du bois mort dans les hydrosystèmes ; Le Lay, 2007).

[4] J.P. Bravard a retracé la genèse de l'hydrosystème dans le cadre d'une conférence dont le compte rendu est disponible sur https://reseaup10.u-paris10.fr/carnets-de-bord/seminaire-hydrosystemes-et-hydropolitiques/

Initialement, l'hydrosystème est proposé comme un écocomplexe, au sens de Blandin et Lamotte (1985), puisqu'il s'agit d'un ensemble d'écosystèmes interactifs résultant d'une histoire naturelle et humaine. Les inférences humaines dans la dynamique du système sont ainsi explicitement prises en compte comme cela apparaît clairement dans le livre de 1993 et des autres travaux d'autres PIREN (Figure 5B). Si la notion d'écocomplexe est retenue dans le livre, il est possible très clairement d'y voir des similitudes (voir des influences) avec le paysage des écologues du paysage (Forman et Godron, 1986) et le géosystème des géographes (Bertrand et Bertrand, 2002). En effet, la perspective du concept initial est clairement naturaliste et les activités humaines y sont essentiellement considérées sous l'angle de l'impact de celles-ci. Les travaux menés depuis 30 ans amènent aujourd'hui à considérer l'hydrosystème comme un type particulier d'anthroposystème ou de socioécosystème (Figure 5C et D). En effet, la structure et le fonctionnement d'un hydrosystème suivent des trajectoires temporelles complexes résultant de la combinaison des phénomènes hydromorphologiques, des processus biogéochimiques et des activités humaines (Amoros et Petts, 1993 ; Malanson, 1993 ; Stanford *et al*., 1996 ; Ward *et al*., 2002 ; Naiman *et al*., 2005 ; Lespez, 2012a ; van Staveren et van Tatenhove, 2016). Cette combinaison implique des interactions nombreuses, de diverses natures et d'amplitudes variables entre les composantes (ex. Bravard *et al*., 1986 ; Valette, 2002 ; Lespez, 2012b ; Webb, 2014 ; Carcaud, 2016). De plus, la nature de l'interaction entre les sociétés et les processus biophysiques au sein de l'hydrosystème dépasse largement celle d'un simple agent impactant puisqu'elle intègre également des dimensions affectives, culturelles, politiques, etc., comme en témoigne, ne serait-ce que pour la géographie et de façon non exhaustive, les travaux de Bethemont (1972), de Le Lay *et al*. (2008), de Blanchon (2009), de Barraud (2009), de Linton et Budds (2013) ou de Magilligan *et al.* (2017). Ainsi, dans la décennie 1990, la composante écosystémique de l'hydrosystème a-t-elle été complétée par une composante sociosystémique au sens de Lapierre (1992). De fait, fleurissent les dénominations combinant plus explicitement les sphères biophysiques et sociales que le terme « hydrosystème » : système socio-hydrologique (Di Baldassarre *et al*., 2013), approche socio-géomorphologique (Ashmore, 2015) ou cycle hydro-social (Linton et Budds, 2013).

2.2. Enjeux sociaux liés à la connaissance et à la gestion des hydrosystèmes fluviaux

Considérer les hydrosystèmes comme des socioécosystèmes offre un cadre de réflexion pour penser les enjeux sociaux liés à la compréhension de leur structure et leur fonctionnement. Concrètement, cela implique d'assumer la coévolution, et donc la co-construction, des sous-systèmes sociaux et biophysiques.

Les hydrosystèmes font partie des milieux dont les écosystèmes sont les plus significativement modifiés par les activités humaines qui, par l'aménagement de ces systèmes et l'exploitation de certaines ressources, affectent, en retour, la fourniture de services associés (National Research Council, 2002 ; Wohl, 2004 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005), et ce avec une épaisseur temporelle importante (Bravard, 1987 ; Lespez, 2012b ; Carcaud, 2016). Mais la multiplicité des formes de relations entre les individus, les groupes d'individus et les composantes biophysiques des hydrosystèmes englobe la relation impact/ressource dans un écheveau plus large de liens multiples.

De fait, l'eau structure de façon à la fois matérielle et idéelle les hydrosystèmes et elle possède des dimensions sociales fortes qui se manifestent, par exemple, par des processus politiques (ex. Bouleau, 2009 ; Blanchon, 2009) ou patrimoniaux (ex. Ghiotti, 2009 ; Barraud,

2009). La quantité et la diversité des dispositions juridiques relatives aux hydrosystèmes illustrent également la multitude des enjeux sociaux associés aux hydrosystèmes, aussi bien au niveau européen (directives oiseaux, nitrates, habitats, eau, inondation, etc.) que français (lois sur l'eau de 1964, de 1992, de 2006 pour ne prendre que les plus récentes).

Enfin, ces relations et la perception des enjeux associés changent dans le temps et dans l'espace (Derex, 2006 ; Le Lay, 2007). Par exemple, dans les pays anciennement industrialisés, l'émergence successive de politiques d'aménagement reposant sur des paradigmes différents a ainsi déjà été mise en évidence (Wasson, 1992 ; Piégay et Stroffek, 2000 ; Wohl, 2004 ; Rode, 2010 ; Germaine et Barraud, 2013a). En effet, au cours du 20e siècle, la volonté de s'inscrire dans une modernité écologique, c'est-à-dire une forme de modernité qui prenne en compte de la dimension écologique du développement des sociétés, a bousculé le paradigme techniciste en remettant en cause certains de ses fondements. Le recours accru aux approches intégrées, aux travaux de restauration écologique ou à des pratiques conservatoires des espèces aquatiques illustre ce changement. Ainsi, parmi les diverses relations qui structurent les hydrosystèmes, la mise en œuvre de pratiques de gestion et d'aménagement est une forme de relation importante. Elle affecte significativement le fonctionnement des milieux et des groupes sociaux, elle témoigne de l'état et de la dynamique de ces relations et elle mobilise un volume important de ressources financières et culturelles.

3. La végétation riveraine des cours d'eau

3.1. Diversité des dénominations et points communs

En français, les termes pour dénommer la végétation des bords de cours d'eau sont nombreux : ripisylve, forêt alluviale, boisement riverain, boisement de berge, forêt d'inondation, forêt-galerie, galerie forestière, alignement rivulaire, cordon riparien, etc. (Pautou *et al*., 2003 ; Da Lage *et al*., 2005). De fait, il existe parfois une ambiguïté, mais qui semble plus entretenue par une présentation trop vague de l'objet et du contexte d'étude, notamment entre les formations linéaires et les unités de superficie plus importante que par des différences fondamentales (Pautou *et al*., 2003 ; Dufour, 2005).

La profusion de dénominations, la difficulté de s'accorder sur une définition et la diversité des réalités régionales n'est pas l'apanage du français (Malanson, 1993). En anglais, Fischer *et al.* (2001) n'observent pas de définition unanimement acceptée des zones ripicoles et ils dénombrent, dans les revues scientifiques, près de 36 termes différents pour la végétation adjacente à un système aquatique. Dans la synthèse publiée en 2002 par le *National Research Council*, la définition retenue des zones riveraines est « *Transitional between terrestrial and aquatic ecosystems and are distinguished by gradients in biophysical conditions, ecological processes, and biota. They are areas through which surface and subsurface hydrology connect water bodies with their adjacent uplands. They include those portions of terrestrial ecosystems that significantly influence exchanges of energy and matter with aquatic ecosystems (i.e., a zone of influence). Riparian areas are adjacent to perennial, intermittent, and ephemeral streams, lakes, and estuarine–marine shorelines* » (National Research Council, 2002). Cette définition utilise une entrée fonctionnelle et présente un fort niveau de généricité. Elle est également reprise dans un livre de synthèse sur la végétation riveraine paru en 2005 où Naiman *et al*. identifient la zone riveraine comment « l'espace de transition semi-terrestre régulièrement influencée par les eaux douces qui s'étend généralement depuis la zone en eau jusqu'à la limite des communautés de versant ».

Dans le cas des cours d'eau, la végétation présente dans cette zone riveraine est composée de formations végétales significativement influencées, en conditions naturelles, par des conditions hydrosédimentaires locales spécifiques : présence d'une nappe proche, inondation par débordement du chenal, etc. Ces unités végétales colonisent les dépôts alluvionnaires du fond de vallée (berge, bancs, etc.), ou plus rarement la partie basse de dépôts colluvionaires dans certains contextes topographiques particuliers, et elles sont en relation avec des compartiments aquatiques de l'hydrosystème. Cette relation se concrétise par des flux (eau, sédiments, matière organique, nutriments, matériel biologique) qui créent des conditions de milieux et de croissance particulières pour la végétation : libération de substrat, forte humidité de l'air et du sol, entrées régulières de nutriments lors des crues, etc. (Pautou, 1984 ; Lugo *et al.*, 1990 ; Hughes, 1997 ; Schnitzler, 1997 ; Pautou *et al.*, 2003). Ces conditions particulières se traduisent par une différence sensible entre la végétation riveraine des cours d'eau et la végétation environnante, que ce soit sur un plan physionomique, floristique ou faunistique (Da Lage *et al.*, 2005).

En domaine bioclimatique tempéré, ces formations sont naturellement pluristratifiées avec une strate haute arborée d'espèces adaptées. Lorsque les formes fluviales sont régulièrement reconfigurées par les crues, ces formations font l'objet d'une régression vers des stades pionniers ; la présence et la proportion des différents stades dépendant du régime de perturbation lié à la dynamique fluviale.

3.2. Enjeux de connaissance

Les formations végétales sont une composante importante des hydrosystèmes au sein desquels elles assurent un certain nombre de fonctions (Johnson *et al.*, 1985 ; Malanson, 1993 ; National Research Council, 2002 ; Piégay *et al.*, 2003a ; Naiman *et al.*, 2005 ; Schnitzler-Lenoble, 2007). De fait, la considération de ces éléments comme un objet spécifique de gestion, de conservation et de restauration semble prendre de l'ampleur depuis les années 1980, par exemple, en Europe (Yon et Tendron, 1981), aux USA (Knopf *et al.*, 1988) ou en Australie (Lovett et Price, 1999).

a. Des fonctions biophysiques reconnues et des usages variés

La présence de végétation le long d'un cours d'eau et dans le fond de vallée affecte significativement le fonctionnement physique, chimique et biologique de l'hydrosystème et donc la nature et l'intensité des services écosystémiques associées :

- sur le plan physique, la végétation riveraine des cours d'eau modifie les conditions d'écoulement et donc les processus sédimentaires (Gurnell et Gregory, 1995 ; Tabacchi *et al.*, 1998 ; Piégay *et al.*, 2003b ; Corenblit *et al.*, 2007 ; Gurnell, 2014). Du point de vue morphologique, cette influence est suffisamment structurante pour induire, dans certains contextes, une métamorphose fluviale (Tal *et al.*, 2004).
- sur le plan chimique, à l'instar de la plupart des zones humides, les ripisylves influencent les cycles biogéochimiques des systèmes fluviaux. Leur effet tampon est mis à profit pour améliorer la qualité de l'eau dans les bassins agricoles concernés par des pollutions diffuses (essentiellement nitrate et phosphate) (Pinay et Clément, 2003 ; Ruffinoni *et al.*, 2003 ; Mander *et al.*, 2005).
- sur le plan biologique, la végétation riveraine des cours d'eau présente une forte richesse végétale intrinsèque (Tabacchi, 1992 ; Pautou *et al.*, 1997 ; Cornier, 2002 ; Naiman *et al.*, 2005 ; Schnitzler-Lenoble, 2007) et elle accroît significativement la

diversité à l'échelle du bassin versant et à l'échelle régionale (Naiman *et al*., 1993 ; Jobin *et al*., 2004 ; Sabo *et al*., 2005). Cet accroissement est également lié aux fonctions d'habitat et de corridor qu'elle assume pour les espèces animales (Décamps *et al*., 1987 ; Rosenberg *et al*., 1997 ; Frochot *et al*., 2003 ; Seymour et Simmons, 2008 ; Schnitzler-Lenoble, 2007 ; Roshan *et al*., 2017) et ce malgré leur relative petite superficie (Knopf *et al*., 1988 ; National Research Council, 2002). De plus, la présence de végétation en berge affecte significativement les écosystèmes aquatiques : production de matière organique et de bois flotté, modification des conditions microclimatiques (luminosité, température), etc. (Beschta *et al*., 1987 ; Maridet, 1994 ; Hill *et al*., 2001 ; Miura et Urabe, 2015 ; Ferreira *et al*., 2016 ; Astudillo *et al*., 2016 ; Sievers *et al*., 2017). Sa restauration est ainsi considérée comme un moyen d'atténuation de l'effet des changements climatiques sur les populations aquatiques (Justice *et al*., 2017).

Au-delà de ces rôles physiques, chimiques et biologiques et des services associés, la végétation riveraine participe à des usages directs *via* des fonctions culturelles, économiques, etc. (Gren *et al*., 1995 ; Combe, 2003). Les forêts riveraines de cours d'eau peuvent constituer un espace récréatif important notamment du fait la coprésence du couple eau/végétation qui rend le paysage encore plus attractif (Shafer et Brush, 1977). Cette appréciation est également exprimée par les propriétaires riverains qui considèrent comme plus jolies et plus naturelles les scènes où la ripisylve est présente (Shandas, 2007 ; Kenwick *et al.*, 2009 ; Flores-Díaz *et al*., 2014). Des valeurs autres qu'esthétiques ressortent également des enquêtes auprès des riverains ou des analyses coûts/bénéfices qui peuvent être réalisées (par exemple dans le cadre des programmes de restauration). Par exemple, sur un panel de 23 fonctions étudiées dans l'état de Virginie, Rosner (2009) identifie comme principales valeurs celles de la lutte contre l'érosion, la dimension pédagogique/heuristique et l'aspect récréatif. La végétation riveraine des cours d'eau peut faire l'objet d'usages nombreux de fait de leur forte richesse spécifique (Lira *et al*., 2009) et leur productivité importante (Lugo *et al*., 1990) : alimentation, produits médicinaux, combustibles, etc. Du fait de sa productivité, elle peut représenter une source de bois ou d'énergie rentable dans des contextes de tension sur les matières premières et les combustibles (Recchia *et al*., 2010).

b. Une source de contrainte, de risque et de dépréciation

Si la végétation riveraine des cours d'eau génère des aménités positives, elle est également une source de contrainte et de dépréciation. La notion de contrainte liée à cette végétation est essentiellement liée aux extrêmes hydrologiques.

Lors des étiages, la question de la consommation en eau de la ripisylve, et donc de l'accentuation du phénomène, se pose notamment dans les milieux méditerranéens et semi-arides où coïncident basses eaux, période de végétation et, potentiellement, besoins humains importants (activités touristiques, AEP, etc.). En effet, les ripisylves prélèvent des quantités très importantes d'eau, que ce soit au niveau du peuplement (Pivec, 2002 ; Lamontagne *et al*., 2005) ou d'une espèce comme le frêne (Besnard et Carlier, 1990) ou le peuplier (Flanagan *et al*., 2017). Ces derniers estiment que les prélèvements des arbres de la ripisylve de la Oldman River (Alberta, Canada) représentent en moyenne 1 % du débit du cours d'eau, avec des valeurs maximums de 5 %. Cependant, pour le frêne commun, Carlier *et al.* (1992), montrent que, lorsqu'elle pousse dans des milieux moins bien alimentés en eau (station mésoxérophile d'altitude), elle consomme des quantités d'eau beaucoup plus faibles. Le cas du frêne met en évidence le problème méthodologique de la généralisation des mesures de consommation

réalisées sur une espèce ou sur un peuplement à une autre échelle spatiale ou dans d'autres contextes hydrologiques. De fait, si la plupart des auteurs s'accordent à dire que les prélèvements de la végétation sur une nappe proche de la surface peuvent être conséquents, les avis divergent lorsque la nappe est plus profonde (Callède, 1977 ; Gonot, 1999). Ainsi, malgré des apports significatifs de connaissances nouvelles (Salemi *et al*., 2012 ; Irmak *et al*., 2013 ; Nadal-Sala *et al*., 2017), cette question demeure en grande partie un champ de recherche à approfondir.

Lors des crues, la présence de forêt en bord de chenal ou dans la plaine est souvent perçue comme un facteur d'aggravation des inondations et des impacts associés. Sur cette question, il est important de distinguer les conséquences locales et celles à l'aval (Dufour *et al*., 2003). Localement, en période de crue, une ripisylve dense peut jouer un rôle de tampon entre le chenal et la plaine d'inondation ; elle va ralentir les écoulements et filtrer la charge sédimentaire. Mais la présence de végétation et de bois mort accroît la rugosité du lit, ralentit les écoulements et augmente ainsi la fréquence des débordements. En parallèle, selon les contextes topographiques, une section de forêt inondable à l'amont est susceptible de pondérer les pics de crue à l'aval ; mais elle peut également lui fournir du bois qui va se déposer dans des sections plus rugueuses et provoquer ainsi des inondations là où elles peuvent être moins acceptables (Piégay, 2000).

Enfin, le développement de boisement en fond de vallée peut être l'objet d'une appréciation négative de la part de certains acteurs. Pour des raisons variables, qui tiennent à la valeur agronomique des terrains, à la structure spatiale des exploitations agricoles et à l'évolution de systèmes de production, les fonds de vallées sont potentiellement des milieux sensibles à cette dynamique de reboisement spontané. Cette question de la considération apportée au développement d'une succession végétale qui suit souvent un arrêt des pratiques agricoles, pastorales ou forestières n'est pas spécifique aux fonds de vallées puisque cette question de « l'enfrichement » concerne aujourd'hui une part non négligeable du territoire français et européen (Schnitzler et Génot, 2012).

3.3. La végétation riveraine des cours d'eau comme objet scientifique

a. Préambule

Évaluer l'effort scientifique porté sur un objet ou sur une thématique est toujours un exercice périlleux, car il nécessite le recours à une bibliographie très large résultant de la spécialisation progressive des activités de recherche et de l'évolution des pratiques de porter à connaissance. Ainsi, le challenge est double : pister dans des textes souvent assez généralistes des références à l'objet d'étude pour les périodes anciennes et absorber un savoir spécialisé dispersé dans une production en quantité croissante pour la période la plus récente. De fait, il est tout à fait probable que certaines références, pourtant importantes, ne soient pas mobilisées dans la présente synthèse. Il ne s'agit aucunement de la volonté de sélectionner un savoir supposé plus légitime ni d'écarter des travaux ; ces manques résultent simplement de l'incomplétude de mes connaissances et de mes recherches bibliographiques. Il s'agit donc d'une approche personnelle de la question afin de faire ressortir certaines lignes de force ; elle sera pertinemment complétée par la consultation d'ouvrages de synthèse (Malanson, 1993 ; National Research Council, 2002 ; Piégay *et al*., 2003a ; Naiman *et al*., 2005 ; Schnitzler-Lenoble, 2007). Afin de limiter ces manques autant que possible, une double approche qualitative et quantitative a été menée au sien des bases de données usuelles (Web Of Science, Cairn, etc.).

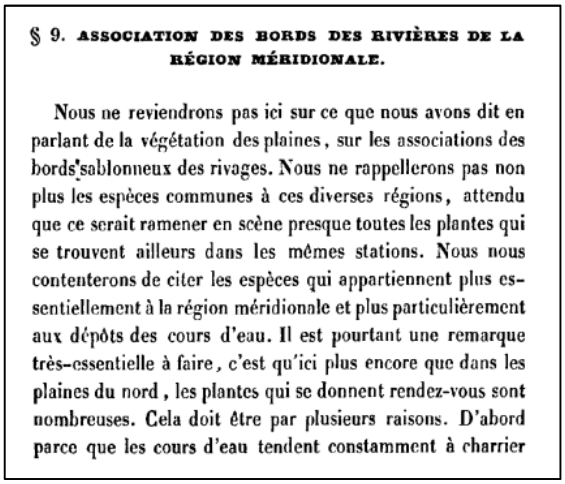
b. Des mentions anciennes

Retrouver dans des travaux anciens des mentions de la végétation riveraine des cours d'eau se heurte directement au problème de la diversité des termes employés pour désigner cet objet (cf. p. - 26 -). Par exemple, le nom ripisylve est présent au moins depuis le début du 20e puisqu'il apparaît en 1910 dans le prodrome de la flore corse de J. Briquet. Cependant, une recherche du terme « ripisylve » (ou « ripisilve ») dans les bases données donnant accès à des ouvrages et des dictionnaires anciens (ex. CNRTL, Garnier, Gallica) ne permet ni de dater ni de retracer l'origine du mot. Évidemment, l'objet existe avant le 20e siècle et certains éléments constitutifs sont dénommés dans la langue française dès le moyen âge, comme les mots « rive », « rival », « aulne », « berge » et « riverain » (en référence aux personnes), ou dès le 16e siècle (« alluvion »). Aux 19e et 20e siècles, l'adjectif « ripicole » (ou « rivicole ») semble plus fréquent (297 occurrences dans Gallica contre 27 pour ripisylve) ; il est mentionné dans la sixième édition du Dictionnaire de l'Académie française (1835-1842), mais plutôt en référence à la faune.

De même, en anglais, l'adjectif « *riparian* »apparaît en 1873 mais les noms « *alder* » (aulne) et « *bank* » (berge) sont identifiés respectivement depuis le 14e siècle et le 15e siècle et les adjectifs « *riparious* », « *riparial* » et « *ripicolous* » respectivement depuis 1656, 1846 et 1859[5].

De fait, des travaux ou des témoignages anciens existent sans le vocabulaire contemporain, que ce soit dans la littérature de voyage et d'expéditions ou dans les travaux naturalistes. Par exemple, Lewis et Clark, lors de leur expédition à travers le continent nord-américain entre 1804 et 1806, commentent l'état des saulaies rencontrées, la présence de bois dans le chenal sur certains tronçons, le rôle morphologique des castors, les usages que les Indiens font des frênes ou des saules pour le fourrage, etc. (Lewis *et al*., 2000).

De même, la végétation riveraine des cours d'eau est présente dans les traités naturalistes de l'antiquité au 19e siècle. Cela va de la simple mention, comme « Il faut des lieux humides au saule, à l'aune, au peuplier… » dans Pline l'ancien[6], à des listes floristiques plus complètes, comme chez H. Lecoq (1854) qui décrit, dans son traité de géographie botanique de l'Europe, les associations et les espèces présentes sur les bords des rivières pour chaque grand ensemble géographie (régions de montagne, régions méridionales, etc.) (Figure 6). Il consacre également cinq pages au rôle de l'eau comme dispersant de graines.



§ 9. ASSOCIATION DES BORDS DES RIVIÈRES DE LA RÉGION MÉRIDIONALE.

Nous ne reviendrons pas ici sur ce que nous avons dit en parlant de la végétation des plaines, sur les associations des bords sablonneux des rivages. Nous ne rappellerons pas non plus les espèces communes à ces diverses régions, attendu que ce serait ramener en scène presque toutes les plantes qui se trouvent ailleurs dans les mêmes stations. Nous nous contenterons de citer les espèces qui appartiennent plus essentiellement à la région méridionale et plus particulièrement aux dépôts des cours d'eau. Il est pourtant une remarque très-essentielle à faire, c'est qu'ici plus encore que dans les plaines du nord, les plantes qui se donnent rendez-vous sont nombreuses. Cela doit être par plusieurs raisons. D'abord parce que les cours d'eau tendent constamment à charrier

Figure 6. Extrait d'un ouvrage de géographie botanique du 19e siècle mentionnant explicitement la végétation alluviale (Lecoq, 1854).

[5] Source : The Oxford English Dictionnary, www.oed.com

[6] Histoire Naturelle, Livre 16, XXXI, http://remacle.org/

c. L'étude scientifique de la végétation riveraine des cours d'eau au début du 20e siècle

La végétation riveraine des cours d'eau n'échappe pas aux premiers développements de l'écologie végétale entre la fin du 19e et la Seconde Guerre mondiale. Par exemple, en 1937, H.M. Hefley publie une étude sur la plaine alluviale de la Canadian River (USA) au sein de laquelle il décrit les communautés d'insectes, mais aussi les stades de succession végétale qu'il relie aux niveaux topographiques (Figure 7). Cette étude n'est pas la première centrée sur la végétation alluviale comme en atteste, par exemple, les travaux qu'elle cite de F.B.H. Brown sur la végétation de la rivière Huron dans l'état du Michigan publiés en 1905, de H. Barclay sur la végétation pionnière du Mississippi publiés 1924, de V. Baskina et G. Friedmann sur la Kama River en Russie publiés en 1926 ou encore de S. Illichevsky sur les affluents du Dniepre en Ukraine publiés en 1933. En revanche, elle est assez emblématique de ces travaux, essentiellement descriptifs, qui vont défricher le terrain et poser les bases des développements futurs notamment en ce qui concerne la description des communautés végétales en relation avec la position topographique et les conditions abiotiques et la discussion sur les stades de succession écologique, les impacts humains et le rôle d'habitat pour les populations animales. Ainsi, la relation entre la végétation et le fonctionnement hydromorphologique du cours d'eau est assez vite établie, mais surtout dans le sens de l'influence du physique sur le biologique (Bendix et Stella, 2013).

Dans la sphère francophone, on trouve également des sections consacrées aux boisements riverains dans les études botaniques et phytoécologiques dès la première moitié du 20e siècle comme, par exemple, dans les travaux de J. Braun Blanquet sur Cévennes (Braun Blanquet, 1915) ou ceux d'E. Basse sur Madagascar (Basse, 1934).

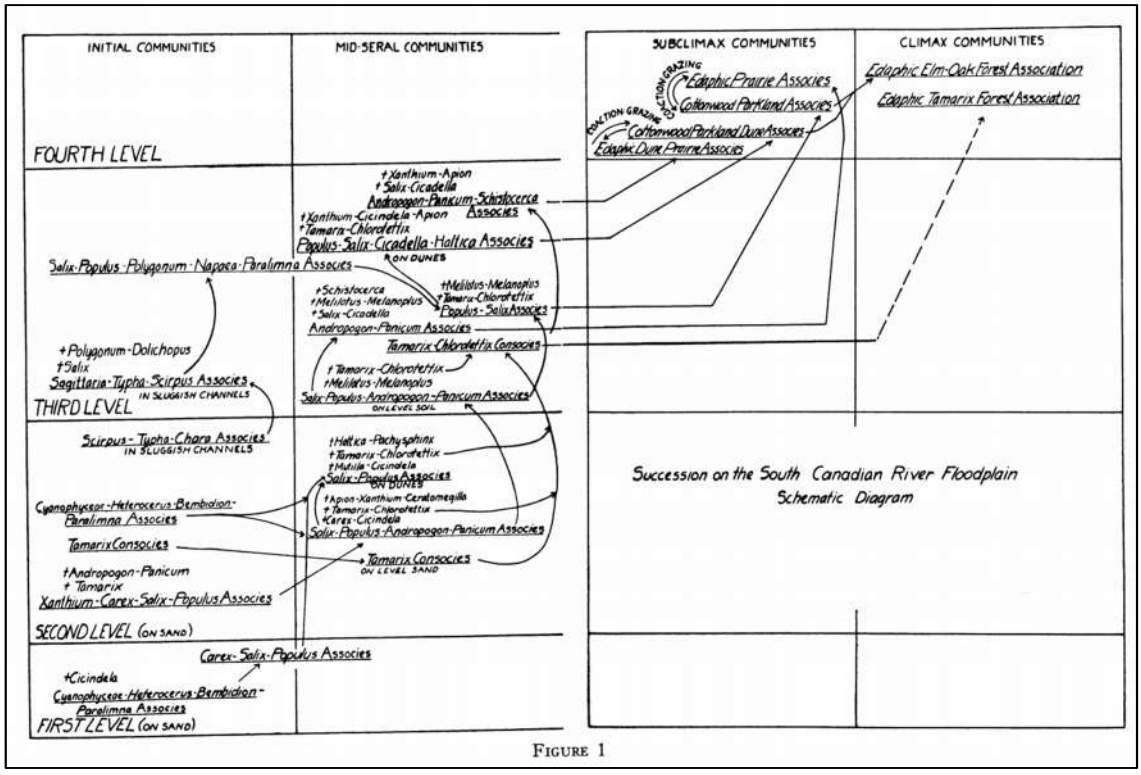


Figure 7. Description des successions écologiques des unités végétales et des communautés d'insectes associées de la plaine alluviale de la Canadian River, USA (Hefley, 1937).

La végétation est étudiée pour elle, pour l'habitat qu'elle représente, mais aussi pour les informations qu'elle révèle. Ainsi, en 1912, R.M. Harper publie une note de recherche de deux pages dans la revue *Science* issue de l'observation de cyprès le long des berges d'anciens bras morts du Mississippi dans l'Arkansas. Il n'observe pas cette espèce le long des berges actuelles. Il en conclut que les individus se sont installés le long des berges de l'ancien chenal du fait des changements de conditions induits par le recoupement du chenal. Il en conclut également la possibilité de relier l'âge des arbres à celui de la forme, approche qui depuis a été régulièrement reprise dans l'étude des hydrosystèmes (Bravard *et al*., 1989 ; Stella *et al*., 2011).

d. Développement des études depuis les années 1950 : thèmes principaux et cinétiques

Le développement d'une littérature scientifique portant sur la végétation riveraine des cours d'eau au cours des soixante dernières années est apparemment plus facile à caractériser, notamment du fait de la modification des pratiques de porter à connaissance et de l'accès à des bases de données centralisant une masse importante de la production scientifique. Cependant, d'une part, ces bases de données présentent des biais non négligeables si l'on vise une approche la plus exhaustive possible dans la mesure où une part de la production scientifique est absente pour des raisons, par exemple, de langue ou de support de publication. D'autre part, l'observation de la multiplication du nombre de publications sur un sujet donné doit intégrer les modifications profondes des pratiques scientifiques depuis la fin de Seconde Guerre mondiale, notamment en matière de massification, de diversification, de spécialisation, d'internationalisation, de transformation des modes d'acquisition et de communications. Malgré ces limites inhérentes à l'outil et l'absence d'exhaustivité du matériel pris en compte, l'exploitation des bases de données mentionnées permet d'alimenter la réflexion sur les thèmes principaux et la cinétique des études relatives à la végétation riveraine des cours d'eau.

De fait, cette section est basée sur l'analyse des publications sélectionnées par une requête dans la base de données *Web of Science* (WOS) sur la période 1900-2015 en retenant les publications contenant dans le titre les mots « *riparian* » OU « *floodplain* » ET « *vegetation* » OU « *forest* », soit un total de 1164 items publiés entre 1949 et 2014[7]. Ce choix est assez restrictif et exclu une part non négligeable d'articles susceptibles d'être pertinents, mais les autres tentatives (en passant par les mots clefs, les résumés, etc.) ont produit un bruit rendant l'analyse très difficile, voire impossible à réaliser.

d.1. Supports de publication

Majoritairement, les publications scientifiques centrées la végétation riveraine des cours d'eau parues après la Seconde Guerre mondiale ont été publiées dans des supports relevant des sciences de l'environnement avec une dominante biologique. Cependant, au sein de cet ensemble, les principaux supports se répartissent en différentes catégories de revues : écologie générale, science forestière, gestion environnementale, écologie aquatique, géoscience, géomatique, géographie, etc. (Tableau 2).

[7] La même requête dans la base de scopus donne deux fois plus de publications mais les tendances temporelles et thématiques sont identiques.

Tableau 2 : liste des principales revues indexées dans la base de données *Web Of Science* publiant des articles sur les ripisylves et les forêts alluviales (n = les 50 revues avec au moins 6 articles publiés, ce qui représente 57 % des publications).

Catégories	%	Revues	n
Écologie, sciences végétales	18	EKOLOGIA-BRATISLAVA,	36
		PLANT ECOLOGY	25
		JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE	22
		ECOLOGY	13
		AMERICAN MIDLAND NATURALIST	12
		JOURNAL OF BIOGEOGRAPHY	10
		JOURNAL OF THE TORREY BOTANICAL SOCIETY	10
		SOUTH AFRICAN JOURNAL OF BOTANY	10
		ECOSYSTEMS	9
		GLOBAL ECOLOGY AND BIOGEOGRAPHY LETTERS	9
		AUSTRAL ECOLOGY	8
		ECOLOGICAL MONOGRAPHS	8
		ECOSCIENCE	8
		NATURAL AREAS JOURNAL	7
		JOURNAL OF ECOLOGY	7
		JOURNAL OF TROPICAL ECOLOGY	7
		LANDSCAPE ECOLOGY	7
		WESTERN NORTH AMERICAN NATURALIST	7
		OECOLOGIA	6
Sciences forestières (écologie, gestion)	11	FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT	80
		REVISTA ARVORE	21
		CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH-REVUE CANADIENNE DE RECHERCHE FORESTIERE	16
		CIENCIA FLORESTAL	10
Écologie appliquée, gestion des milieux	10	ENVIRONMENTAL MANAGEMENT	19
		RESTORATION ECOLOGY	19
		ECOLOGICAL ENGINEERING	12
		ECOLOGICAL APPLICATIONS	11
		BIODIVERSITY AND CONSERVATION	10
		BIOLOGICAL CONSERVATION	10
		APPLIED VEGETATION SCIENCE	9
		JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY	7
		JOURNAL OF RANGE MANAGEMENT	7
		ECOLOGICAL INDICATORS	6
		JOURNAL OF SOIL AND WATER CONSERVATION	6
Écologie aquatique	6	WETLANDS	32
		FRESHWATER BIOLOGY	17
		ECOHYDROLOGY	11
		HYDROBIOLOGIA	9
Géosciences	4	GEOMORPHOLOGY	12
		JOURNAL OF HYDROLOGY	12
		HYDROLOGICAL PROCESSES	9
		WATER RESOURCES RESEARCH	8
		JOURNAL OF THE AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION	7
		EARTH SURFACE PROCESSES AND LANDFORMS	6
Revues interdisciplinaires	3	RIVER RESEARCH AND APPLICATIONS	27
		JOURNAL OF ARID ENVIRONMENTS	11
Géomatique	2	INTERNATIONAL JOURNAL OF REMOTE SENSING	10
		REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT	7
Géographie	1	ANNALS OF THE ASSOCIATION OF AMERICAN GEOGRAPHERS	7

La cohérence disciplinaire de ces supports masque un éclatement des lieux de publication à échelle des revues. En effet, premièrement, la revue qui accueille le plus de publications (*Forest ecology and Managment*) n'en accueille que 80 (soit moins de 7 % du total), deuxièmement, les articles ont été publiés dans 336 supports différents, ce qui représente une moyenne de 3,5 articles par support, et, troisièmement, 177 supports de publication n'accueillent qu'un seul article. Parmi les revues d'écologie, les revues à vocation appliquée sont assez fortement représentées. Enfin, les revues relevant de la géologie, de la géomatique et de la géographie sont nettement minoritaires, avec respectivement 4, 1,5 et 0,6 % des publications. Cet éclatement semble témoigner de l'absence d'un support privilégié pour les travaux sur la végétation riveraine des cours d'eau. À ma connaissance, il n'existe qu'une seule revue exclusivement consacrée à cet objet (*Riparian Ecology and Conservation*) lancée en 2013[8].

d.2. Localisation géographique des systèmes étudiés

Sur l'ensemble de la période (1949-2015), des rivières de 68 pays différents ont été étudiées. Le pourcentage des études réalisées en Amérique du Nord est de plus de 40 %. Les deux ensembles continentaux qui, ensuite, recueillent le plus d'études sont l'Europe, avec 22 %, et l'Amérique du Sud (notamment le bassin de l'Amazone), avec 12 % (Figure 8). Ce résultat est cohérent avec l'observation effectuée par Bendix et Stella (2013) sur la base d'une requête différente (sur les relations végétation riveraine/hydromorphologie). La localisation des systèmes étudiés est difficile à interpréter dans la mesure où elle semble refléter le biais inhérent à l'utilisation de base de données de type WOS (sur représentation des chercheurs nord-américains, non prise en compte de la plupart des revues nationales non anglophones, etc.). En revanche, il est intéressant de noter que malgré cette inégale répartition des systèmes étudiés, d'une part, la plupart des biomes sont représentés et, d'autre part, la surreprésentation de certaines zones n'est pas corrélée avec l'ancienneté des terrains d'étude. Ainsi, si la première publication (1949) porte sur les États-Unis, les systèmes étudiés dans les publications parues entre 1949 et 1980 sont localisés aussi bien en Amérique du Sud (Guinée Britannique), qu'en Afrique (Zambie), au Canada, en Russie et en Asie (Mongolie). La période 1981-1990 voit apparaître les systèmes européens (Allemagne, Royaume-Uni, Slovaquie, Suisse, France) mais aussi l'Australie au côté de nouveaux pays africains (Kenya, Nigeria). Enfin, les publications concernant l'Europe méditerranéenne arrivent plus tardivement, à partir des années 2000 (Stella *et al*., 2012).

La diversité des contextes bioclimatiques est représentée malgré une répartition inégale. Concernant plus spécifiquement l'étude des relations végétation / hydromorphologie, Bendix et Stella (2013) ont identifié que les biomes les plus étudiés sont les forêts tempérées, les déserts et landes semi-arides et les forêts méditerranéennes. De plus, ils observent un lien partiel entre le thème central et la zone d'étude (ex. la question de relation avec la nappe est plus étudiée dans les régions arides et semi-arides que dans les autres). Une analyse plus fine reste à faire afin de savoir si la diversité des contextes hydromorphologiques est effectivement représentée, mais l'analyse bibliographique réalisée par National Research Council (2002) pour les États-Unis laisse présager de fortes disparités : 60 % des études recensées portant sur les zones riveraines concernent soit les zones de montagne soit la zone pacifique au nord-ouest des USA.

[8] Cette revue en accès libre semble peiner à trouver une reconnaissance : aucun article en 2014, 6 articles en 2015, aucun article en 2016.

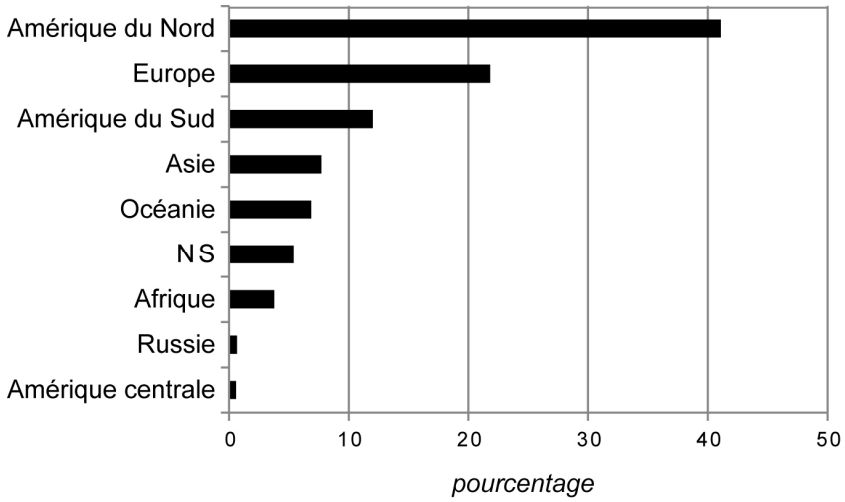


Figure 8. Localisation des hydrosystèmes fluviaux étudiés dans les références de la base de données *Web of Science* sur la période 1949-2015 (NS : non significatif).

d.3. Thèmes principaux des études publiées

Afin de faire ressortir les principaux thèmes traités dans les publications, une analyse de contenu a été réalisée sur leurs résumés (Figure 9). Cette analyse fait ressortir des mots renvoyant :

- aux autres compartiments de l'hydrosystème (*river*, *channel*, *stream*, *water*, *groundwater*, *soil*, etc.) et aux relations entre la végétation et ces compartiments (*influence*, *gradient*, *use*, *effect*, *flood*, *disturbance*, etc.),
- à la caractérisation des communautés et des individus par leur structure ou d'autres paramètres biologiques (*density*, *richness*, *composition*, *community*, *diversity*, *habitats*, *landscape*, *height*, *biomass*, *patterns*, *canopy*, *cover*, *native*, etc.),
- à la dimension dynamique des compartiments physiques ou biologiques (*change*, *regime*, *growth*, *succession*, *rate*, *establishment*, *regeneration*, etc.), et
- à la gestion (*managment*, *restoration*, *conservation*, etc.).

Figure 9. Analyse de contenu sur les résumés des articles indexés dans la base de données *Web of Science* (période 1949-2014 ; réalisé *via* Wordle ; sans les mots clefs et *species*).

Une classification de ces occurrences permet de regrouper ces travaux en trois groupes principaux : (1) les études qui portent sur la végétation comme un élément de l'hydrosystème en interaction avec les autres compartiments et comme objet d'un enjeu de gestion, plutôt à large échelle, (2) les études qui se concentrent sur les paramètres internes des unités de végétation (les espèces, la régénération, la croissance, etc.), et (3) les études qui analysent le fonctionnement de la végétation en rapport avec les conditions écologiques et biogéochimiques, notamment du sol (Figure 10).

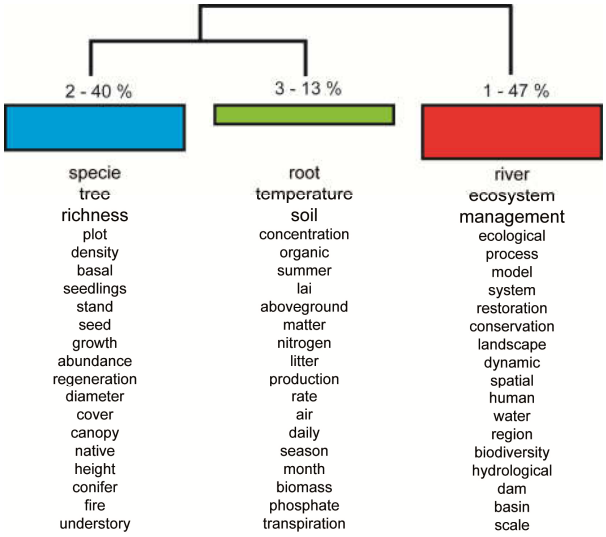


Figure 10. Classification du contenu textuel des résumés des articles indexés dans la base de données *Web of Science* (période 1949-2014 ; Classification Hiérarchique Descendante, Méthode Reinert ; réalisée *via* IRaMuTeQ ; sans les mots clefs ni les mots d'occurrence inférieure à 100).

d.4. Cinétique des publications

Une approche bibliométrique globale indique une augmentation du nombre de publications centrées sur la végétation en tant qu'objet principal à partir des années 1980 et surtout 1990 (type 1, Figure 11). Les publications sur son rôle écologique (type 3) et son fonctionnement biogéochimique (type 4) enregistrent la même cinétique alors que la prise en compte du rôle de cette végétation sur les écoulements et la morphologie du chenal semble plus tardive, c'est-à-dire à la fin des années 1990 (type 2). La même dynamique est observée pour les études portant sur la dimension écologique des zones riveraines dans une requête effectuée en 2000 dans la bibliothèque du Congrès américain (mot clef « *riparian* » ; National Research Council, 2002). Il est intéressant de noter que cette dernière met en évidence un autre phénomène : les études écologiques ne représentent que la moitié des références, l'autre moitié des références portent sur les dimensions réglementaires et légales des zones riveraines, cette production étant plus ancienne et en constante augmentation depuis le 19e siècle. Cependant, la dynamique relative de ces publications par rapport à d'autres objets de recherche est difficile à certifier compte tenu l'augmentation conjointe du nombre total de publications dans la base de données consultée, illustrée par la dynamique des publications sur les rivières en général (Figure 11). Cependant, l'augmentation brute du nombre de publications depuis les années 1980 est incontestable ; elle s'accompagne d'une forte diversité des approches.

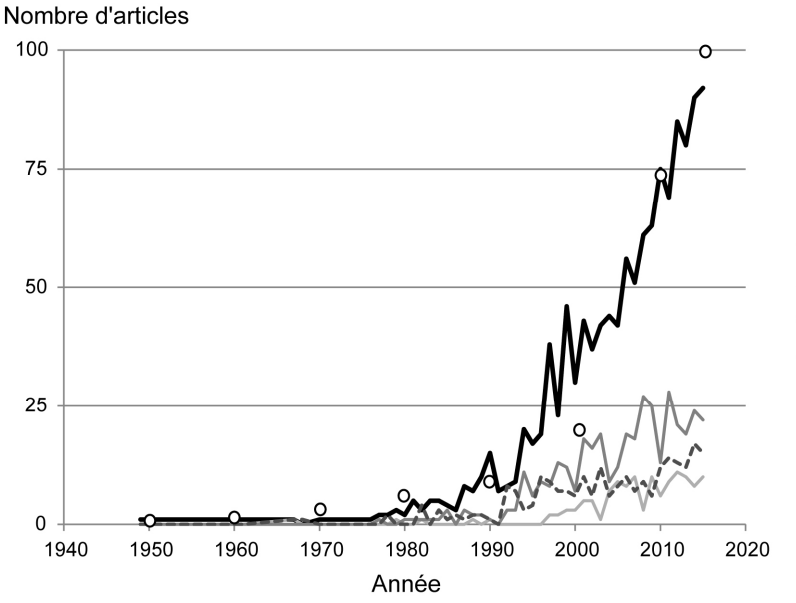


Figure 11. Évolution du nombre d'articles sur la végétation riveraine des cours d'eau dans la base de données WOS. 1 : forêts riveraines comme objet central de l'étude, 2 : rôle physique de la végétation riveraine, principalement hydraulique, mais aussi sédimentaire et microclimatique, 3 : rôle écologique en matière d'habitat, dans la chaine trophique terrestre ou aquatique, 4 : fonctionnement pédologique et biogéochimique des zones riveraines, 5 : nombre de publications en base 100 avec le mot « River » dans le titre.

Naiman *et al*. (2005) ancrent l'intérêt pour l'étude des zones riveraines, au-delà de la seule végétation, dans les travaux nord-américains des années 1960-1970 sur les interfaces entre milieux terrestres et milieux aquatiques réalisés dans les bassins versants expérimentaux de la station expérimentale de Hubbard Brook par G. Likens et H. Bormann (Likens et Bormann, 1974), dans les travaux d'écologie aquatique de H.B.N. Hynes au Canada (Hynes, 1970) et dans les travaux sur la qualité de l'eau de J.R. Karr et I. Schlosser (1978). La première grande conférence sur les milieux riverains pour le continent nord-américain a eu lieu en avril 1985 (*First North American Riparian Conference*, Tucson, Arizona) ; les actes de cette conférence rassemblent plus d'une centaine de contributions sur des thèmes variés : écologie, fonctionnement hydrologique et morphologique, faune, aspects réglementaires et institutionnels, gestion et aménagement, relations avec les activités agricoles et touristiques, etc. (Johnson *et al*., 1985). De façon explicite, les zones riveraines ont fait l'objet d'un fort investissement scientifique au sein du programme « *The Ecotone Programme* », réalisé à la fin des années 1980 sous le patronage du *Man and the Biosphere Programme* et du *International Hydrological Programme* et qui a donné lieu à la publication de l'ouvrage « *Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones* » (Décamps et Naiman, 1990).

En parallèle de ces travaux sur les zones riveraines comme zone d'interface, des études ont également été menées de façon plus spécifique sur formations végétales riveraines de cours d'eau entre les années 1950 et 1970 : Shelford (1954), Sigafoos (1961), Thompson (1961), Hack et Goodlett (1960), Everitt (1968), Bedinger (1971), Bell (1974), Johnson *et al*. (1976), etc. A cette perspective nord-américaine, il convient d'ajouter un ancrage européen de l'étude de la végétation *via* des travaux menés en Europe après la Seconde Guerre mondiale, notamment par des approches phytosociologiques et phytoécologiques (ex. Wendelberger et Wendelberger, 1957a, 1957b ; Moor, 1969 ; Carbiener, 1970 ; Pautou *et al*., 1971)[9]. Ainsi, trois volumes de la série des actes des colloques phytosociologiques ont été publiés en 1978, 1980

[9] Pour une bibliographie très détaillée des travaux européens, et notamment pour les cours d'eau alpins et périalpins, cf. Girel (2002).

et 1983 respectivement sur la végétation des prairies inondables, les forêts alluviales et la végétation aquatique et amphibie.

À partir des années 1990, ont été publiés les premières revues bibliographiques (ex. Naiman et Décamps, 1997 ; Schnitzler, 1997 ; Tabacchi *et al*., 2000 ; Bendix et Hupp, 2000) et les premiers ouvrages de synthèse (ex. Lugo *et al*., 1990 ; Malanson, 1993 ; National Research Council, 2002 ; Piégay *et al*., 2003a ; Naiman *et al*., 2005 ; Schnitzler-Lenoble, 2007).

En parallèle de cette progression quantitative, l'analyse des contenus des résumés indique une légère mobilité des thèmes principaux. Par exemple, la comparaison des périodes 1991-2000 et 2011-2014 montre, premièrement, un thème permanent d'étude, celui de l'analyse de la structure (diversité, biomasse, abondance) et de la dynamique (croissance, régénération) des communautés riveraines (Figure 12). Deuxièmement, la catégorie de la gestion est présente sur les deux périodes, mais avec un glissement depuis le rôle de la végétation comme zone tampon durant la période 1991-2000 vers les thèmes de la restauration et de la biodiversité sur la période 2011-2014. Enfin, troisièmement, le thème de la relation végétation / géomorphologie (fluvial, tronçon, méandre, géomorphologique, patron, forme, etc.) régresse et devient moins quantitativement structurant que les approches géomatiques (carte, image, classification, spectrale) et modélisatrices (modèle, simulation). Bendix et Stella (2013) observent également des évolutions sensibles avec, pour la période récente, une multiplication des approches quantitatives et d'analyses des processus, un recours plus fréquent à des approches basées sur la modélisation, une diversification des systèmes étudiés et à la prise en compte des rétroactions de la végétation sur les composantes physiques de l'hydrosystème. L'étude de végétation riveraine suit ainsi des tendances observées plus largement en biogéographie ou en écologie : un glissement de paradigme vers les aspects de dynamique, d'hétérogénéité et de trajectoire chaotique des systèmes biologiques à partir des années 1970/1980 et, méthodologiquement, l'incorporation progressive de nouvelles pratiques (comme les approches analytiques, prédictives, expérimentales ou modélisatrices) en complément de l'approche descriptive et typologique initiale (DeAngelis et Waterhouse, 1987 ; Blondel, 1995 ; Perry, 2002 ; Cowel et Parker, 2004 ; Alessa et Chapin, 2008 ; Berkes *et al*., 2008).

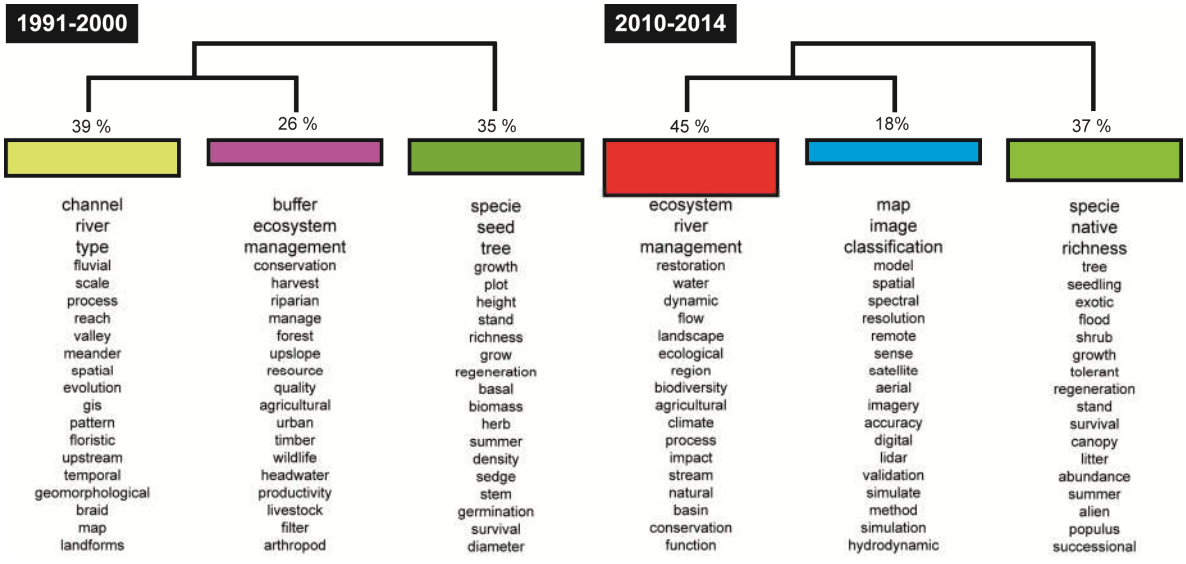


Figure 12. Changement du contenu textuel des résumés des articles indexés dans la base de données *Web of Science* entre la période 1991-2000 et la période 2010-2014 (Classification Hiérarchique Descendante, Méthode Reinert ; réalisée *via* IRaMuTeQ ; sans les mots clefs ni les mots d'occurrence inférieure à 100).

d.5. Le cas de la France

Avant les années 1970, l'attention portée par les chercheurs en France sur la végétation riveraine des cours d'eau s'inscrit surtout dans une logique phytosociologique de description des unités colonisant les berges des cours d'eau et les fonds de vallée comme Tchou (1949) dans le Languedoc ou Guinier (1963) pour le Giffre (cf. également Bournérias, 1947 ; Duvigneau, 1959 ; Durin, 1967 ; Hoff, 1975). Si les travaux d'inspiration phytosociologiques se prolongent après les années 1970 (Schnitzler, 1988 ; Cornier, 2002), la palette des approches se diversifie nettement avec des entrées écologiques, géographiques, biogéochimiques, génétiques, biogéomorphologiques, physiologiques, etc. De fait, au cours des années 1970/1980 des travaux scientifiques sont menés sur les grands cours d'eau et ces travaux vont profondément marquer le paysage de la recherche française sur ces questions dans la mesure où des filiations peuvent être dressées entre ceux-ci et de nombreuses recherches des années 1990, voire des recherches actuelles.

Ainsi, les travaux scientifiques sur le Rhin, menés par R. Carbiener dans la plaine d'Alsace (Carbiener, 1970), ont-ils été poursuivis par les travaux d'A. Schnitzler (1988), de J. Sanchez Pérez (1992), d'A.F. Deiller (2003), etc. De même, les travaux de G. Pautou sur le Haut-Rhône et l'Isère (Pautou *et al*., 1971, 1972), ont-ils été poursuivis et progressivement étendus à leurs affluents (ex. Besnard et Carlier, 1990 ; Cluzeau, 1992 ; Piégay, 1995 ; Astrade, 1996 ; Allain-Jégou, 2002 ; Dufour, 2005 ; Belletti, 2012 ; Evette *et al*., 2014). Dans le Sud-Ouest, les travaux de H. Décamps sur la Garonne (Décamps, 1971) ont débouché sur l'étude des zones riveraines *via* des thèses aussi bien sur le fonctionnement écologique en général (Pinay, 1986 ; Fortuné, 1988 ; Chauvet, 1989 ; Ruffinoni, 1994) que sur la végétation riveraine à proprement parler (Tabacchi, 1992 ; Planty Tabacchi, 1993 ; Langlade, 1994 ; Corenblit, 2006 ; Bottollier-Curtet 2010). Les travaux scientifiques sur la végétation riveraine des cours d'eau de certains systèmes fluviaux semblent moins continus ou plus récents comme sur la Loire (Loiseau et Braque, 1972 ; Corillion, 1992 ; Cornier, 2002 ; Rodrigues, 2004 ; Grivel, 2008 ; Wintenberger, 2015) ou sur la Durance (Varésé, 1993). Quantitativement, le nombre de thèses dédiées à la végétation alluviale en France est d'au moins une par an au cours de 30 dernières années et ce nombre a augmenté au cours de la dernière décennie (Figure 13).

À ce tableau partiel, il convient d'ajouter les études (1) sur le temps long, par exemple sur l'estuaire la Loire (Voeltzel, 1987), les cours d'eau bas normands (Lespez, 2012b), la Cèze (Canillos, 2014) ou dans les Alpes Maritimes (Guillon, 2014), (2) génétiques (Legionnet, 1996), écophysiologiques ou moléculaires de la réponse des espèces de milieux humides aux stress (ex. Joseph, 2013 ou Serra, 2015), (3) sur le génie végétal (ex. Lavaine, 2013), (4) sur les prairies alluviales (ex. Grevillot, 1996 ou Vecrin, 2003), (5) sur le rôle écologique de la ripisylve (Maridet, 1994), (6) de nombreuses approches paysagères ou géohistoriques qui retracent des trajectoires de dynamiques végétales en plaine alluviale (ex. Michelot, 1989 ; Valette, 2002) et (7) des systèmes fluviaux hors du territoire métropolitain (ex. Lamotte, 1992).

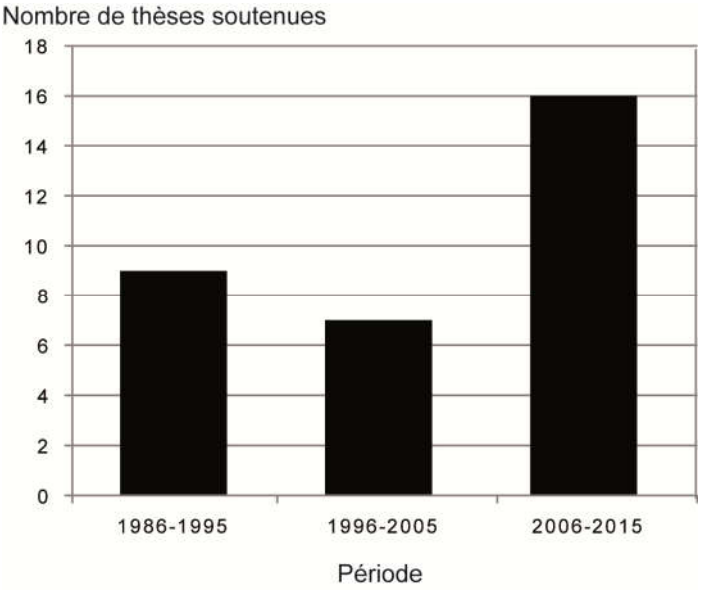


Figure 13. Nombre de thèses soutenues en France sur le thème de la végétation alluviale (source : http://www.theses.fr/ ; période 1985-2015 ; sélection basée sur examen systématique des références obtenues *via* une recherche par mots clefs « ripisylve », « végétation alluviale », « forêt galerie » et « ripicole »).

e. Les tendances récentes (2005-2015)

L'analyse qualitative des références publiées depuis 2005 (année de soutenance de ma thèse) permet d'identifier et de présenter succinctement des thèmes ou des approches pour lesquelles l'activité scientifique semble actuellement particulièrement dynamique notamment les approches processuelles, à large échelle/géomatiques et modélisatrices, détaillées ci-dessous. Cette sélection n'est pas exhaustive puisqu'il conviendrait également de développer les thèmes :

- de la trajectoire et du temps long, en lien par exemple avec les effets de non-linéarité, d'héritage, etc. (Ernoult *et al*., 2006 ; Schnitzler-Lenoble, 2007 ; Walter et Merritts, 2008 ; Lespez, 2012b ; Tealdi *et al*., 2013),
- de l'effet du changement climatique (Rocha *et al*., 2015),
- des ripisylves en milieux urbains (Roy *et al*., 2006 ; Francis et Hoggart, 2009 ; Stromberg *et al*., 2016 ; Guida-Johnson *et al*., 2017 ; Wu *et al*., 2017), et
- de l'effet de la restauration écologique sur la végétation riveraine (Forget et Bernez, 2011 ; Gonzalez *et al*., 2015 ; Monteiro *et al*., 2016).

e.1. Les approches processuelles

Les relations écologiques, d'une part, internes aux formations végétales riveraines et, d'autre part, entre la végétation et les processus biologiques, physiques et chimiques ont fait l'objet de nombreuses études, principalement quantitatives, au cours de la dernière décennie : caractérisation de la diversité végétale et des groupes fonctionnels (ex. Stromberg et Merritt, 2016), évaluation de la place et de la dynamique des espèces exotiques (ex. Tabacchi et Planty-Tabacchi, 2005 ; Descombes, 2016 ; Nobis *et al*., 2016), quantification de seuils de réponse de la végétation (ex. Singer *et al*., 2012), de ces fonctions biogéochimiques (ex. De Jager *et al*., 2015), de son influence sur le fonctionnement écologique du cours d'eau (ex. Ghermandi *et al*., 2009 ; Dosskey *et al*., 2010 ; Arnaiz *et al*., 2011 ; Marzin *et al*., 2013 ; Tormos *et al*., 2014), etc.

Cette analyse des processus peut être illustrée par la question des interactions biogéomorphologiques. En effet, si la question des relations entre la composante biologique

(surtout végétale, mais aussi animale) et la composante physique dans les hydrosystèmes est un thème de recherche ancien, cette question est restée dominée pendant longtemps par des approches unidirectionnelles, essentiellement de l'influence de la physique sur le biologique (surtout l'effet des crues, de nappe phréatique et de la sédimentation ; Bendix et Stella, 2013). L'étude de la relation inverse et des rétroactions est plus tardive même si des mentions explicites à l'importance et à la nature systémique des liens sont présentes dans la littérature scientifique avant les années 1980 (ex. Hack et Goodlett, 1960 ; Pautou *et al*., 1972). À partir des années 1980, la publication d'ouvrages ou d'actes de colloques sur les relations entre végétation et géomorphologie/hydrologie témoigne de l'intérêt des chercheurs pour cette thématique : le colloque « Végétation et géomorphologie » en 1985 (approche phytosociologique ; Gehu, 1986), Viles (1988), Thorne (1990), le colloque «*Biogeomorphology, Terrestrial and Freshwater Systems*» **(**dans le cadre du *Binghamton Geomorphology Symposium* ; Hupp *et al*., 1995), etc. De même, de nombreux articles sont également publiés sur les approches bio (ou éco) morphologiques (ou hydrologiques) dans les milieux fluviaux : Hupp (1982, 1983), Yanosky (1982), Page et Nanson (1982), Hickin (1984), Sedell et Forgatt (1984), Bergeron et Roy (1985), Pautou (1984), Stromberg et Patten (1990), Piégay et Bravard (1993), Gurnell et Gregory (1995), Abbe et Montgomery (1996), Hughes (1997), etc. La notion d'espèces ingénieurs est un élément conceptuel important dans cette dynamique (Jones *et al*., 1994). Des auteurs comme Viereck *et al.* (1993), Amoros et Wade (1993) ou Abbe et Montgomery (1996) mentionnent explicitement les effets morphologiques de fixation et de facilitation générés par la végétation alluviale dans le processus de succession écologique dans plusieurs hydrosystèmes (Figure 14).

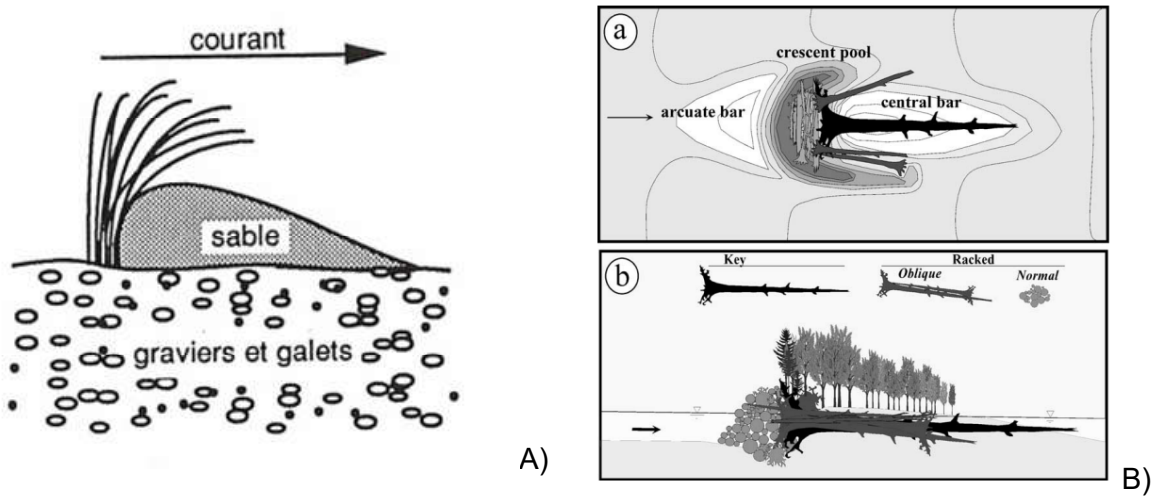


Figure 14. Illustration de l'effet de la végétation sur les processus biomorphologiques, A) effet de facilitation de la succession écologique par l'implantation des herbacées pionnières comme *Phalaris arundinacea* (Amoros et Wade, 1993), B) effet du bois mort sur le développement d'îles fluviales (Abbe et Montgomery, 1996 ; Abbe et Montgomery, 2003).

Depuis 2005, ce thème a connu une activité scientifique soutenue sur différents plans. Premièrement, sur le plan conceptuel, des synthèses ont permis une meilleure formalisation du thème aussi bien pour les milieux fluviaux que pour les autres (Stallins, 2006 ; Corenblit *et al*., 2007 ; Viles *et al*., 2008 ; Osterkamp et Hupp, 2010 ; Corenblit *et al*., 2015a). Par exemple, Corenblit *et al.* (2015b) proposent de remplacer la notion de style fluvial par la notion de style fluvial biogéomorphologique afin de bien souligner le caractère inextricablement lié des

processus. De plus, ils étendent, par analogie, la notion de succession biogéomorphologique à l'échelle de temps géologique dans une perspective éco-évolutionnaire (Gibling et Davies, 2012 ; Corenblit et Steiger, 2009). Deuxièmement, sur la prise en compte de l'influence de la végétation (et plus largement du vivant) sur la morphogénèse des tronçons fluviaux, le couplage des approches *in situ*, de modèles physiques et de modèles numériques a permis de démontrer que la végétation, toutes choses étant égales par ailleurs, est un facteur susceptible de modifier significativement la morphologie d'un site et d'un tronçon fluvial (Tal *et al.*, 2004 ; Vesipa *et al.*, 2015). De fait, les études se sont multipliées, surtout sur les rivières à charge grossière, les estuaires et certains grands fleuves, mais la mise en œuvre d'études réellement systémiques reste en partie un challenge méthodologique (Bendix et Stella, 2013). Enfin, troisièmement, la nature et la diversité des interactions et des échelles prises en compte dans les études ont également augmenté (Figure 15; Cadol et Wine, 2017).

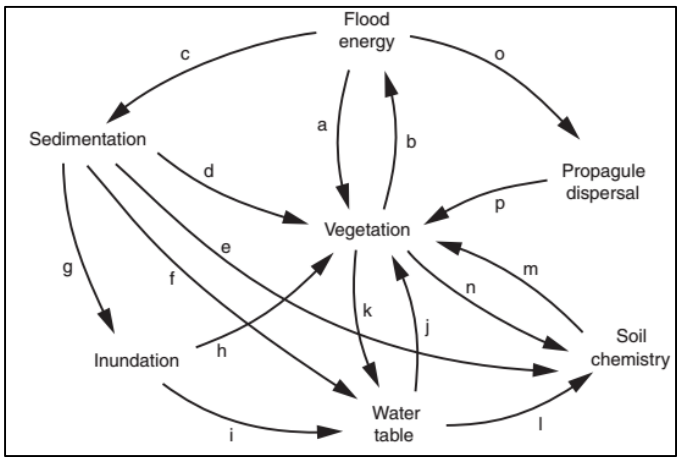


Figure 15. Réseau d'interactions potentielles entre végétation riveraine et hydrogéomorphologie, chaque lettre indique une ou plusieurs relations (cf. Bendix et Stella, 2013).

e.2. Les approches à large échelle et le développement des outils géomatiques

L'analyse de la végétation riveraine à large échelle, c'est-à-dire à l'échelle d'un bassin versant, d'un pays ou d'un continent, est un thème présent dans la littérature scientifique depuis de nombreuses années (cf. par exemple les travaux d'E. Tabacchi sur l'Adour ou la synthèse sur les forêts alluviales à l'échelle de l'Europe d'A. Schnitzler-Lenoble). Mais le développement et la diversification des approches géomatiques ont clairement renouvelé cette thématique par leur capacité de à produire une vision synoptique des milieux à large échelle, et ce avec un grain de description de haute, voire de très haute, résolution spatiale (Johansen *et al.*, 2010a ; Tormos *et al.*, 2012 ; Clerici et Vogt, 2013 ; Clerici *et al.*, 2014 ; Salo et Theobald, 2016 ; Michez *et al.*, 2017). De plus, ces approches permettent un croisement facilité entre des informations multiples *via* notamment des requêtes spatiales. Ce développement résulte notamment de la multiplication des sources de données (topographiques, hydrologiques, etc.), de l'accroissement de la résolution spectrale et de la résolution spatiale des données et des progrès en matière de leur traitement et de leur analyse (Figure 16 ; Tableau 3). La mobilisation des méthodes et des outils géomatiques permet de produire des caractérisations à large échelle, mais elle permet également une plus grande finesse de description l'échelle du site d'étude.

La combinaison des développements autour de cette question et de la précédente (*c.-à-d.* approches processuelles) s'est traduite par la multiplication des études sur le rôle fonctionnel

des ripisylves, par exemple en matière de pollution ou de production de bois flotté, en fonction de leur localisation spatiale au sein du bassin et à large échelle en fonction du contexte géographique (Allan *et al*., 2008 ; Seo *et al*., 2010).

Tableau 3 : repères chronologiques des principaux développements en matière d'approches géomatiques utilisés pour l'étude de la végétation alluviale (sources de données, méthodes de traitement, etc.).

Période	Développement / outil	Utilisation et apport pour l'étude de la végétation alluviale	Exemples
19e s.	Photographies obliques	Reconstitution des paysages riverains anciens	Grams et Schmidt, 2002
1930	Photographies aériennes	Reconstitution des paysages riverains anciens, avec quantification possible (superficies, composition et configuration)	Miller *et al.*, 1995, Marston *et al.*, 1995,
1970	Capteurs infrarouges	Amélioration de la caractérisation des unités végétales (en diversité)	Girel, 1986, Neale, 1997
	Images satellites (ex. Landsat TM ou Spot images)	Larges scènes avec une large résolution spectrale	Butera, 1983, Mertes *et al.*, 1995
1990	Capteurs actifs (Radar, LiDAR)	Nouveaux jeux de données contextuelles ou structurelles (ex. extension des crues ou hauteur des arbres)	Townsend, 2001 et 2002, Genç *et al.*, 2004, Straatsma et Middelkoop, 2007, Antonarakis *et al.*, 2008 ; Michez, 2016 ; Tompalski *et al.*, 2017
	SIG	Intégration de données complémentaires (carte du réseau hydrographique, etc.) et automatisation du traitement	Congalton *et al.*, 2002, Ehlers *et al.*, 2003, Johnson et Zelt, 2005, Alber et Piégay, 2011
2000	Très haute résolution (ex. QuickBird, IKONOS ou GeoEye)	Combinaison de bonnes résolutions spatiales et spectrales pour de larges scènes	Franklin et Wulder, 2002, Tormos *et al*., 2012
	Classifications orientées objet	Combinaison l'automatisation du traitement et la contextualisation de l'information spectrale	Johansen *et al.*, 2007a, Arroyo *et al.*, 2010
2010	Drones	Résolution centimétrique, forte flexibilité	Lejot *et al.*, 2007, Thompson et Gregel, 2008, Dunford *et al.*, 2009 ; Michez *et al*., 2016

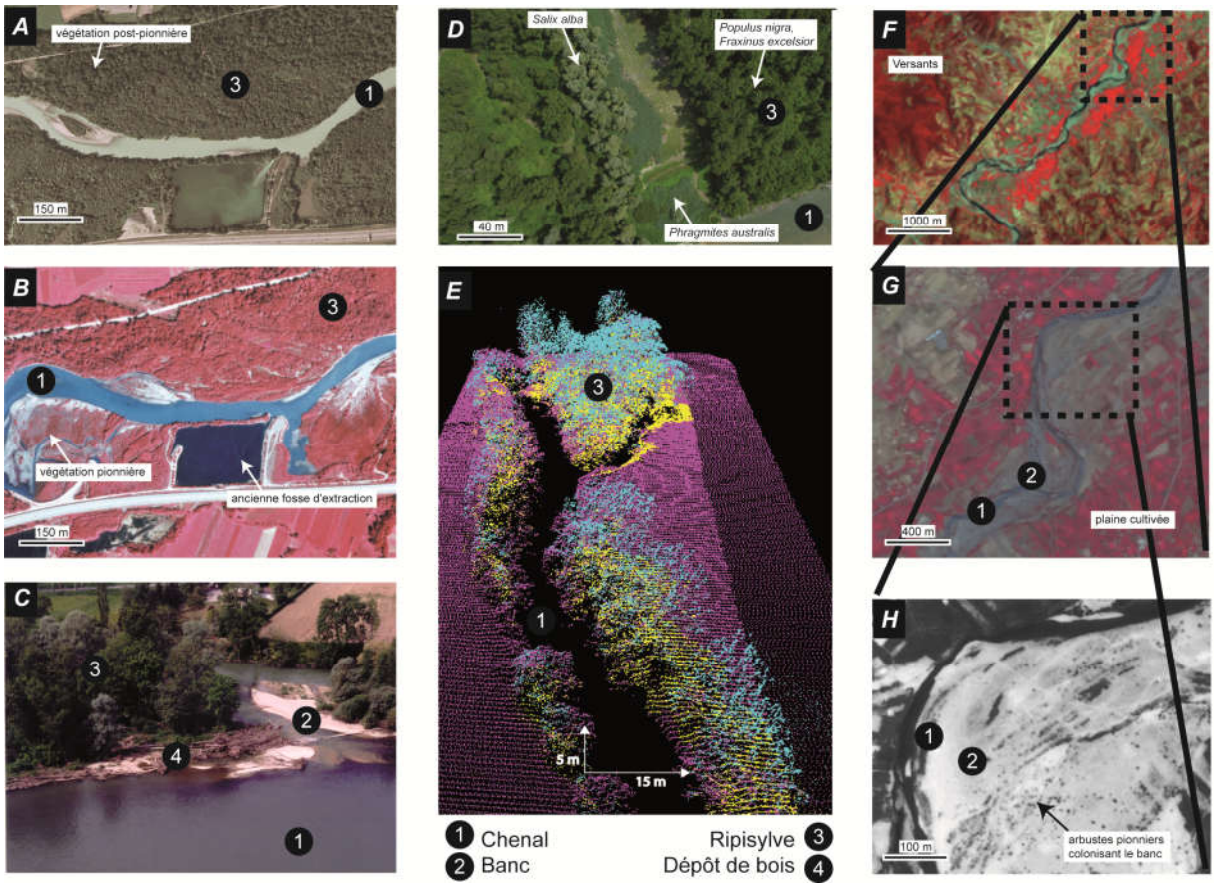


Figure 16. Exemples d'images, A) orthophotographie aérienne de l'Arve (France, 2000), RVB, résolution spatiale = 0,5 m, (source : IGN), B) photographie aérienne du même site que A) mais prise en 1984 et en infrarouge couleur (source : IGN), C) photographie oblique de l'Ain (France, 1991), prise à partir d'un hélicoptère (source : H. Piégay – CNRS), D. image drone de l'Ain, résolution spatiale = 0,05 m (source : H. Piégay – CNRS), E. vue 3D dérivée de données LiDAR représentées en nuage de points avec le cyan la canopée, en jaune les branches et en rose la strate basse dans le marais de Sougéal (France) (source : S. Rapinel dans Dufour *et al.*, 2013) F), G) et H) trois images du même site le long de l'Oued Laou (Maroc) avec différentes résolutions : F) image landsat ETM+, Juin 2002, résolution spatiale = 30 m, composition avec les bandes 2, 3 et 4 (source : NASA, USGS, Sioux Falls); G) image Spot 5, Août 2008, résolution spatiale = 10 m, composition avec les bandes 2, 3 et 4 (source : Cnes 1986-2010, Spot Image) et H) image GeoEye, été 2011, résolution spatiale = 0,5 m (source : Google Earth©).

e.3. Les approches modélisatrices

La modélisation à base mathématique de la structure, de la dynamique et du rôle de la végétation riveraine connaît un fort développement depuis une quinzaine d'années, notamment selon deux axes.

Premièrement, en lien avec le développement des approches biogéomorphologiques évoquées ci-dessus, les modèles représentant les relations entre la végétation et l'hydromorphologie sont de plus en plus développés. Le recensement de ces modèles dans une synthèse bibliographie récente (Solari *et al.*, 2015) indique que sur 46 modèles identifiés, les plus anciens (à partir des années 1970) et les plus nombreux (37 %) concernent l'influence végétation sur dynamique fluviale (résistance aux écoulements, transport solide, érosion des berges). Les modèles analysant l'influence de la dynamique fluviale sur la végétation (dispersion, recrutement, succession, etc.) et surtout les modèles interactifs (à base physique

ou *via* des automates cellulaires) sont plus récents, respectivement à partir de la fin des années 1990 et de la fin des années 2000. Les publications présentant ces modèles ont eu lieu à 38 % entre 1974 et 2005 et à 62 % depuis 2005.

Deuxièmement, des modèles se concentrant sur la dynamique de la végétation ont également été développés, pour la plupart depuis 2005 (Schaepman *et al*., 2007 ; Garcia-Arias, 2013 ; Solari *et al*., 2015 ; Rocha *et al*., 2015). Il s'agit, la plupart du temps, d'établir des modèles prédictifs sur la base de relations observées entre des facteurs environnementaux (climat, hydrologie, etc.) et la réponse de la végétation (recrutement, croissance, etc.) (Figure 17). La plupart de ces modèles sont itératifs dans le temps et certains sont spatialement explicites (ex. Glenz, 2005).

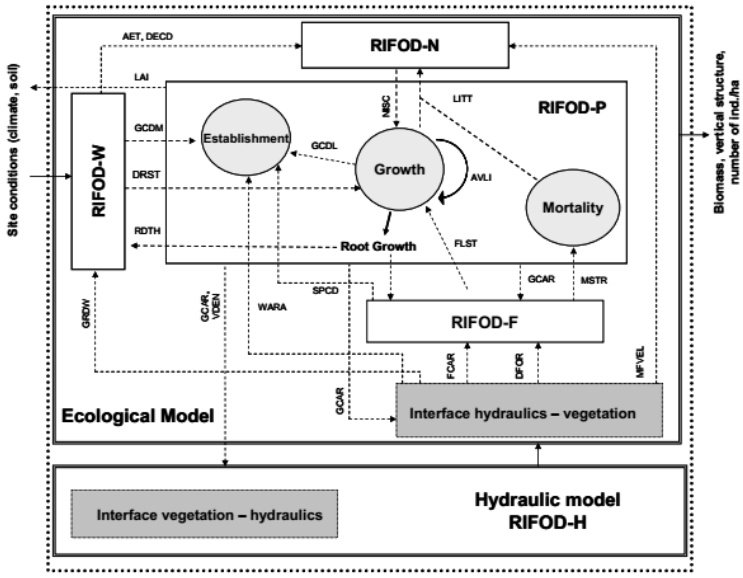


Figure 17. Exemple d'un modèle qui met en relation la variation des facteurs écologiques (répartis au sein de 3 modules RIFOD-W, RIFOD-N, RIFOD-F) et la réponse des populations d'arbres riverains (module RIFOD-P), développé par Glencz (2005). RDTH = profondeur de l'enracinement ; GCDM = conditions d'humidité pour la germination ; GCD = conditions de luminosité pour la germination ; DRST = stress hydrique ; NISC = pénurie en azote ; LITT = production de litière ; GCAR = géométrie de la plante ; MSTR = stress mécanique ; SPCD = conditions de pousse ; FLST = stress lié aux inondations ; FCAR = caractéristiques d'inondation ; DFOR = trainée ; GRDW = niveau de la nappe ; VDEN = densité de la végétation ; MARA = surface mouillée ; AVLI = disponibilité en lumière ; MVEL = vitesse des écoulements maximum ; LAI = surface foliaire ; AET = évapotranspiration actuelle ; DECD = conditions de dénitrification.

4. De bons marqueurs des relations natures/sociétés

Si les stratégies et les modalités de gestion des hydrosystèmes et la végétation riveraine des cours d'eau méritent le développement de connaissances scientifiques propres compte tenu des enjeux qui leur sont directement associés, de façon plus globale, elles peuvent également être considérées comme des marqueurs des relations natures/sociétés dans les hydrosystèmes, et plus largement, au sein des anthroposystèmes. Un marqueur est un élément utilisé pour étudier quelque chose ou servant à repérer quelque chose. De fait, la végétation est connue pour renseigner sur les différents degrés des relations hommes/écosystèmes (Alexandre et Génin, 2011). L'analyse de sa dynamique en matière de superficie, de composition et de croissance révèle les modifications directes (coupe, pâturage, etc.) et indirectes (prélèvement d'eau, endiguement, etc.) du fonctionnement de l'hydrosystème (De Steven *et al*., 2015 ; Hupp *et al*., 2016). Il s'agit également d'un élément visible qui affecte significativement les relations cognitives et comportementales que les

individus entretiennent avec les hydrosystèmes. Ainsi, suivre les représentations et les pratiques (utilisation, gestion, appropriation, etc.) dont elle fait l'objet illustre la dynamique des relations natures/sociétés. De même, la façon de gérer les processus et les fonctions biophysiques au sein des hydrosystèmes illustre aussi bien l'évolution des mentalités et des pratiques en matière de gestion environnementale que l'usage des savoirs produits dans la sphère scientifique et les orientations que celle-ci prend (Linton et Budds, 2013 ; Narcy, 2013). En résumé, gestion et végétation peuvent renseigner sur la plupart des relations qui animent un anthroposystème : modification du fait des activités humaines, appropriation de ressources, éléments constitutifs d'un territoire, objet de gestion et de pratiques scientifiques, etc. Ainsi, mes travaux de recherche peuvent-ils être considérés comme une mise à l'épreuve de la compréhension conceptuelle et de la façon d'étudier scientifiquement les relations natures/sociétés. Par son positionnement disciplinaire, ontologique et méthodologique, cette mise à l'épreuve me semble fondamentalement géographique.

Partie 2. Cadre épistémologique : positionnement disciplinaire, ontologique et méthodologique

Dans la pensée occidentale, l'étude scientifique du monde est classiquement organisée par un découpage disciplinaire et par des montages interdisciplinaires ; les questions environnementales et des interactions natures/sociétés n'échappent pas ce schéma (Jollivet, 1992). S'il s'agit là de constructions sociales et si les frontières entre disciplines sont parfois floues, en première approche, l'entrée disciplinaire renvoie néanmoins à des positionnements et des pratiques scientifiques sensiblement différents. Mes travaux de recherche sont basés sur une double logique d'ancrage disciplinaire dominant en géographie (biogéographie, hydrogéomorphologie fluviale) et d'un travail d'interface entre géographie et sciences naturelles (écologie végétale, géologie). Il s'agit d'un positionnement initialement contingent, lié à mon parcours personnel, devenu un positionnement recherché dont la justification principale est l'efficacité de l'analyse qui ne serait être contrainte par des barrières disciplinaires socialement construites et qui gagne en pertinence en mobilisant des concepts et des méthodes dans différentes disciplines.

Dans ma thèse, j'avais limité la justification de ce positionnement à un critère d'efficacité en évacuant les implications et les implicites[10] liés à ce positionnement. Ce qui est suffisant dans le cadre d'une thèse de doctorat ne l'est probablement pas dans le cadre d'un travail d'habilitation à diriger des recherches. En effet, il est naïf de concevoir les disciplines comme immuables et pacifiquement juxtaposées. La dynamique des pratiques scientifiques et des institutionnelles, qu'elles soient internes ou externes, contraignent la production du savoir et tenter de cerner cette dynamique procède d'un travail nécessaire pour les scientifiques. Cela permet de clarifier la pertinence du propos sans avoir recours à des procédés de légitimation qui relèvent parfois plus de l'incantation, du règlement de compte ou de la tactique institutionnelle que de la démarche scientifique. De plus, la clarification des ancrages disciplinaires est le point de départ indispensable pour des échanges inter/intra-disciplinaires sereins. Enfin, par les implications épistémologiques qu'elle contient, cette clarification pose également les bases d'un positionnement déontologique en matière de conséquences opérationnelles et d'engagement politique. Il s'agit donc d'une étape fondamentale de programmation scientifique que l'on réduit parfois une fonction de légitimation.

Concrètement, dans cette partie, je tente de clarifier avec plus de détails les bases disciplinaires, et leurs conséquences épistémologiques[11], qui fondent mon travail, et ce pour trois raisons. Premièrement, un travail scientifique rigoureux nécessite de rendre explicites ses fondements car les travaux, notamment en sociologie des sciences, montrent l'existence de contingences dans la façon de faire de la science, dont une partie dépend de la façon de poser les questions et donc du contexte institutionnel et scientifique. Deuxièmement, la réflexion épistémologique est un enjeu disciplinaire particulièrement fort en géographie biophysique[12] du fait de la dynamique et de la diversité des approches au sein de la géographie. Enfin, troisièmement, le cadre épistémologique des travaux que je propose de mener dans les années à venir est sensiblement différent de celui qui a sous-tendu mes travaux passés ; pour apprécier cette évolution (cf. p. - 195 -), il convient de fixer le point de

[10] Sur la notion de réflexivité, voir Sultana (2017)

[11] Dans ce texte, le terme épistémologique est pris au sens large. Il recouvre ainsi une réflexion sur « (1) la nature et la structure des concepts et des théories scientifiques, […] (2) l'objet, la portée et la signification des concepts et des théories scientifiques, […] (3) la méthode scientifique; et (4) les limites et la valeur de l'entreprise scientifique réflexion disciplinaire » (Simard, 2001)

[12] L'adjectif « biophysique » est utilisé dans ce manuscrit à la place de « physique » pour décrire la partie de la géographie qui étudie les composantes biophysiques de l'espace ou d'un territoire

départ.

Pour dresser ce cadre, deux points seront abordés : le positionnement disciplinaire (et les conséquences épistémologiques) et les principales caractéristiques de mon approche qui constitue un exemple d'approche biogéographique. Le premier point vise à dresser le contexte scientifique de l'étude des structures et des processus biophysiques en géographie en répondant essentiellement à deux questions : pourquoi l'approche géographique de ces structures et de ces processus est-elle légitime ? Et qu'induit cette approche sur le plan épistémologique ? Le second point constitue une déclinaison ou un exemple de ce cadre disciplinaire par l'exposition de mon approche épistémologique de la végétation des hydrosystèmes fluviaux. En cohérence avec le positionnement de mes recherches, cette section se concentre donc, parmi toutes les approches possibles des hydrosystèmes et de leur végétation, sur la géographie tout en retraçant les liens qui existent entre celle-ci et certaines sciences naturelles.

Chapitre 1. Positionnement disciplinaire : l'analyse des objets de nature par la géographie biophysique

Introduction

Le thème de la nature ou des relations natures/sociétés en géographie renvoie schématiquement à l'analyse spatio-temporelle, d'une part, des structures et des processus biophysiques (au cœur de la géographie dite physique ou naturelle, ou encore géographie des milieux) et, d'autre part, des relations qui se tissent au sein des sociétés dans leurs rapports aux milieux (au cœur de la géographie de l'environnement ou environnementale). Évidemment, il existe un gradient continu d'approches entre ces deux pôles selon le poids que chaque chercheur ou groupe de chercheurs donne à l'étude des processus biophysiques ou sociaux.

L'étude des processus biophysiques n'est certainement pas propre à la géographie puisque l'ensemble des sciences naturelles y contribue (ex. biologie, géologie) et l'étude des relations entre ces éléments biophysiques et les humains (en tant qu'individus ou groupes) ne relève pas non plus que de la géographie (ex. anthropologie, psychologie environnementale). D'ailleurs, pour certains géographes, ces éléments et ces relations ne sont ni des objets de recherches ni des facteurs d'explication intégrés à leur démarche. Et pourtant, il y a bien des géographes qui les étudient. Cette situation pourrait paraître paradoxale, mais le paradoxe n'est qu'apparent pour qui examine la notion de discipline appliquée à la géographie. En effet, les disciplines ne résultent pas tant d'un partage objectif et définitif du monde en domaines de savoirs exclusifs que de dynamiques scientifiques et institutionnelles passées. Ainsi, il est parfois difficile sans un travail épistémologique de faire le tri entre le message professé par les membres d'une discipline et la réalité des pratiques au sein de celle-ci. Par exemple, la dimension historique des écosystèmes et la dimension politique de la science écologique sont théoriquement reconnues par les écologues mais, dans les faits, certains, voire de nombreux, travaux en écologie peinent à les intégrer réellement (Frontier et Pichod Viale, 1995 ; Blandin, 2004).

L'objectif de cette partie de dresser un cadre à l'étude des objets de nature et des relations natures/sociétés en géographie. Pour cela, il convient, premièrement, de revenir sur la notion de discipline appliquée à la géographie, deuxièmement, de rappeler la légitimité de l'étude naturaliste des objets de nature en géographie et, troisièmement, de présenter les principales caractéristiques épistémologiques de la géographie biophysique.

1.1. La géographie comme une discipline construite

Pour comprendre la nature du positionnement d'une approche de géographie biophysique, il convient de faire un détour par la géographie en tant que discipline. Il ne s'agit pas tant de revenir sur les débats sur la nature de la géographie ni sur l'histoire détaillée de cette discipline que de poser des éléments de contexte. Pour cela, il convient, en premier lieu, de préciser que l'examen de la nature d'une science (Gellner, 1984) ou d'une discipline scientifique (Leclerc, 1989) fait ressortir une dualité entre ce qu'elle prétend être et ce qu'elle est vraiment. Ainsi, une discipline est à la fois une catégorie « discursive dont la configuration particulière délimite une aire autonome de recherche et d'expérimentation » et un ensemble de pratiques, en grande partie institutionnalisées, qui relèvent d'un « mécanisme social de différenciation intellectuelle » (Leclerc, 1989). Le deuxième sens renvoie explicitement à une micro-institution, au sens de Durkheim, c'est-à-dire à une structure sociale et à un « instrument de contrôle social dont relève la régulation idéologique

des activités scientifiques » (Leclerc, 1989). Ainsi, les sciences ne progressent-elles pas uniquement sur la base de critères comme la vérité et l'efficacité, mais elles sont également soumises à des facteurs internes et externes d'évolution. Parmi ces facteurs, les disciplines résistent mal aux effets dispersifs de la division sociale du travail scientifique et une discipline parapluie peut accueillir de nombreuses spécialités (Leclerc, 1989).

Ce rappel sur la nature des disciplines scientifiques est important, car il permet de comprendre pourquoi une discipline peut accueillir une diversité d'approches qui cohabitent plus ou moins dans le temps au gré des jeux scientifiques et institutionnels et pourquoi cela donne à la recherche de l'unité d'une discipline uniquement sur des arguments scientifiques un caractère en partie illusoire. La recherche de l'unité de la géographie, *via* par exemple un objet commun et unique, est d'ailleurs pour P. Claval (1989) un non-sens qui consiste à transposer les caractéristiques d'une science donnée à une autre discipline. Pour ce dernier, dans les sciences humaines et sociales, la cohésion peut se fonder plus sur un projet qui vise à appréhender certaines réalités (ex. l'analyse des distributions humaines avec une triple perspective milieux/vie sociale/culture) que sur un objet. Ce fondement programmatique, et non sectoriel, se traduit nécessairement par une forme de diversité épistémologique ; diversité renforcée par les dynamiques temporelles des trajectoires individuelles et des développements technologiques qui brouillent l'identification de filiations univoques. De fait, concernant la géographie française, Orain (2006) observe que « la seule certitude que peut avoir un épistémologue concernant la situation contemporaine est l'extrême hétérogénéité de la géographie pratiquée en France aujourd'hui ». Il identifie tout de même au moins trois grandes tendances dans les pratiques actuelles : (1) une tradition classique qu'il associe à l'héritage d'un P. George (plus que d'un Paul Vidal de la Blache) et qui inclut une large part des travaux menés en géographie biophysique et les approches avec un fort ancrage territorial, (2) une approche basée sur l'analyse spatiale des structures et des processus et (3) un groupe d'approches qui revendiquent un «renversement» et mettent en valeur la dimension subjective du rapport à l'espace des individus *via* les notions de représentation, de géographicité, etc. Mais, à mon avis, un travail de cartographie des pratiques reste encore en grande partie à réaliser sur le volet environnemental et biophysique de la géographie actuelle pour affiner ce constat.

1.2. La légitimité de la géographie à étudier les interactions natures/sociétés

Introduction

Schématiquement, il y a donc au moins deux façons non exclusives de définir la géographie : une acceptation non normative de la discipline (ce que la géographie est) ou une acception normative (ce que la géographie doit ou devrait être). Dans la première perspective, la relation natures/sociétés est un des paradigmes parmi d'autres, encore actif mais non dominant. De fait, l'étude des relations natures/sociétés est un thème de recherche ancien en géographie qui a fait l'objet de nombreux débats et remaniements (voir par exemple, pour la France, Bertrand, 1978 ; Mathieu, 1992 ; Robic, 1992, 2006 ; Giusti *et al*., 2015 ; Chartier et Rodary, 2016 ; et pour le monde anglo-saxon Cowel et Parker, 2004 ; Rhoads, 2004 ; Inkpen, 2005 ; Gregory, 2006 ; Aspinall 2010). De thème important, voire central, dans les premières décennies de la géographie (considérée comme discipline institutionnalisée), il est passé au statut de minoritaire avec l'émergence d'autres pratiques

centrées autour de l'aménagement du territoire, de l'analyse spatiale des phénomènes, de la dimension culturelle des territoires, etc. Il perdure à travers l'étude des structures et des processus biophysiques et des relations qui se tissent au sein des sociétés dans leurs rapports aux milieux.

Cette approche basée sur un état de fait n'est pas la seule puisqu'il est également possible d'aborder la question disciplinaire par un angle plus normatif. En effet, la perspective non normative induit une géographie multithèmes, multiparadigmes ou multiobjets, ce qui pose la question de la cohérence interne de la discipline. Cette question n'est pas propre à la géographie[13], mais elle soulève une question délicate : peut-on fonder la légitimité[14] de l'analyse géographique des interactions natures/sociétés uniquement sur un constat historique de l'existence de cette analyse ? Poser la question de la légitimité de façon non polémique, et sans visée de stratégie institutionnelle intra et inter-discipline, renvoie à au moins trois critères différents : cohérence interne (pour l'angle normatif), spécificité externe et pertinence scientifique (pour l'angle non normatif).

a. Une approche cohérente ?

L'étude des interactions natures/sociétés remet-elle en cause la logique interne de la géographie ? Dans une perspective normative de la définition de la géographie, deux pôles dominent actuellement : un « néorationaliste spatiosocial » et un « réhumaniste » (sociospatial) (Bavoux, 2016). Dans cette perspective, l'approche biophysique des objets de nature serait hors du champ de la discipline, et ce pour trois raisons (si on laisse de côté les motivations de tensions internes à la discipline, ce qui est évidemment naïf), auxquelles il est possible d'opposer des contre-arguments (Tableau 4). Le jeu des arguments/contre-arguments me semble être, en partie, le fruit de positionnements parfois très spéculatifs qui peuvent être dépassés. Il me semble qu'il y a une place cohérente pour l'étude des structures et processus biophysiques en géographie à la condition qu'elle ait une entrée spatiale ou sociale. Concernant l'entrée sociale, que l'on soit dans une position dualiste ou moniste, la nature est nécessairement un mélange de matériel et d'idéel reliés par des allers-retours constants (Berque, 1986). De fait, elle est un ensemble d'éléments tellement interactifs avec le corps social qu'il est difficile de les séparer. L'étude de la nature comme un élément constitutif de la société participe à l'étude de cette société (Marchand, 1980, 1986). Certes, cela mobilise des outils plus proches des sciences de la nature que des sciences sociales, mais est-ce la méthode qui définit le questionnement ou l'inverse ? Concernant l'entrée spatiale, les objets de nature ont évidemment une forme de spatialité qui nécessite d'être prise en compte dans leur analyse.

[13] Elle est présente au sein de nombreuses disciplines, notamment les disciplines composites (Osterkamp et Hupp, 1996) et celles qui étudient les relations plus que les objets (Guille-Escuret, 2014). Par exemple, au moins deux approches composent l'écologie : l'écologie des populations et l'écologie des écosystèmes. Si ces approches peuvent apparaître comme très proches vue de l'extérieur, elles sont présentées comme significativement différentes par certains écologues (Lévêque, 2001), suffisamment pour que les écologues cherchent des moyens d'établir des liens entre les deux (Levin, 2011).

[14] La légitimité n'est évidemment pas le seul critère d'appréciation d'une discipline ou d'une spécialité ; il existe d'autres critères plus ou moins relié à cette légitimité comme l'utilité ou la véracité. Cependant, dans le cadre de cet exercice d'habilitation, il m'a semblé important de concentrer la réflexion sur la légitimité en raison de la portée en grande partie interne à la discipline d'une habilitation. Les autres critères seront ponctuellement mentionnés dans cette partie et, également, dans la partie perspective.

Tableau 4: éléments de débat sur l'inclusion ou non des approches biophysiques en géographie (pour les arguments voir par exemple Bavoux, 2016).

Arguments d'exclusion	Contre-arguments, remarques
D'autres disciplines s'occupent aussi de ces rapports natures/sociétés	Le découpage des disciplines n'est pas nécessairement exclusif en matière d'objet
Il est prétentieux d'appuyer une discipline entière sur une relation si complexe	Il ne s'agit pas de baser toute la discipline, mais une partie de celle-ci, s'il existe déjà deux pôles, pourquoi n'y aurait-il pas un troisième pôle (spatiosocionaturaliste ou sociospationaturaliste) ?
Ce n'est pas une bonne stratégie pour faire reconnaître la géographie comme une approche scientifique légitime	La reconnaissance externe de la discipline n'est pas le seul critère de pertinence ou de légitimité

Cette façon de poser le débat, le déplace plus qu'elle ne l'efface ; du moins, cela pose deux nouvelles questions.

- Que fait-on des chercheurs qui ne se concentrent pas sur la spatialité des processus biophysiques ni sur au moins une de leurs dimensions sociales ? Pour certains auteurs, la réponse est simple : ils n'ont pas leur place en géographie. Cette question est fondée, mais elle est probablement en partie théorique dans la mesure où il me semble qu'elle concerne un nombre limité de cas même si l'étude précise des pratiques actuelles des géographes biophysiciens manque pour le confirmer.
- Jusqu'où aller dans l'étude des processus biophysique et dans la chaine causale ? Quand le géographe devient-il écologue ou géologue ? Si ce point n'est pas problématique pour les géographes de l'environnement, il l'est plus pour les géographes naturalistes (et, à mon avis, pour de nombreux géographes en situation de proximité avec d'autres disciplines comme l'économie, la sociologie, etc.). Un géographe devient-il géologue, sociologue ou économiste parce qu'il utilise des outils mobilisés par les géologues, les sociologues et les économistes ou parce qu'il rentre dans l'analyse fine d'un phénomène géologique, sociologique ou économique ? Dans ce cas, ne faut-il pas laisser les chercheurs décider de ce dont ils ont besoin en matière de méthodes à utiliser et de connaissances à acquérir. Lorsque cette question est évoquée, les géographes naturalistes évoquent la nécessité de rester producteur primaire des données sujettes à l'analyse (Giusti *et al*., 2015). En effet, utiliser des données produites par des écologues ou des géologues génère un risque, celui non pas d'avoir de mauvaises méthodes, car ce sont souvent les mêmes, mais d'avoir une approche non pertinente sur les questions spatiales : mauvaise ou manque d'une échelle, mauvaise représentativité de l'échantillonnage dans l'espace, etc. Cette observation est aussi probablement valable pour les données produites par des sociologues, des économistes, etc. Il me semble que l'on peut donc laisser le choix des méthodes et la liberté de remonter les chaines causales aussi loin que nécessaire, mais que, en revanche, cela implique indiscutablement, en matière de cohérence, que la finalité doit bien être la mise en évidence d'une spatialité ou d'une dimension sociale.

En résumé, ma vision de la cohérence de la géographie repose sur le fait que si l'étude de spatialité de la société est le projet géographique, c'est bien la somme des travaux géographiques qui y répond. Appréhender toutes les composantes sociales (dont la nature) par le prisme de l'espace est une œuvre collective et interactive et il me semble difficile de reprocher à un géographe particulier de ne pas tout couvrir. Il faut des géographes qui étudient la nature dans ses deux dimensions, idéelle et matérielle, et les relations entre ces dimensions. Dans le modèle actuellement dominant de l'activité scientifique, des

spécialisations dans l'analyse de la dimension sociospatiale des transports, de la culture, du genre, du relief, etc. sont probablement inévitables. Mais pour que cela fonctionne, il faut bien accepter l'idée de concourir à un même projet. Cela implique, de la part des géographes qui analysent les objets de nature, de se concentrer sur leur spatialité et sur les relations que ces objets entretiennent avec les sociétés. Ces relations peuvent être diversement appréhendées le long d'un gradient qui va de la géographie de l'environnement à la géographie biophysique et qui se matérialise par des approches sur les perceptions, les ressources et leur appropriation, les contraintes, les impacts, etc. Mais cela implique aussi de laisser les géographes évaluer la nature des méthodes nécessaires. Si les effets centrifuges et de marginalisation demeurent un risque élevé, il me semble que la parution récente d'ouvrages comme ceux de Y. Gunnell (2009), de F. Alexandre et A. Génin (2011), de R. Mathevet et L. Godet (2015) ou de D. Chartier et de E. Rodary (2016) montre l'existence d'une volonté d'implication dans un cadre épistémologiquement et institutionnellement assez ouvert et moins tendu que dans les années 1970.

Quels que soient les résultats d'un débat reposant sur une approche normative des disciplines, pour certains épistémologues comme W. Quine, la réflexion épistémologique ne permet pas de dire ce que devrait être une science, mais plutôt ce qu'elle est et comment elle évolue (Olivier, 2015). Il convient donc de discuter également les arguments non exclusivement normatifs de la légitimité d'une approche biophysique des objets de nature en géographie ; deux sont examinés dans les sections suivantes : la spécificité et la pertinence.

b. Une approche spécifique ?

Introduction

Définir la spécificité d'une discipline dans le traitement scientifique d'une question ou d'un objet repose implicitement sur une vision normative de disciplines qui résiste mal à l'analyse critique de la notion de discipline (cf. p. - 52 -, Leclerc, 1989). Mais, la question de la spécificité renvoie également à la vision non normative des disciplines, à savoir à la nature des pratiques effectives. Or, l'argument d'une approche particulière des structures et processus biophysiques en géographie, par rapport aux autres disciplines naturelles, fut longtemps la ligne de défense d'une géographie biophysique en difficulté épistémologique et institutionnelle. Mais cet argument permet-il d'assurer une bonne lisibilité des approches naturalistes en géographie et de défendre leur légitimité ?

Pour répondre à cette question, il est possible d'utiliser deux exemples d'articulations disciplinaires (écologie/biogéographie, géologie/géomorphologie) et de considérer les arguments mis en avant pour distinguer les approches naturalistes en géographie de celles des autres sciences naturelles. Cela permet de montrer qu'il existe en théorie des différences sensibles dans les façons de traiter les objets de natures par les différentes disciplines des sciences naturelles, mais que la frontière est parfois floue. Trois domaines de la spécificité supposée de l'approche géographique seront examinés successivement : la dimension sociale, la dimension spatiale (dont la question scalaire) et la dimension intégrative.

Cette présentation se base sur le cas français, mais celui-ci est en partie comparable avec les dynamiques dans la sphère anglo-saxonne (Rhoads, 2004 ; Cowel et Parker, 2004) et une analyse fine et argumentée des pratiques actuelles reste encore en grande partie à produire aussi bien sur le positionnement des individus, leurs pratiques méthodologiques qu'en matière d'organisation institutionnelle.

b.1. Les couples géologie/géomorphologie et écologie/biogéographie

La distinction entre géologie (en science de la Terre) et géomorphologie (en géographie) ne semble pas poser trop de questions dans la première partie du 20e siècle : à la géologie l'étude de la profondeur de la Terre, des larges échelles spatiales et temporelles et à la géomorphologie l'étude de la surface, des fenêtres temporelles plus récentes, etc. La situation à la fin du 20e siècle est clairement plus confuse (Giusti, 2012). La modification des pratiques en géologie à partir des années 1970 (notamment une « remontée en surface »), l'investissement dans l'instrumentation en géomorphologie, la recherche de financement et le souci de « coller » à une forme de demande sociale en matière d'application des recherches des deux (ex. gestion des risques)[15], la large diffusion des outils informatiques, etc. sont autant d'éléments qui diminuent la spécificité relative de chacune de ces disciplines (Giusti *et al*., 2015). Par exemple, des équipes de géomorphologues-géographes sont parfois insérées au sein d'un laboratoire de géologie comme au CEREGE (UM 34) et des géologues travaillent sur la dynamique fluviale actuelle, longtemps considérée comme un domaine typiquement de géographes (ex. Rodrigues, 2004). Même si des différences subsistent, l'internationalisation des recherches contribue également à gommer ces différences comme en attestent les pratiques de publications et de fréquentation de colloques (Calvet et Giusti, 2010).

Le cas du couple biogéographie/écologie est différent. En effet, l'origine de la biogéographie se fond avec celle de l'écologie végétale qui partage avec elle un grand nombre de références communes (Deléage, 1991 ; Acot, 1994 ; Alexandre et Génin, 2011) : « Essai sur la géographie des plantes » de A. Von Humboldt (1807), « Essai élémentaire de Géographie botanique », « Géographie botanique raisonnée » de A. de Candolle (1855), etc. Ainsi, durant la première moitié du 20e siècle, les thèmes sont largement partagés entre botanistes et géographes de la végétation (décrire la répartition des espèces, les liens entre les espèces et leur milieu, etc.) et séparer hermétiquement les deux disciplines est probablement en partie artificiel, car, si les institutions se développent en parallèle, les liens restent fort entre ces deux éléments comme en attestent les relations étroites entre botanistes et géographes autour des questions de cartographie écologique.

Au cours du 20e siècle, malgré des liens scientifiques avérés et récurrents, les pratiques se différencient progressivement. L'écologie construit un édifice conceptuel et empirique autour de concepts comme l'écosystème, la chaine trophique, etc. Sous l'impulsion d'Elton, d'Odum ou de Lindeman, l'écologie développe une approche fonctionnelle : elle étudie la dynamique des populations animales et végétales et les cycles biogéochimiques (Deléage, 1991). Dans le même temps, la géographie botanique suit des chemins divers, notamment selon les pays. En France, elle est globalement assez marginale au sein de la géographie, et ce au moins depuis le début du 20e siècle (Alexandre et Génin, 2011). Après la Seconde Guerre mondiale, la biogéographie d'obédience géographique aborde schématiquement trois aspects (Ehlai, 1968 ; Viers, 1970 ; Rougerie, 1977) : la répartition de la végétation à large échelle, plutôt sur des critères physionomiques et en lien avec les aspects climatiques, la relation entre les hommes et la végétation (essentiellement selon un couple ressource/impact) et le fonctionnement écologique des milieux. Ainsi, contrairement à ce qui a été observé pour le couple géomorphologie/géologie, la convergence entre biogéographie et écologie est

[15] Demande sociale dont la charge avant les années 1980 était, en France, en grande partie assurée par les corps d'ingénieurs et non par les universitaires.

marginale depuis les années 1980 (Alexandre et Génin, 2016). En effet, en écologie les approches traditionnelles sont progressivement complétées par des approches expérimentales, modélisatrice, génétiques, etc. alors que, en parallèle, les géographes ont profondément reformulé leurs recherches sur le vivant en abordant des versants plus culturels (Arnould, 1994) comme en témoigne l'évolution des contenus des manuels universitaires abordant les questions écologiques pour les étudiants géographes[16].

Les deux exemples précédents montrent la complexité et la mobilité des relations entre approches naturalistes en géographie et sciences naturelles, avec des cas de convergence (géomorphologie/géologie) et de divergence (écologie/biogéographie géographique). Dans ces cas-là, chaque discipline (en fait surtout la plus faible institutionnellement parlant) cherche à marquer sa différence, sa spécificité. La ligne de défense des géographes naturalistes désireux de marquer leur distance avec les disciplines voisines repose classiquement sur une approche territorialisée qui contient au moins trois arguments : cette approche serait plus sociale, plus multiscalaire ou plus intégrée ou globale.

b.2. L'approche sociale de la nature

Concernant le premier argument de prise en compte des sociétés, il est mis en avant depuis longtemps par les géographes comme une marque de fabrique. Par exemple, H. Elhaï dans son traité de biogéographie de 1968 mentionne explicitement la prise en compte des interventions humaines dans le façonnement des paysages végétaux comme sujet d'étude, voire comme sujet premier, puisqu'il postule que les paysages biogéographiques sont un compromis entre l'œuvre de la nature et l'action millénaire des hommes. De fait, il place conceptuellement l'homme au centre de ce qu'il appelle la combinaison biogéographique (Figure 18A) et il affirme qu'un raisonnement géographique qui ne tient pas compte de son effet est *a priori* suspect. De même, les activités humaines sont des éléments constitutifs du géosystème (Bertrand, 1968) et de ses déclinaisons comme le sylvosystème (Houzard, 1985). Les sociétés possèdent généralement une place non négligeable au sein de la représentation des interactions natures/sociétés (Figure 18B) et les géographes produisent un vocabulaire propre d'articulation entre les sociétés et leur environnement, vocabulaire qui ne semble pas très utilisé en dehors de celle-ci (voir même au sein de la géographie) : géosystème, contrainte, œcoumène, médiance, trajection, etc.

Au cours du 20e siècle, la nature en géographie est schématiquement passée du cadre de vie des populations, qu'il convient de présenter de façon savante dans toutes les études de géographie régionale, à un objet autonome de recherche, dont il est nécessaire de décrire et d'expliquer l'état par des relations causales (ex. étude de la mise en place des modelés, des régimes hydrologiques et climatiques). Mais la place de la nature dans l'analyse est variable dans le temps et entre individus au sein de la discipline. Pech et Regnauld (1992) identifient au moins 4 formes d'approches des objets de nature : comme support physique, comme cadre de vie plus ou moins favorable, comme ressources et comme enjeux géopolitiques et géoéconomique en fonction de leur répartition et de leur perception. Les efforts fournis en matière de métrologie par certaines spécialités comme la géomorphologie ont rendu difficile l'investissement dans l'approfondissement des logiques sociales alors que, en parallèle, certains auteurs ou certaines spécialités (comme la géographie du vivant ou des risques) ont connu un déplacement progressif du curseur depuis une approche naturaliste vers une

[16] Voir, par exemple, les différences entre Ehlai (1968) ou Huetz De Lemps (1994) d'une part et Arnould et Simon (2007), Gunnell (2009) ou Alexandre et Génin (2011) d'autre part.

approche plus sociale. L'étude des processus biologiques ou physiques reste toujours présente en géographie, mais elle côtoie depuis les années 1980 des approches sociales, culturelles et politiques relevant plus d'une géographie de l'environnement (ex. Tissier, 1992 ; Arnould et Glon, 2005) ou d'une géographie environnementale (ex. Chartier et Rodary, 2016) que d'une géographie biophysique à proprement parler. Ces approches abordent les questions de perception, de représentation et d'appropriation ainsi que les enjeux politiques associés (Arnould et Glon, 2005 ; Simon, 2006). De fait, les milieux naturels sont appréhendés sous triple angle donné/construit/vécu au moins depuis les années 1970 (ex. Dauphiné, 1979 ; Brossard et Wieber, 1984 ; Berque, 1986)[17].

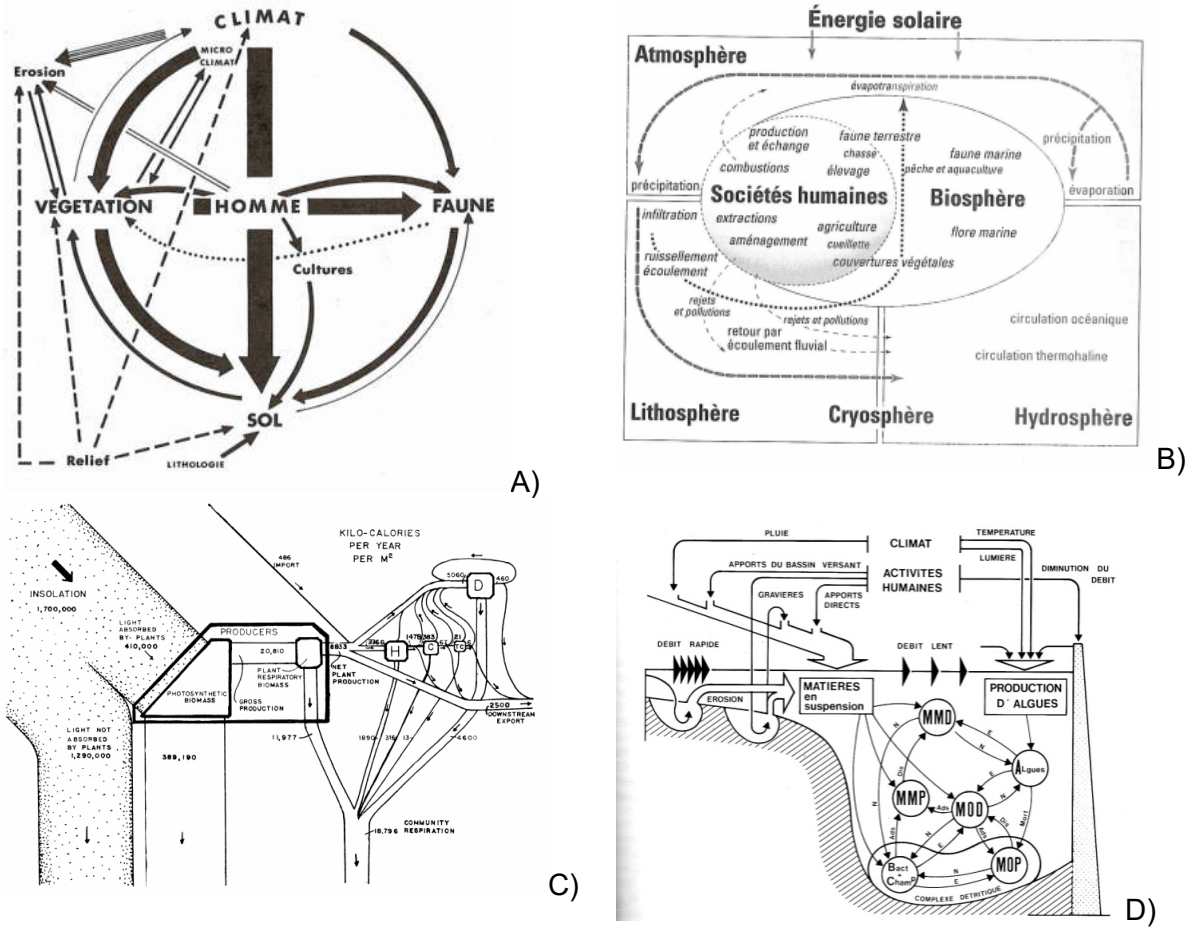


Figure 18. Exemples de différents modes de représentation du vivant et de la place de sociétés au sein du système Terre par les sciences naturelles, A) la combinaison biogéographie selon Ehlai (1968) positionnant les humains au centre d'interactions entre composantes physiques et biologiques, B) les interactions au sein du système Terre dans Amat *et al.* (2008), C) le fonctionnement d'un écosystème (la source *Silver spring* en Floride, USA) représenté par les flux d'énergie entre les composantes de l'écosystème sans mentions des activités humaines (Odum, 1957), D) la dynamique des matières en suspension par Décamps *et al.* (1979).

Les géographes ont souvent reproché aux écologues de ne pas prendre en compte la dimension sociale à sa juste valeur et de se baser sur concept anhistorique, l'écosystème (Figure 18C). Or, d'une part, dès les années 1930, A. Tansley en proposant la définition

[17] Pour des travaux plus anciens, voir également les textes de M. Sorre, d'E. Dardel, etc.

d'écosystème soulignait la nécessité d'étudier des écosystèmes intégrant une part d'actions humaines (Deléage, 2003 ; Cameron et Earley, 2015) et, d'autre part, au moins depuis les années 1980, l'écologie s'est ouverte de façon plus explicite à cette dimension humaine que ce soit en intra ou en interdisciplinaire. Cela ne constitue peut-être pas la pratique dominante, mais les travaux en écologie du paysage ou en écologie de la conservation analysent fréquemment les objets de nature comme des socioécosystèmes dynamiques liés aux activités humaines[18]. L'intégration des dimensions sociales en écologie, lorsqu'elle existe, reste néanmoins majoritairement liée à la notion d'impact (Figure 18D) ou au thème de la gestion de la ressource (Frontier et Pichod-Viale, 1995). Mais, ce constat peut également être fait pour une large partie de la géographie biophysique. Il convient de rester prudent quant au niveau de généralité de ce constat compte tenu de la diversité des positionnements individuels au sein de chaque discipline[19]. À ce titre, le positionnement de C. Lévêque est intéressant ; en effet, pour lui, l'écologie s'intéresse aux processus écologiques, ce qui l'amène à intervenir sur des questions sociales, mais son objet est bien écologique (Lévêque, 2001). De fait, il met en garde les écologues qui, pour assoir une légitimité ou pour répondre à une demande, promettraient trop en étendant artificiellement leur champ d'études sur les sociétés. Pour Primack *et al.*, (2012) également, l'écologie étudie une nature sans humains, et c'est la biologie de la conservation qui s'intéresse aux interactions.

En résumé, la reconnaissance de multiples perspectives sociales sur les structures et les processus biophysiques en géographie est une constante et cette reconnaissance me semble, au moins dans les discours, plus développée que dans les autres sciences naturelles. Mais, si la géographie propose un cadre conceptuel et méthodologique qui permet cette prise en compte (Marchand, 1980 ; Mathevet et Marty, 2015), cela ne signifie pas pour autant que les géographes biophysiciens le font concrètement de façon systématique.

b.3. L'approche multiéchelles de l'agencement de la nature

Le second argument parfois avancé pour distinguer l'approche géographique des objets de nature est un centrage sur l'agencement spatial, une prise en compte systématique de plusieurs échelles spatio-temporelles et une historicisation des socioécosystèmes. Cette spécificité est clairement mise en avant dans le discours géographique depuis longtemps (Broc et Giusti, 2007) et selon plusieurs angles : spatialité, emboitement d'échelles, discordances territoriales, historicisation, effet d'héritages, etc. (Pech et Regnauld, 1997 ; Bravard, 1998 ; Bertrand et Bertrand, 2002 ; Rodary, 2003 ; Arnould et Simon, 2007 ; Pech, 2007 ; Lespez, 2012b ; Giusti, 2012 ; Métaillée et Gallop, 2015 ; Mathevet et Marty, 2015).

De fait, l'analyse spatialisée des processus et des structures est très répandue en géographie biophysique (ex. Gautier, 1994 ; Piégay, 1995 ; Liébault, 2003 ; Arnaud-Fassetta et Fort, 2004). Mais la spatialité est également reconnue, plus ou moins implicitement, et étudiée, plus ou moins fortement, dans les autres sciences naturelles (Muxart *et al.*, 1992 ; Levin, 1992 ; Regnauld, 2013), comme en atteste par exemple l'utilisation abondante des approches géostatistiques en géologie (Sen, 2009), l'approche d'écologie du paysage (Forman et Godron, 1986) ou les modélisations spatialement explicites en écologie (DeAngelis et

[18] Cf., par exemple, les travaux de J. Lepart sur les prairies qui reconnaissent explicitement l'effet positif des pratiques sociales sur la biodiversité.

[19] Pour l'écologie cf., par exemple, Devictor (2015) ou la différence de prise en compte et de discours dans les manuels universitaires d'écologie rédigés par François Ramade et Robert Barbault avec un discours me semble-t-il plus élaboré de ce dernier.

Yurek, 2017). Ainsi, l'écosystème, au-delà de son origine conceptuelle, est actuellement un objet d'étude clairement spatialisé dans nombreuses études en écologie (Lévêque, 2001) et l'écologie reconnaît la question des échelles comme un enjeu majeur (Levin, 1992).

La même remarque peut être formulée concernant la dimension temporelle en prenant l'exemple des travaux d'écologie historique (Balé et Erickson, 2006). Ainsi Blandin (2004) encourage-t-il l'écologie à approfondir et à achever un changement de paradigme, amorcé depuis plusieurs décennies, depuis l'étude des systèmes en équilibre vers l'étude des trajectoires en réseau « qui poserait la transformation comme fait premier, et se démarquerait d'une systémique étriquée, anhistorique, qui a longtemps imprégné l'écologie des écosystèmes ». Les distinctions réelles sont ainsi probablement plus subtiles que les effets de revendication ; elles sont à chercher, d'une part, dans les différences entre l'affichage (ou le discours solitaire) et la réalité (ou la majorité) des pratiques et, d'autre part, dans la nature des pratiques[20].

b.4. L'approche globale de la nature

Enfin, troisièmement, l'approche géographique des objets de nature au sein d'un territoire donné serait plus intégrative que celle des autres disciplines. En effet, pour certains auteurs, la géographie biophysique mobilise un savoir plus varié que les sciences naturelles sous le vocabulaire partiellement redondant d'approche globale, intégrée, synthétique ou systémique. Cette mobilisation accrue est une constituante ancienne, mais pas nécessairement constante, de la géographie comme approche scientifique (cf. les écrits de A. Von Humboldt). Le caractère global ou intégré n'est pas considéré comme une fin, mais comme un cadre conceptuel et méthodologique. Cette approche se distingue de la volonté, me semble-t-il aujourd'hui minoritaire, de faire de la géographie une science de synthèse dans la mesure où il ne s'agit pas (plus) de rassembler toutes connaissances, mais plutôt soit de combiner en hiérarchisant plusieurs sous branches de la géographie ou plusieurs sciences naturelles selon l'objectif et l'objet, soit de prendre en compte de façon plus fine la dimension sociale de l'environnement que ne le ferait les sciences naturelles.

La première position est, par certains aspects, assez proche du projet de l'écologie systémique, mais avec un poids moins fort du biologique (Figure 19). Dans la sphère francophone, ce type de positionnement a par exemple été porté par des équipes interdisciplinaires sur les milieux tropicaux (Chatelin et Riou, 1986) ou par des géographes comme G. Bertrand (Bertrand, 1978). Ce dernier propose de mobiliser plusieurs écoles de travaux comme l'éco-géographie de C. Troll, l'écologie systémique d'E. Odum, l'écophysiologie d'H. Ellenberg, la cartographie phytogéographique d'H. Gaussen, la phytosociologie de G. Emberger, la pédologie de P. Duchaufour, l'école du paysage russe, etc. Il voit dans les études de G. Rougerie sur la forêt, l'écogéographie de J. Tricart, l'approche paysagère de J.C. Wieber ou dans ses propres travaux des exemples typiques de ce type de démarches. Cette géographie, toujours selon lui, ne doit pas avoir peur de se rapprocher et de collaborer avec l'écologie et il cite les travaux de J.P. Bravard sur le Rhône dans le cadre du PIREN comme un exemple réussit d'utilisation du concept de géosystème (nommer hydrosystème dans ce cas).

[20] Par exemple, pour la différence entre temporaliser et historiciser voir Bertrand (1991).

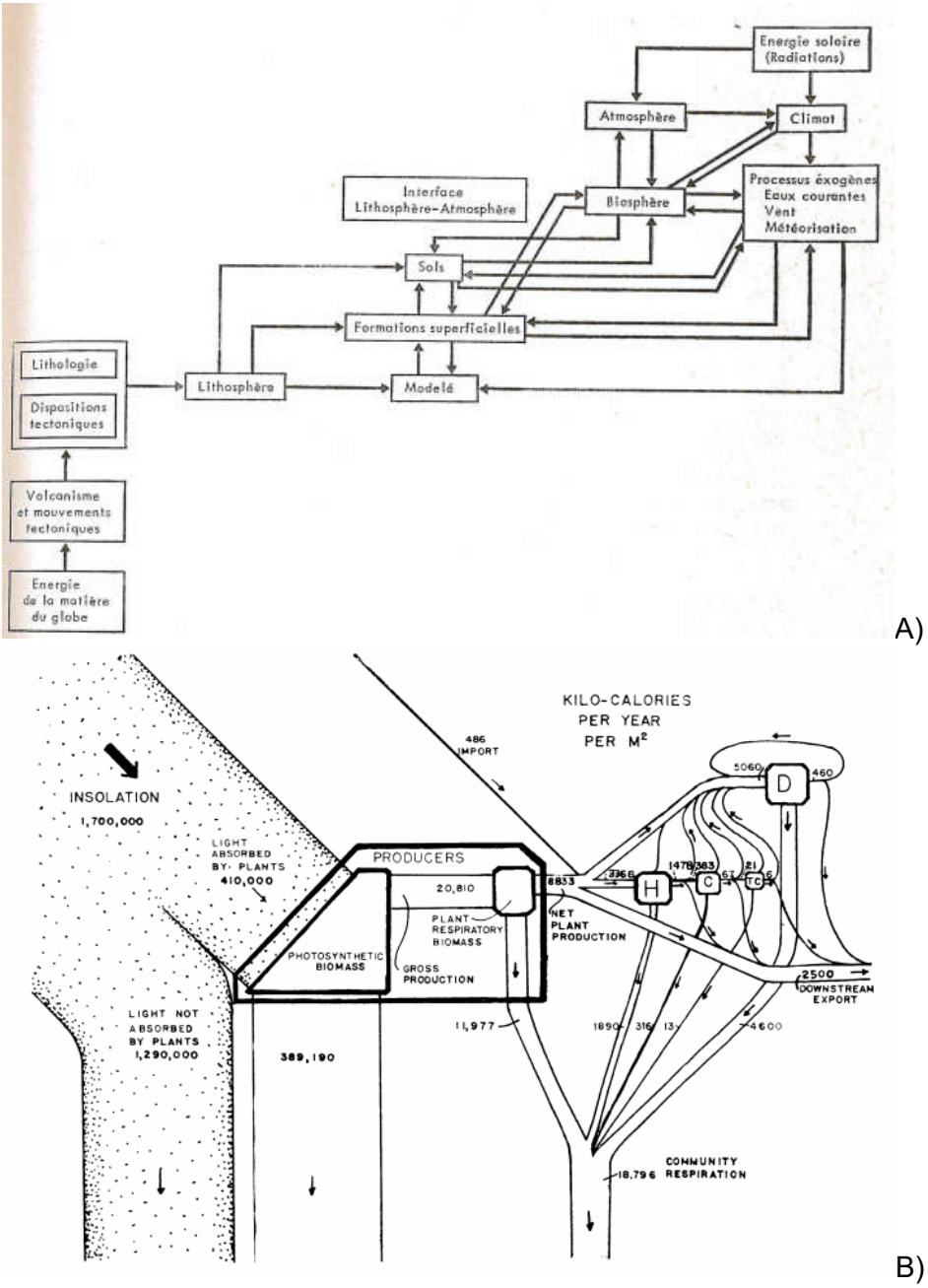


Figure 19. Modes de représentation systémique illustrant une représentation des milieux détaillant moins la dimension biologique, mais plus les dimensions physiques A) en géographie (Tricart et Killian, 1979) que B) en écologie (Odum, 1957).

La seconde position renvoie à une approche où l'objet d'étude (l'eau, le végétal) n'est pas considéré que comme une ressource matérielle, mais aussi comme un élément immatériel (ex. Dauphiné, 2001). C'est le sens du cadre Géosystème/Territoire/Paysage proposé par G. Bertrand comme évolution du concept de géosystème en ajoutant à l'entrée naturaliste des entrées socio-économiques et socioculturelles (Bertrand et Bertrand, 2002). Cette tendance n'est cependant pas le fait de tous les géographes dans la mesure où elle rentre en grande partie en contradiction avec la logique de spécialisation (Tissier, 1992) qui reste une tendance lourde dans de nombreuses disciplines, et pas seulement en géographie. En effet, le débat existe-t-il aussi en écologie entre les approches réductionnistes et les approches holistiques avec, malgré un discours général très ouvert sur les approches systémiques, des pratiques

qui demeurent (du moins dans certaines branches de l'écologie) très empreintes de réductionnisme (Lévêque, 2001).

Conclusion

En résumé, l'examen rapide des arguments mobilisés pour défendre une spécificité de l'approche géographique des objets de nature par rapport aux autres sciences naturelles bute sur une difficulté majeure : comment distinguer le discours solitaire, incantatoire ou à vocation politique des pratiques effectives. Il me semble que seul un examen approfondi et comparatif des pratiques actuelles en géographie biophysique et dans les disciplines voisines par une approche épistémologique permettrait de clarifier le débat ; il faut donc approfondir les études dans ce sens (Rhoads et Thorne, 1996 ; Giusti, 2012 ; Regnauld, 2013)[21].

Cependant, en l'absence d'un tel matériau, il me semble tout de même possible d'affirmer que les critères habituels de spécificités (approche sociale, approche spatio-temporelle et approche globale) ne peuvent être utilisés dans un sens absolu dans la mesure où les autres disciplines mobilisent également (dans le discours ou dans les faits) ces éléments. En revanche, une analyse fine devrait permettre tout de même, d'une part, de positionner chaque discipline sur un gradient de prise en compte plus ou moins effective et complexe de ces éléments et, d'autre part, de souligner des différences dans les logiques d'observation. En effet, je fais l'hypothèse que la formation et le découpage institutionnel sont mis en tension par l'évolution des sciences naturelles, mais qu'ils continuent de produire des éléments différenciants (et complémentaires) entre géographie biophysique et géologie ou écologie, notamment en matière d'unité d'observation, d'échelle d'étude et de réflexion sur la représentativité spatiale de l'observation naturaliste. Cette hypothèse s'appuie sur deux éléments issus de ma pratique scientifique : la logique géographique sous-jacente à mon approche méthodologique (cf. p. - 71 -) et la collaboration avec des scientifiques inscrits dans d'autres sciences naturelles (écologues et géologues).

c. Une approche pertinente ?

Au-delà de la cohérence interne de la discipline et des relations avec les disciplines proches, de nombreux auteurs placent le débat vers un autre critère, celui de la pertinence. Schématiquement, la pertinence renvoie à une bonne correspondance entre des moyens (scientifiques) mis en œuvre et un objectif fixé, par exemple une meilleure compréhension des phénomènes. Qu'est-ce qu'une discipline ou une spécialité apporte au débat et à la connaissance ? Il est ainsi possible de se référer aux géographes pour identifier les raisons qui font de leur approche géographique des objets de nature une approche pertinente, c'est-à-dire appropriée, pour analyser ces objets. Au-delà d'un réquisitoire panégyrique dédié à leur discipline, les géographes argumentent au moins sur trois plans différents.

- Premièrement, ils affirment que leur production apporte un regard pertinent sur la nature, en s'appuyant notamment sur les critères de spécificité évoqués ci-dessus. Par exemple, leur capacité à articuler les enjeux socionaturels est pertinente pour limiter les effets de purification (au sens de Latour, 1991) qui tendent à séparer nature et culture dans un mouvement de renforcement du projet moderne (Claval, 1989 ; Bravard et Piégay, 2000 ; Cohen, 2002 ; Arnould et Glon, 2005 ; Lave *et al.*, 2013 ; Brédif et Simon, 2014 ; Tadaki *et al.*, 2015a). Penser la nature comme un objet socialisé

[21] Il conviendrait d'intégrer à cette analyse la dynamique du contexte institutionnel de la recherche et l'effet de cette dynamique sur les relations entre disciplines.

nécessite des approches scientifiques adaptées d'articulation. L'approche géographique peut ainsi participer au mouvement scientifique de multiplication des plateformes sur la question des objets de nature, comme les approches de type système socioécologiques, *political ecology*, savoirs vernaculaires, etc. En quelque sorte, il semble que la géographie mette déjà en l'œuvre le pluralisme des épistémologies et des types de raisonnement scientifique proposé par certains auteurs comme un des éléments de progression de l'étude scientifique de la nature (Chatelin et Riou, 1986 ; Miller *et al.*, 2008 ; Bueno, 2012 ; Regnauld, 2013).

- Deuxièmement, ils affirment fournir une contextualisation pertinente de l'objet d'étude, qui va au-delà d'une présentation scolaire du site d'étude (Pech, 2007 ; Giusti 2012 ; Simon et Raymond, 2015) et qui représente une approche relativement bien intégrée (Pigeon, 2005). En effet, dans les recherches sur l'environnement, les chercheurs s'accordent à dire qu'elles nécessitent de combiner les disciplines ; or l'approche géographique (selon les disciplines avec lesquelles elle interagit et la pratique du ou des géographes en question) permet une meilleure socialisation, spatialisation, anthropisation, patrimonialisation, historicisation et hybridation de l'environnement (Bertrand et Bertrand, 2002 ; Mathevet et Marty, 2015). Cette capacité de proposer un regard complémentaire est notamment liée à la formation des géographes (Giusti *et al.*, 2015) et à leur habitude d'un travail multiéchelle (Pech et Regnauld, 1997 ; Mathevet et Marty, 2015).
- Troisièmement, la géographie est vécue par ses membres comme pourvoyeuse d'une expertise reconnue en direction de la sphère opérationnelle (*c.-à-d.* aménagement du territoire, gestion de l'environnement) par exemple en matière de gestion des risques, des cours d'eau, du patrimoine naturel, de changement environnementaux, etc. (Pech, 2007 ; Laganier et Arnaud-Fassetta, 2009 ; Gautier et Pech, 2016).

Mais ces arguments sont délicats à évaluer du fait d'une propension des membres d'une discipline ou d'une spécialité de survaloriser leur propre approche dans un processus d'autolégitimation tout à fait compréhensible, notamment dans un contexte institutionnel compétitif et dans un monde financier fini. Il est alors également possible de chercher dans d'autres disciplines des signes de reconnaissance de la pertinence d'une approche géographique. S'il est délicat de se fier aux écrits des seuls géographes pour justifier la pertinence de leur approche, il est difficile de synthétiser la vision et la pratique qu'ont les autres disciplines de la géographie. Toutefois, il n'est pas rare de trouver des témoignages sur la pertinence de celle-ci. Par exemple, pour G. Gille-Escuret, biologiste et anthropologue, la géographie, comme l'agronomie, sont historiquement des disciplines qui sont rompues à l'analyse des relations entre les sociétés et les écosystèmes ce qui la rend à l'aise dans ce domaine (Gille-Escuret, 2014). Implicitement, certains écologues laissent également à la géographie la primauté de l'étude de ces relations en argumentant que l'écologie n'est pas une science de l'anthroposystème, mais bien de l'écosystème[22]. La pertinence de la géographie du fait à sa capacité à produire des explications intégrées est également reconnue par l'anthropologue P. Descola qui affirme qu'« il y a trois matières déterminantes pour faire face à la crise de la nature : l'écologie, l'anthropologie et la géographie. Car ce sont trois sciences des interactions entre humains et non-humains. Elles devraient occuper une très grande place dans l'enseignement secondaire »[23]. Notons, à l'inverse, que parfois, l'approche

[22] cf. les écrits de C. Lévêque ou de M. Lamotte.

[23] Extrait d'une émission de radio en 2015 ; http://www.franceculture.fr/emissions/planete-terre/les-rapports-

géographique n'est pas reconnue comme pertinente ou alors qu'elle est même négativement considérée, car trop généraliste (Mathieu, 1992). Cette dernière note également, en ce qui concerne les géographes dits physiciens impliqués dans des projets interdisciplinaires, qu'ils sont majoritairement mobilisés pour leur spécialité et non pour leur capacité d'intégration.

Conclusion

En résumé, et pour évacuer une fois pour toutes la question de la légitimité d'approches biophysiques en géographie, il convient de rappeler, premièrement, que la cohérence paradigmatique d'une discipline n'est pas la norme ; il s'agit plutôt d'une construction théorique (Leclerc, 1989). Dans ce sens, je ne vois pas de raisons d'exclure le thème de la structure et fonctionnement biophysique des objets de nature, et plus largement des interactions natures/sociétés, du champ de la géographie au titre d'une cohérence inexistante. Et, deuxièmement, quand bien même la question de cette cohérence se poserait, dans la mesure où les objets de nature sont une dimension irréductible de la société (Berque, 1986), leur agencement spatial et leur relationnel avec la société doivent faire l'objet d'une analyse au sein de la géographie, autant que les processus économiques, sociologiques ou psychologiques. Certes, cette analyse peut nécessiter de mettre en œuvre un travail d'explication et de « remonté » des chaines causales qui engage les géographes dans des pratiques historiquement coconstruites avec les autres sciences naturelles, mais il convient ici de ne pas assimiler ces moyens à une fin géographique. La pertinence de l'approche biophysique des objets de nature en géographie peut ainsi résider dans la mobilisation de ses pratiques dans un projet disciplinaire dont la légitimité repose surtout sur son apport au débat. Cet apport ne doit pas être sous-estimé dans l'évaluation des approches géographiques des objets de nature et elle semble mise en évidence par la tendance actuelle à lutter contre la purification des pôles naturels et culturels (Serres, 1990 ; Latour, 1991 ; Descola, 2005). À titre personnel, je considère que la légitimité de la géographie à produire des connaissances sur les processus biophysiques et sur les relations natures/sociétés réside notamment dans le fait que le positionnement disciplinaire en géographie offre une approche des objets de nature complémentaire de celles développées dans les sciences naturelles. En effet, elle produit des données dans un cadre épistémologique différent qui permet, d'une part, une meilleure articulation avec les questions sociales et, d'autre part, une lecture spatiale des territoires concernés.

1.3. Le cadre épistémologique induit par le positionnement disciplinaire[24]

Introduction

Le positionnement initial de mes activités de recherches est majoritairement celui des sciences naturelles, qu'il s'agisse de la veine naturaliste de la géographie ou des sciences écologiques et géologiques. Ce positionnement induit un certain nombre de caractéristiques épistémologiques parmi lesquelles deux sont exposées ci-dessous : la question ontologique de la nature des objets étudiés (la nature existe-t-elle ?) et la question méthodologique de la

---

de-lhumanite-la-nature-peuvent-ils-evoluer.

[24] Certains passages de cette section doivent beaucoup aux discussions avec H. Regnauld.

façon d'étudier ces objets (comment analyser les structures et les processus biophysiques ?)[25].

À ma connaissance, il existe peu d'études récentes et détaillées sur la nature des pratiques effectives et des positionnements épistémologiques des géographes biophysiciens hormis les livres de Rhoads et Thorn (1996) et de Inkpen (2005, réédité en 2013) pour la sphère anglophone et quelques productions récentes pour la sphère francophone (Giusti, 2012 ; Regnauld, 2013). Ainsi, Orain 2006 constate que « […] la question des relations nature-société a été réexaminée à frais nouveaux par des générations rompues à l'utilisation d'imageries (photographique, satellitaire, cartographique...) diverses, sans que l'on voie pour autant émerger un métadiscours fédérant par la théorie des entreprises circonscrites ». Ce qui suit est donc en partie alimenté par des travaux sur les disciplines connexes et demeure parfois plus de l'ordre de la conjecture que du résultat corroboré. Ce manque de connaissances actualisées et spécifiques à la géographie biophysique est un problème pour une spécialité soumise à de nombreuses tensions internes et externes, car les débats disciplinaires et interdisciplinaires sont parfois basés sur des perceptions obsolètes.

a. La façon de voir le monde : le statut ontologique de la nature ?

Schématiquement, on peut identifier deux pôles ontologiquement opposés dans la façon de considérer les phénomènes ou les objets que l'on étudie :

- une vision réaliste basée sur la croyance que les objets (étudiés) ont une existence propre, indépendante de l'observation qu'un scientifique peut en faire, mais aussi sur la croyance que les propriétés de ces objets sont accessibles directement à l'observateur, sans que ce dernier ne les transforme par l'acte d'observation. La science parle d'un réel existant mais l'accessibilité directe ne signifie pas nécessairement que l'on peut avoir confiance dans l'expérience immédiate et les catégorisations spontanées. Par exemple, le positivisme est une forme de réalisme qui construit des dispositifs pour intégrer les expériences au sein de protocoles d'objectivation.
- une vision idéaliste basée non seulement sur le principe inverse de l'impossibilité d'un accès direct aux objets, mais aussi, dans une logique plus radicale, qui doute de l'existence d'autres réalités que celle de la pensée. Dans ce cadre, l'activité scientifique permet de circonscrire le réel mais, en le faisant, elle « crée » ce réel. Cette position peut conduire à développer une forme de constructivisme et, dans une version radicale, de relativisme au sein duquel l'existence de critères universels de scientificité n'est pas avérée.

Classiquement, les pratiques des sciences naturelles s'inscrivent dans le réalisme ontologique. Elles sont ainsi basées sur le principe qu'il existe une réalité externe à la société avec laquelle il est possible d'interagir, par exemple par des mesures, et qu'il existe des relations causales entre les éléments de cette réalité, c'est-à-dire des relations qui détermine l'état de ces éléments (Inkpen, 2005). Les sciences humaines et sociales accueillent une plus grande diversité de positions et un curseur moyen clairement moins réaliste.

Les différences entre les approches scientifiques que l'on peut rattacher à ces grandes visions (*c.-à-d.* réaliste et idéaliste) ont parfois donné lieu à des tensions frisant la caricature entre une approche naïvement positiviste des sciences dites « dures » et une approche de déconstruction totale de pratiques scientifiques abritée par les sciences dites « molles ». De

[25] La dimension causale sur le pourquoi ce qui arrive arrive ne sera pas traitée.

fait, cette tension est plus souvent le fait d'une incompréhension (ou d'une faible ouverture d'esprit) que d'une différence irréconciliable, incompréhension qui surgit de la confusion entre la position ontologique concernant l'existence des objets en dehors de la pensée humaine et la façon de les comprendre. On doit notamment à I. Hacking (2008) d'avoir clarifié ce débat en rappelant, d'une part, l'importance de distinguer la nature construite des objets et des processus de celle des idées et des catégories et, d'autre part, la différence qu'il y a à travailler sur des objets indifférents (majoritaires dans les sciences naturelles) et sur des objets interactifs (majoritaires dans les sciences de l'homme et de la société). Ainsi, la biologie, la géologie et la géographie biophysique étudient-elles globalement des objets indifférents qui, pour les chercheurs de ces disciplines, existent même s'il faut reconnaître qu'ils le font au travers de concepts et d'outils socialement construits.

Dans les faits, l'observation des pratiques montre, au-delà de cette dichotomie théorique, une diversité de positionnements effectifs en lien avec la diversité des objets et des angles d'étude. C'est évidemment le cas au sein de l'ensemble de la géographie, mais aussi parmi les géographes qui se concentrent sur les objets de nature, et cela se traduit par une large couverture des possibles à l'échelle de la discipline. De fait, aborder les milieux sous le triple angle donné / construit / vécu n'est peut-être pas le plus courant à l'échelle des géographes biophysiciens en tant qu'individus, mais cela est pratiqué à l'échelle de la discipline depuis plusieurs décennies (Dauphiné, 1979) comme en attestent les travaux portant sur les milieux avec des entrées risques (Pigeon, 2005), culturelles (Arnould, 1994), paysagères (Brossard et Wieber, 1984), historiques (Bravard, 2006), interdisciplinaires (Chatelin et Riou, 1986), etc. Il convient de formuler trois remarques sur cette diversité interne à la géographie. Premièrement, elle n'est probablement pas aussi marquée dans les autres disciplines qui étudient les milieux naturels, mais elle n'est pas un cas unique dans les disciplines à la frontière des dimensions naturelles et culturelles (cf. le cas de la psychologie ; Hempel, 2012). Deuxièmement, malgré sa reconnaissance, l'impact de cette diversité sur les pratiques quotidiennes est souvent faible[26]. Enfin, troisièmement, la diversité des positionnements ontologiques s'estompe en partie lorsque l'on appréhende les choses à l'échelle de la spécialité interne (Soler, 2002). Par exemple, pour la géographie biophysique, Inkpen (2005) identifie au moins 4 approches différentes en matière de modalité d'atteinte de la réalité (*c.-à-d.* positivisme logique, rationalisme critique, réalisme critique et réalisme pragmatique), mais qui relèvent toutes d'une considération de cette réalité ontologiquement proche (l'existence d'entités réelles).

b. La façon de produire et de valider des énoncés : comment analyser scientifiquement les structures et les processus biophysiques ?

La question ontologique de la réalité du monde observé est importante, mais la nature du positionnement épistémologique renvoie également à ce qui fait la spécificité d'une activité scientifique dans la façon de produire et de valider des énoncés. Il y a plusieurs façons de faire de la science (Barrau, 2016). En effet, le réalisme ontologique des sciences naturelles peut donner lieu à une posture de réalisme scientifique ou à une posture plutôt

[26] Les positionnements sont souvent présentés comme exclusifs : « si pour apprécié un donné, le géographe doit choisir entre deux attitudes, la rigueur du vérificateur du poids et des mesures ou la pénétration compréhensive du psychiatre, c'est bien la première que l'on attend de lui » (Derruau, 1996). Or, il existe des positions épistémologiques moins exclusives.

d'antiréalisme scientifique qui s'opposent notamment sur le statut à accorder à la théorie qui, dans le premier cas, est le reflet du monde réel et qui, dans le second, est un outil d'accès à celui-ci (Sagaut, 2008).

Méthodologiquement, les sciences sociales et naturelles sont considérées comme des sciences empiriques, par opposition aux sciences formelles ou exactes, car elles sont basées sur une expérience sensible du monde que ce soit une observation ou une expérimentation. Elles sont donc par nature moins hypothético-déductives et moins mathématisées que les sciences formelles. La véracité des énoncés est essentiellement évaluée par leur cohérence factuelle ou matérielle et non par leur cohérence formelle (Sagaut, 2008).

Cependant, la caractérisation épistémologique des disciplines empiriques soulève deux problèmes. Premièrement, la pensée épistémologique est dominée par les études sur la physique, parfois considérée comme l'archétype des sciences empiriques. Or, il n'y a pas de structure et de fonctionnement épistémologique unique valable pour toutes les disciplines (Leclerc, 1989 ; Chalmers, 1991 ; Soler, 2002 ; Regnauld, 2013 ; Barrau, 2016) ; il est donc impossible de considérer les pratiques de la physique comme une norme. Deuxièmement, chaque discipline, et même dans certains cas chaque spécialité au sein d'une discipline, peut accueillir des pratiques différentes.

Malheureusement, les pratiques scientifiques actuelles de la géographie biophysique sont, à ma connaissance, très peu étudiées par un angle épistémologique. Autant, l'argument d'absence de réflexion épistémologique, qui a été notamment utilisé dans les années 1970 en France au cours du débat interne à la géographie, semble aujourd'hui moins percutant compte tenu des travaux réalisés depuis aussi bien à l'étranger (ex. Rhoads et Thorn, 1996 ; Inkpen, 2005 ; Tadaki *et al*., 2015a) qu'en France (ex. Chatelin et Riou, 1986 ; Giusti, 2012 ; Jégou *et al*., 2012 ; Regnauld, 2013). Autant, il vrai que ces travaux restent encore en grande partie à développer pour couvrir tous le spectre des pratiques effectives qui se rangent sous la bannière de la géographie biophysique et pour clarifier les ressemblances/divergences entre spécialités connexes. Ceci étant dit, il semble tout de même possible de fixer quelques caractéristiques de ces pratiques ; j'en retiens trois principales : l'incertitude, la multiplicité et la domination de l'induction et de l'abduction.

Le cadre incertain de la géographie biophysique.

Pour H. Regnauld (2013), le fonctionnement de la géographie biophysique est différent de celui de l'écologie ou de la géographie humaine. Ainsi, l'écologie est une science au sens de W. Quine avec 2 grandes théories : l'évolution génétique et l'influence du milieu. Elle progresse par le travail de sélection des écologues qui sauvent les faits corroborés et qui réajustent leurs théories en permanence. La géographie humaine est plus proche de la vision de J. Habermas, dans le sens où, d'une part, il s'agit d'une science, mais aussi d'une action sur le monde (*via* l'aménagement) et où, d'autre part, cette science propose des théories du social, mais aussi des critiques de celles-ci. Cette compréhension critique permet alors au scientifique de s'impliquer plus avant dans le débat intellectuel et politique. La géographie biophysique, elle, n'a pas de base théorique de ce type et « ne correspond pas à un schéma épistémologique existant » puisqu'elle a été construite comme un assemblage unifié par la géographie humaine. Notons que la dimension d'assemblage ressort également de l'analyse de Lévêque (2001) concernant l'écologie des écosystèmes, notamment comparée à l'écologie des populations. La géographie biophysique ne serait donc pas la seule dans cette position inconfortable d'absences de repères épistémologiques clairement définis.

La multiplicité des styles de pensées.

En suivant l'approche historique d'A.C. Crombie (1994), la géographie biophysique utilise plusieurs styles de pensées selon les spécialités et les périodes. La catégorisation et la classification ont joué un rôle très important dans la géographie biophysique de la première moitié du 20e siècle, car ces actions étaient considérées, par exemple par E. De Martonne, comme une voie vers la généralisation (Broc et Giusti, 2007). L'approche de type évolutionnaire a également joué un rôle en géomorphologie et en biogéographie. Mais, il me semble que l'approche qui s'est le plus étendue au cours des dernières décennies est l'approche probabiliste/statistique (Rhoads, 2004).

De fait, la géographie biophysique combine des approches idiographiques et nomologiques et des approches holistiques et réductionnistes (Derruau, 1996 ; Broc et Giusti, 2007). En effet, si les sciences « visent à découvrir, non pas des faits singuliers et isolés, mais des régularités qui s'expriment dans des propositions[27] générales » (Barberousse *et al*., 2000), ce travail, en géographie biophysique, nécessite également la compréhension des spécificités spatiales mise en évidence par des études de type idiographique (Pech et Regnauld, 1992). En cela, les pratiques de géographie biophysique sont peut-être assez proches de celles de la géologie. En revanche, en écologie, Lévêque (2001) avance que l'approche réductionniste est probablement majoritaire, surtout dans la partie écologie des populations, par opposition à l'écologie des écosystèmes. Mais, il cite une synthèse de Bourget et Frotin (1995) sur les études en écologie océanique qui identifie au moins 4 types d'approches différentes. À ce stade, il semble difficile de distinguer discours et pratiques sans une étude plus approfondie. Par exemple, Spiegelberg *et al.* (2012) montrent que les écologues qui travaillent sur les communautés végétales reconnaissent, dans le discours sur leur pratique, l'intérêt de coupler observation, expérimentation et modélisation mathématique, mais, en pratique, très peu font les 3 puisque 30 à 50 % des études qu'ils ont analysées ne sont basées que sur des observations.

Pour toutes les sciences naturelles, une montée en puissance des approches nomologiques semble indiscutable à l'échelle du 20e siècle. Cela est attesté par la volonté de passer d'une approche interprétative à une approche plus explicative *via* soit des déductions nomologiques (*c.-à-d.* en lien avec des lois universelles) soit des explications probabilistes (*c.-à-d.* des inductions statistiques) (Soler, 2002). Mais l'existence d'un nombre très limité de lois (au sens où elles sont définies en physique) donne un caractère un peu tronqué à ces approches nomologiques en science de la nature. En effet, le nombre de processus naturels étudiés en écologie ou en géographie biophysique relevant de lois universelles est faible (Pech et Regnauld, 1992 ; Lawton, 1999). Ainsi, pour Shrader et McCoy (1993), l'écologie est plus une science d'étude de cas, dont la valeur nomologique est évaluée par des approches statistiques, qu'une science de lois physiques. Cela implique que les capacités de prédiction de ces approches sont limitées à des lois de portée moyenne.

Une démarche essentiellement d'observations inductives et abductives

Compte tenu de ce qui vient d'être dit sur le rapport à la loi, les approches dominantes dans les sciences naturelles sont l'induction (observer des répétitions, et en induire un comportement) et l'abduction (étant donnée un fait B et A implique B, donc A est un fait)[28]. Le

[27] Une proposition, dans ce contexte, est le contenu d'un énoncé, susceptible d'être vrai ou faux.

[28] Pour le vocabulaire, voir Lecourt (2006).

recours à la déduction (qui repose sur une loi) reste marginal, car le statut des lois est incertain. L'induction et l'abduction sont complémentaires dans la construction du savoir naturaliste qui se fait progressivement par un va-et-vient et qui est fondamentalement de nature plus incertaine que dans la démarche déductive.

Par définition, les sciences empiriques se caractérisent par la place centrale de l'expérience sensible dans le dispositif scientifique sous deux formes l'observation et l'expérimentation, la seconde correspondant à une observation en conditions contrôlées. Les inférences inductive et abductive n'impliquent donc pas l'absence de théorie ou d'hypothèse préalable, ni l'impossibilité de tester celles-ci. Ainsi, le recours à l'expérimentation pour multiplier et contrôler les observations alimentant la démarche inductive est reconnu. L'expérimentation est présente *via*, par exemple, les sites expérimentaux, la modélisation spatiale et les modèles physiques, mais il me semble qu'elle est aujourd'hui plus présente en écologie ou en géologie qu'en géographie biophysique où son usage reste limité et est (a été) plutôt négativement perçu (Lageat *et al*., 1996).

Cette question de la mobilisation de l'observation et de l'expérimentation est liée à la question précédente des approches réductionniste/holistique dans la mesure où mobiliser la dimension expérimentale au détriment de la dimension observation peut conduire à développer une approche réductionniste dont de nombreux auteurs pensent qu'elle ne suffit à comprendre le fonctionnement des objets de nature (Larrère et Larrère, 1997).

Le recours aux observations en géographie biophysique s'est historiquement accompagné d'une relation complexe à la quantification (Derruau, 1996). Cette dernière est souvent présentée comme un des tournants majeurs des pratiques depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale (Rhoads, 2004 ; Cowel et Parker, 2004). Elle a été globalement adoptée de façon plus précoce et plus massive, d'une part, en écologie et en géologie qu'en géographie biophysique et, d'autre part, dans la géographie biophysique anglo-saxonne que dans la géographie biophysique française. Actuellement, au sein de cette dernière, les pratiques semblent très variables d'un individu à l'autre avec cependant une tendance à l'homogénéisation des pratiques dans le sens d'un recours régulier à la quantification (Giusti, 2012).

Conclusion

En résumé, le positionnement historique de la géographie biophysique est clairement celui d'un réalisme ontologique et scientifique. Mais, malgré une littérature assez peu abondante sur cette question, la position des géographes biophysiciens actuels me semble moins nette. En effet, la reconnaissance de la dimension construite des notions et des concepts mobilisés est parfois reconnue (Bravard, 2006 ; Tadaki *et al*., 2015a). Cette reconnaissance n'est pas le propre de la géographie de l'environnement puisqu'elle est aussi présente dans les approches naturalistes comme exemple chez les géomorphologues. Ainsi, C. Giusti (2012) positionne-t-il son analyse du relief dans le réalisme critique (voir aussi Blue et Brierley, 2016). Mon positionnement épistémologique illustre en partie ce flou. En effet, d'une part, le chapitre suivant est consacré à présenter le cadre épistémologique de mes travaux de recherche qui a été, depuis 15 ans, majoritairement celui du réalisme ontologique et scientifique. Mais, d'autre part, la partie finale de ce manuscrit présente une inflexion sensible de mon positionnement vers une intégration plus affirmée des dimensions construites (cf. p. - 210 -).

Chapitre 2. Une approche géographique de la végétation riveraine et de la gestion des hydrosystèmes

Introduction

Après avoir dressé le cadre épistémologique général des approches biophysiques en géographie, l'objectif de cette section est de préciser la façon dont j'ai étudié la végétation riveraine des cours d'eau et la gestion des hydrosystèmes depuis 15 ans. Mon approche s'inscrit évidemment dans ce cadre, il s'agit donc de clarifier, au sein de la diversité des positions possibles, qu'elle a été la mienne en abordant les questions disciplinaire, ontologique et méthodologique. Si mon approche me semble fondamentalement géographique, elle ne prétend aucunement constituer une norme de ce que devrait être la géographie du vivant, la géographie biophysique ou la géographie des milieux ; elle est plus l'illustration d'une approche parmi d'autres. Dans les perspectives de ce manuscrit, et sur la base de l'expérience de mes travaux, je proposerais une inflexion de mon positionnement *via* une meilleure intégration des bases épistémologiques de la géographie comme science sociale.

2.1. Une approche réaliste, mais dynamique

Du point de vue ontologique, mes travaux s'inscrivent dans une approche de type réaliste dans la mesure où je considère que la végétation riveraine des cours d'eau existe en dehors des constructions mentales qui en sont faites. Ce positionnement s'explique en grande partie par une approche naturaliste d'un objet d'étude qui représente ce que I. Hacking appelle un objet indifférent. J'identifie, je mesure, je compte, je positionne, etc. cet objet sans que ces actions ne provoquent de réactions de sa part.

En revanche, du point de vue épistémologique, ma pratique a connu une évolution sensible et récente, puisque d'une approche de type « réalisme naïf » d'inspiration positiviste mes travaux s'infléchissent vers un réalisme critique ou un réalisme pragmatique qui reconnaissent tous les deux la multidimensionnalité des objets d'études et notamment la dimension construite des concepts et des méthodes qui me servent à l'identifier, le mesurer, le compter, le positionner, etc. (Figure 20).

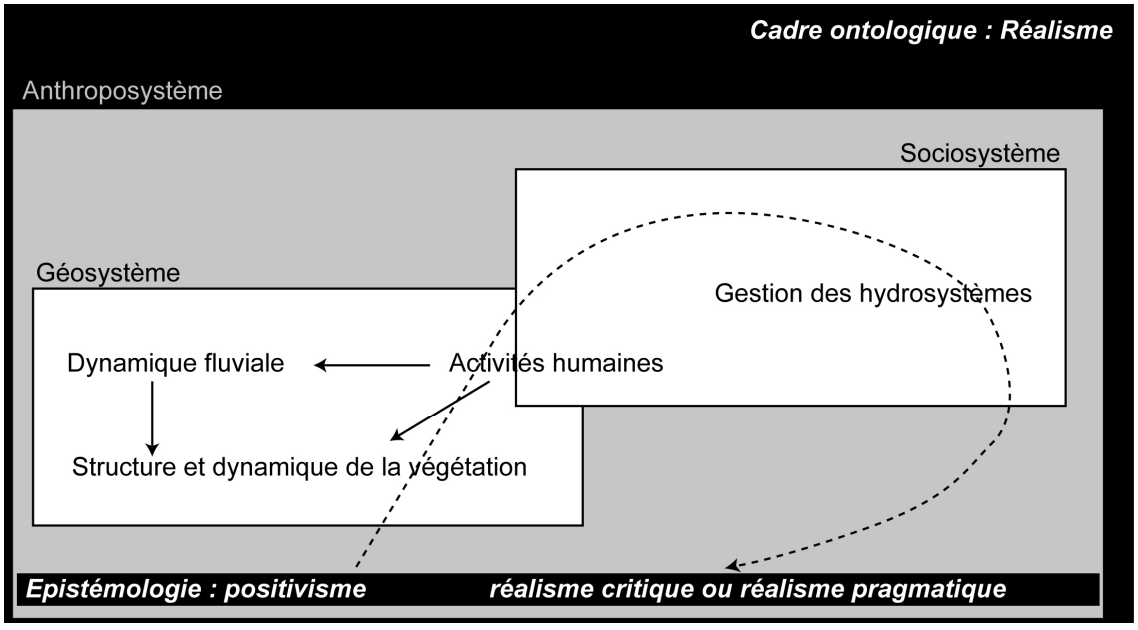


Figure 20. Positionnement ontologique et épistémologique de mes travaux de recherche. La flèche pointillée illustre une évolution depuis une approche de type réalisme « naïf » vers une approche de type réalisme critique ou pragmatique.

Ce glissement s'explique par plusieurs facteurs dont le principal est la collaboration formelle ou l'échange informel avec des collègues travaillant sur les aspects plus sociaux des hydrosystèmes et de l'environnement. Il s'explique aussi par une certaine de dualité de mes travaux de recherche avec, d'une part, une analyse des structures et des dynamiques biophysiques et, d'autre part, une implication dans les stratégies de gestion, que ce soit par une réflexion conceptuelle ou par un accompagnement des gestionnaires. Ce deuxième volet a été propice au développement d'une forme de réflexivité et donc, en retour, à un questionnement sur la nature épistémologique de ma pratique scientifique. Concrètement, ce glissement se traduit par le développement progressif d'une activité plus anthroposystémique (ou socioécosystémique) que géosystémique dans le sens d'une volonté de prise en considération plus fine des dimensions humaines et sociales. Compte tenu de son caractère récent, ce glissement sera développé dans les perspectives de ce texte (cf. p. - 210 -) où je présente des pistes pour réduire la tension dispersive qu'il génère dans mes activités de recherche et d'enseignement.

2.2. Une approche géosystémique d'un objet d'étude non disciplinaire

L'hydrosystème est un concept fondamentalement interdisciplinaire, il est donc logique que son étude, et *a fortiori* celle de la végétation alluviale, ne soit pas l'apanage d'une seule discipline et qu'elle soit facilitée par une approche globale ou intégrée (Wasson, 1992 ; Bravard et Piégay, 2000). De fait, les bases conceptuelles et méthodologiques de mes travaux proviennent de plusieurs champs disciplinaires ou spécialités : géomorphologie fluviale, biogéographie, hydrologie, écologie végétale, biogéochimie, etc. Mais la majorité de mon analyse de la végétation riveraine des cours d'eau :

- a été de nature géosystémique, appliquée au cas précis de l'hydrosystème fluvial, dans le sens d'un travail sur les relations entre les processus physiques (hydromorphologiques), biologiques (végétaux) et humains (majoritairement réduits à leur utilisation des milieux et à leur influence sur les milieux, dont les stratégies et les modalités de gestion) (Figure 21).
- relève de l'approche naturaliste des milieux en géographie dans la mesure où ils mobilisent d'une part les sciences naturelles connexes à la géographie et d'autre part certains ressorts typiquement géographiques (*c.-à-d.* spatialité, société), (Figure 21). Le qualificatif de biogéographique peut être retenu, car, d'une part, la composante végétale est centrale comme objet d'étude à part entière et comme indicateur des interactions natures/sociétés et, d'autre part, cette composante est étudiée selon certains des angles de vues typiques des approches biogéographiques (ex. structure et fonctionnement spatial des espèces et des communautés, évolution du paysage, impact anthropique sur les communautés biologiques, interactions entre systèmes biologiques et physiques, etc. ; cf. Cowel et Parker, 2004).

Les thèmes et les méthodes de mes travaux s'inscrivent ainsi dans un pool de recherches bien investi par les géographes (dont la majorité possède une entrée initiale plutôt géomorphologique) et aussi par des écologues et, dans une moindre mesure, des géologues. Parmi les géographes travaillant sur la végétation alluviale avec des démarches assez proches, il est possible de citer, sans souci d'exhaustivité, les travaux de G. Nanson, de F. Hughes, d'A. Gurnell et de R. Francis (ancien étudiant de cette dernière), de G. Malanson, de J. Bendix, de G. Brierley et de K. Fryirs (ancienne étudiante de ce dernier), d'H. Piégay, de L. Astrade ou de D. Corenblit. Dans la sphère académique de la géographie française, l'objet est

connu, mais sans être un objet courant ou central d'étude. Ainsi, il est mentionné dans plusieurs dictionnaires de géographie (George et Verger, 1996 ; Brunet, 2006 ; Da Lage *et al*., 2005) ou des manuels de biogéographie (Rougerie, 1988), mais il est absent de l'ouvrage de H. Ehlai (1968) qui développe pourtant un chapitre sur la végétation des bords d'eau ou de l'index du manuel de F. Alexandre et A. Génin (2011). Quand l'objet n'est pas absent, il est parfois limité au cas des forêts-galeries des contextes arides ou tropicaux (Demangeon, 1907).

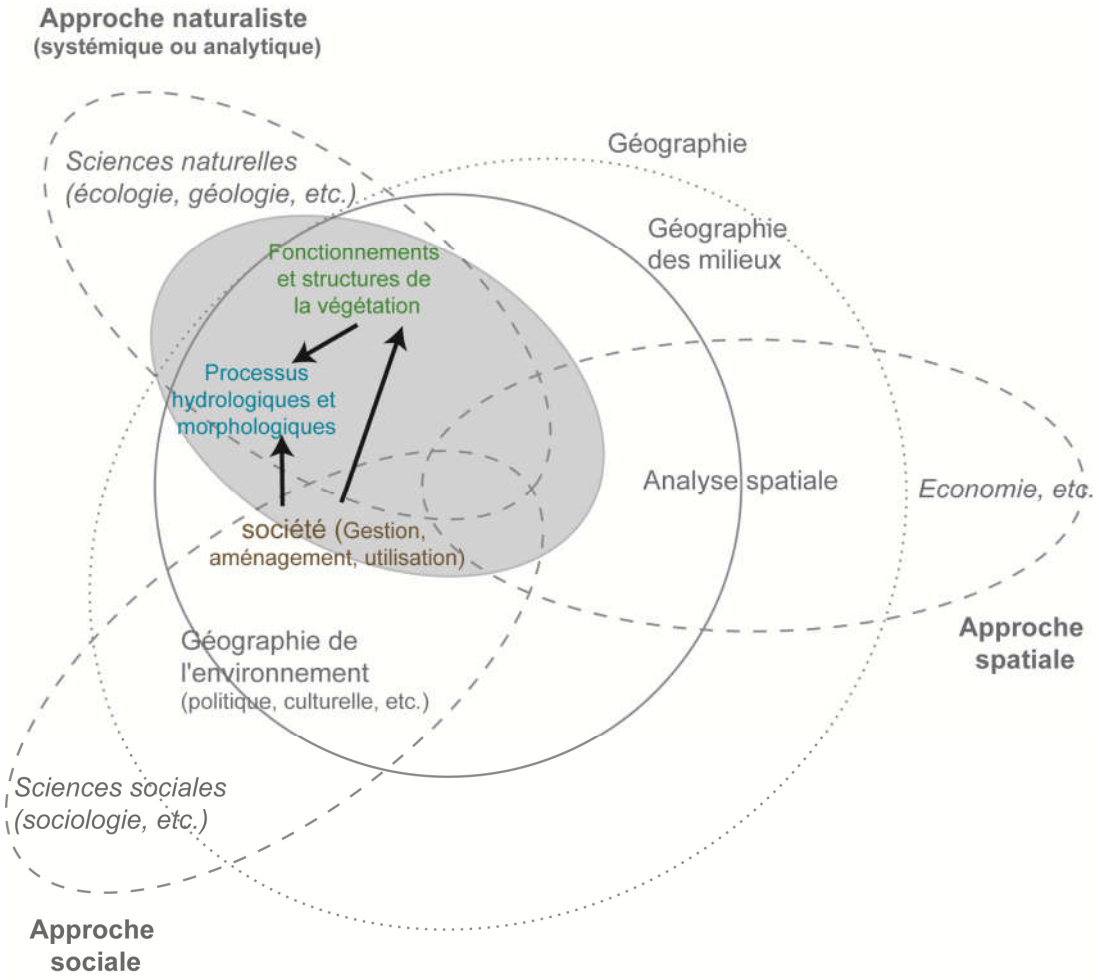


Figure 21. Positionnement inter et intradisciplinaire de mes travaux de recherche, l'aire grise correspond au recouvrement de ce positionnement centré sur l'approche naturaliste en géographie et alimenté par trois autres influences, une institutionnellement extérieure à la géographie (les sciences naturelles comme l'écologie et la géologie) et deux autres approches possibles des milieux en géographie (sociale et spatiale). Dans ce positionnement actuel, l'approche sociale est relativement limitée à la notion d'impact et l'approche spatiale ne mobilise pas l'ensemble des concepts et des outils développés en analyse spatiale. Les approches plus spatiales et plus sociales des milieux en géographie interagissent également avec des approches institutionnellement extérieures que ce soit d'autres sciences sociales (sociologie, anthropologie, etc.) ou d'autres approches spatiales.

La végétation riveraine offre un bel exemple des limites de la catégorisation disciplinaire dans la mesure où il est parfois difficile d'attribuer une appartenance à chaque individu étudiant la végétation riveraine. Par exemple, C. Hupp a obtenu *M.S. degree* en écologie végétale puis à soutenue une thèse à cheval entre écologie et géologie sous la direction d'un géologue avec J.T. Hack. De même, cette végétation est étudiée par d'autres disciplines que la géographie, dans une perspective parfois très géographique. Ainsi, les travaux d'écologie de

thèse d'E. Tabacchi sur l'Adour (1992), de D. Corenblit sur le Tech (2006) ou de K. Van Looy (2015), possèdent-ils indubitablement une dimension géographique[29].

Cette perméabilité des approches disciplinaires et la mobilisation conjointe de concepts et d'outils d'origines diverses permettent de développer des travaux dont l'esprit est proche d'une démarche globale promue par des géographes comme G. Bertrand, d'une démarche plus holistique qui sous-tend l'écologie des écosystèmes, de l'écologie paysagère et de la systémique (Malanson, 1993 ; Lévêque, 2001 ; Corenblit *et al*., 2007). Ainsi, si mon approche ambitionne de s'inscrire dans un cadre conceptuel théoriquement plus large que le géosystème, à savoir l'ensemble de la combinaison GTP pour Bertrand et Bertrand (2002), de l'anthroposystème pour Lévêque *et al.* (2003) ou du socioécosystème pour Berkes *et al.* (2008), il convient de modérer cette volonté par deux constats :

- premièrement, l'ampleur de la tâche face à un objet complexe implique nécessairement un travail de réduction réalisé par une approche empirique et quantitative des processus biophysiques (cf. section suivante) et
- deuxièmement, la composante sociale au sens large de l'étude des milieux a été, jusque récemment, essentiellement abordée *via* la compréhension et l'influence qu'ont les pratiques et les modes de gestion sur les hydrosystèmes. En ce sens, mes travaux ont probablement plus participé à rééquilibrer les dimensions biologiques et physiques qu'au rééquilibrage vers les dimensions sociologiques, politiques et culturelles des milieux (Arnould, 1994).

En matière de prise en compte de la dimension spatiale des processus, ce positionnement géosystémique se traduit par la mobilisation de certains outils ou de certaines démarches relevant de l'analyse spatiale, mais sans un recours massif et original à ceux-ci. En revanche, la dimension spatiale des processus reste un élément fort de l'approche géographique que je développe, notamment en ce qui concerne la logique d'observation (cf. p. - 83 -).

2.3. Une approche empirique et quantitative

Le cadre épistémologique dans lequel s'insèrent mes travaux accueille potentiellement une diversité de pratiques méthodologiques ; il convient donc de préciser celles-ci et ce d'autant plus que les miennes sont généralement basées sur l'induction et l'abduction, deux types d'inférences typiques des sciences empiriques relativement faibles dans leur capacité de justification et qui nécessitent donc un surcroit de rigueur.

L'approche empirique de mes travaux se caractérise par une succession des phases qui boucle sur elle-même : élaboration d'un questionnement dans une cadre généralement systémique, énoncé d'hypothèses de travail, validation de ces hypothèses *via* la collecte de données et leur traitement statistiques dans un cadre plus réductionniste, et, enfin, retour sur le questionnement par une réflexion sur la contribution du résultat à la compréhension du système d'étude.

a. Élaboration d'un questionnement

L'élaboration des questionnements à l'origine de mes recherches mobilise des observations de terrain, la bibliographie et la collecte de questions auprès de gestionnaires d'hydrosystèmes. Cette élaboration est donc le résultat de la combinaison :

- d'un contrôle amont, *via* les théories, les énoncés et les notions scientifiques

[29] Comme en témoigne le recrutement de ce D. Corenblit au sein de département de géographie après une thèse soutenue en écologie.

comme l'influence du milieu, l'hypothèse des perturbations intermédiaires ou la notion de gradient,

- d'un contrôle aval, *via* des questions opérationnelles comme la diversité spécifique de telle forme fluviale ou l'influence d'une action gestion sur la croissance des espèces de la ripisylve, et
- d'observation de terrain, comme l'observation d'une mortalité massive d'individus d'une espèce au sein d'une forme fluviale donnée.

Si l'importance de terrain est souvent soulignée en géographie (Pech et Regnauld, 1997 ; Calberac, 2010 ; Jégou *et al.*, 2012), il me semble important d'insister aussi sur l'enjeu de la bibliographie. Cet enjeu réside notamment dans la difficulté à appréhender de façon quasi exhaustive un corpus de document qui, lorsque l'on travaille sur des objets pouvant être abordés de nombreuses manières, est nécessairement vaste et distribué dans de nombreux supports. Si l'historienne F. Waquet (2015) nous appelle à tempérer le sentiment de faire face à un corpus trop large pour être appréhendé et en accroissement exponentiel, sentiment qui n'est pas récent comme on le croit souvent, je retiens néanmoins, de mon expérience de ces 15 dernières années, la nécessaire humilité dont il faut faire preuve dans la croyance que l'on peut avoir à disposer d'un regard complet. Je prendrais pour cela deux exemples. En 2009, je publiai avec H. Piégay un article sur la notion de restauration écologique (cf. p. - 150 -). En relisant cet article quelques années après un élément est frappant, au-delà de l'évolution de ma réflexion sur cette question, il s'agit des manques criants de certaines références bibliographiques. Premièrement, il manque des références à des publications qui abordent antérieurement les thèmes et les concepts exposés dans l'article, mais ne portant pas sur les hydrosystèmes comme l'ouvrage de Gobster et Hull (2000) pour n'en citer qu'un. Il me semble que ce manque est un trait partagé par de nombreuses communautés épistémiques qui ont tendance à ne pas citer les travaux extérieurs à la communauté ; mes références sont clairement biaisées par une tendance à citer les travaux portant sur les hydrosystèmes. Un second manque est moins pardonnable, car il s'agit de publications sur la gestion et la restauration de mon objet d'étude (*c.-à-d.* les hydrosystèmes), publiées par des chercheurs(euses) dont je connais et dont je cite régulièrement d'autres travaux (*c.-à-d.* J.P. Bravard), et pertinentes par rapport au sujet de l'article (*c.-à-d.* Bravard, 2003 et Roche *et al.*, 2005). En résumé, le travail bibliographique est un bon garant d'humilité scientifique dans la mesure où cela permet régulièrement de comprendre que les idées que l'on avance ont souvent été déjà développées dans d'autres communautés épistémiques, par des chercheurs travaillant sur d'autres milieux ou par des chercheurs que l'on pense connaître. Cela implique de ne pas systématiquement se contenter de mobiliser toujours les mêmes références et donc de prendre le temps de remettre régulièrement l'ouvrage sur le métier. Cela peut apparaître parfois comme un luxe, ce qui est un comble en recherche, mais il me semble que c'est pourtant fondamental pour l'élaboration de questionnements scientifiques pertinents.

b. Énoncé des hypothèses

L'énoncé d'hypothèses de travail consiste à reformuler le questionnement global *via* des modèles conceptuels ou des énoncés. Un modèle conceptuel est une représentation simplifiée d'un processus ou d'une structure qui se présente souvent sous la forme d'un schéma (ex. Figure 22). Les énoncés sont des propositions lexicales dont le contenu est susceptible d'être vrai ou faux : l'arasement d'un barrage génère une baisse du niveau phréatique et modifie la croissance des arbres de la ripisylve, toutes les espèces ne répondent pas de la même façon

aux crues, la dynamique morphologique de tel tronçon est le facteur principal d'évolution de l'agencement des forêts alluviales, etc.

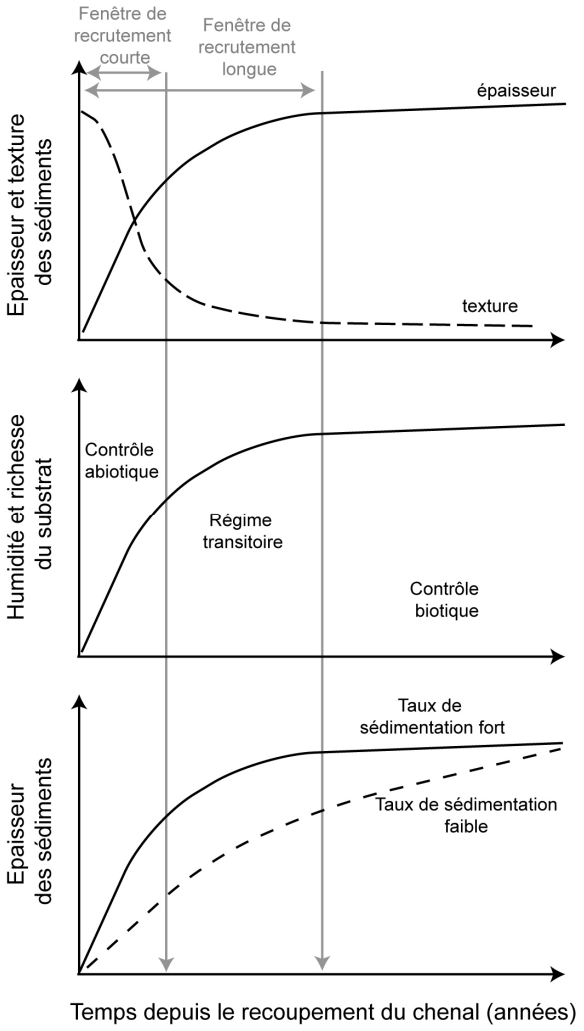


Figure 22. Exemple d'un modèle conceptuel proposant une représentation graphique d'hypothèses sur la structure et le fonctionnement de la végétation dans les bras morts (Stella *et al.*, 2011). Une fois énoncée, cette hypothèse fait l'objet d'observation afin de valider sa pertinence.

c. Validation des hypothèses

Une fois les hypothèses énoncées, il convient de les valider ou non. Parmi les 3 modalités de validation d'un modèle ou d'un énoncé que sont l'hypothético-déductive, l'expérimentale et l'argumentative (Soler, 2002), je mobilise principalement les deux dernières, ou plutôt une approche qui hybride les deux. L'étude des anthroposystèmes, compte tenu de leur caractère intrinsèquement co-évolutif, rend l'application d'une démarche expérimentale quasiment impossible et nécessite une démarche argumentative sur l'exemple de l'approche historique (Picouët *et al.*, 2004). De plus, la quasi-absence de lois (au sens de loi physique) dans ma thématique d'étude rend la mise en œuvre d'une démarche hypothético-déductive au sens strict impossible. Cependant, en augmentant le nombre d'observations réalisées dans le cadre d'une approche comparative, il devient possible de mimer une approche quasi expérimentale et de l'inclure dans une démarche argumentative.

La démarche expérimentale que je mets en œuvre n'est pas l'expérimentation au sens strict dans la mesure où je ne travaille pas en mésocosme ou en modélisation mathématique afin de ne faire varier qu'un paramètre à la fois. Il s'agit plutôt d'une multiplication

d'observations *in situ* dans un cadre d'observation défini en fonction des hypothèses de travail. Dans ce cas, une attention particulière est portée à la stratégie d'échantillonnage. En effet, une fois identifié le facteur dont l'influence est à analyser, il convient de localiser les observations d'hypothétiques réponses en fonction de ce facteur. Idéalement, les autres facteurs de contrôle doivent être invariants ce qui est, dans les faits, presque toujours impossible. Par exemple, pour tester l'influence de l'intensité des crues sur la strate basse, il faut positionner les observations soit selon des catégories (un groupe d'observation avec une intensité faible et un groupe avec une intensité forte) soit le long d'un gradient de l'intensité faible à l'intensité forte. Dans le premier cas, il est particulièrement important de réaliser un nombre suffisant d'observations afin de tester également l'effet potentiel des autres facteurs de contrôle (ex. fréquence des crues, luminosité, fertilité du substrat). Ces autres facteurs de variation doivent donc également être mesurés afin de s'assurer de leur faible variabilité et donc de s'assurer de l'absence de biais. Ce travail nécessite l'explicitation des facteurs de contrôle potentiels et un montage rigoureux de la stratégie d'échantillonnage.

La quantification de la réponse permet de valider les inférences contenues dans les propositions ou les modèles par des approches statistiques (cf. section suivante) et qui sont de deux natures différentes : inductive et abductive.

- Inductive. L'induction correspond à un lien de cause à effet pour lequel la cause et l'effet sont observés et le lien entre les deux est inféré. Par exemple, la représentation conjointe de l'indice de tressage et de la biodiversité des habitats aquatiques mesurés sur une cinquantaine de tronçons du bassin du Rhône a permis d'inférer l'existence d'un lien causal entre les deux : la multiplicité des chenaux génère une gamme d'habitats plus large notamment en assurant l'existence de bras secondaires (Figure 23A). De même, l'observation du lien la diversité de l'âge des formes fluviales et la diversité de la mosaïque paysagère au sein de tronçons fluviaux de la Magra en Italie (Figure 23B) a permis d'inférer l'existence d'un lien causal faible entre les deux, contrairement à ce que la connaissance des phénomènes laissait présager. L'induction permet donc de valider ou non des relations hypothétiques entre des structures ou des processus.
- Abductive. L'abduction correspond à une situation où l'effet et le lien sont connus, et où la cause est inférée. Par exemple, l'utilisation des espèces indicatrices est inférence abductive. Pour caractériser les anciens chenaux par rapport aux autres milieux de la plaine alluviale de la Sacramento (USA), des relevés de végétation ont été effectués. Ils indiquent la présence dans les anciens chenaux de certaines espèces, absentes ou presque du reste de la plaine, et dont la présence est connue pour indiquer l'existence de conditions humides (ex. *Lycopus americanus* ou *Boehmeria cylindrica*) (Tableau 5). L'abduction consiste à inférer l'existence de conditions plus humides dans les anciens bras mort par rapport au reste de la plaine. De même, l'observation de l'expansion de milieux boisés dans la plaine alluviale de la Magra entre 1936 et 2000 et la connaissance des processus qui génèrent ce phénomène (comme la rétraction du chenal ou l'abandon du pâturage) ont permis d'inférer l'existence de ces processus au sein du territoire étudié (Figure 24). Dans le cas d'une abduction, il est difficile sur ce seul constat de séparer le rôle des différents facteurs de contrôles, il faut donc mettre en place des stratégies plus fines d'analyse (cf. point suivant)

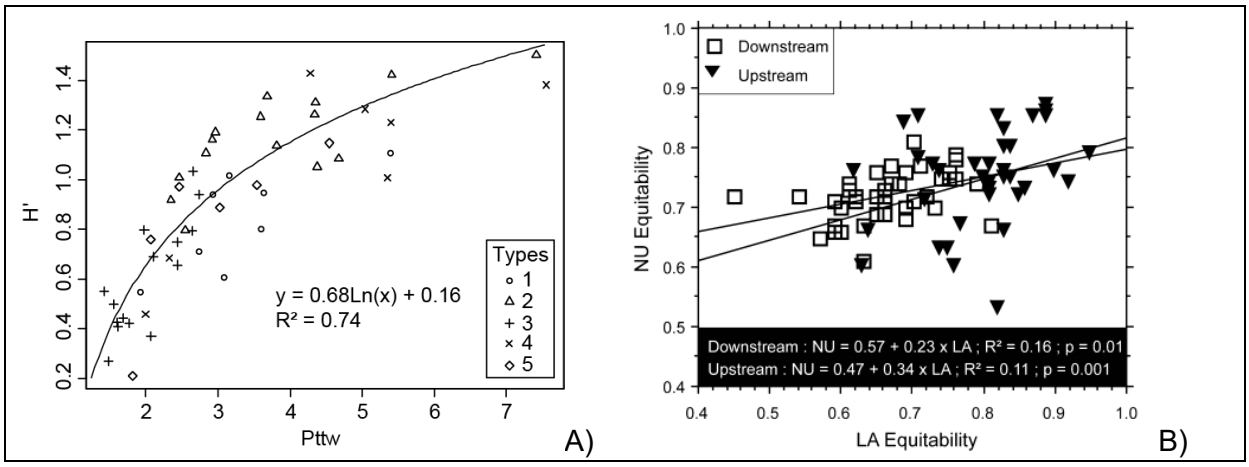


Figure 23. Exemples de démarche inductive par la mise en relation de variables : A) relation entre l'intensité du tressage (*Pttw*) et la diversité des habitats aquatiques (*H'*), les types indiquent des contextes géographiques différents au sein du bassin du Rhône (Belletti *et al.*, 2015) B) relation entre la diversité de l'âge des formes fluviales (*LA Equitability*) et la diversité de la mosaïque paysagère (*NU Equitability*) pour deux tronçons de la Magra (*downstream* at *upstream*), en Italie (Dufour *et al.*, 2015).

Tableau 5 : exemples de démarche abductive par l'observation de la présence d'espèces indicatrices au sein de formes fluviales (anciens chenaux et plaine alluviale de la Sacramento). Le statut d'espèce indicatrice des zones humides est indiqué pour chaque espèce : OBL = obligatoirement en zone humide, FACW = facultativement en zone humide, FACU = facultativement sur versant (cf. https://plants.usda.gov/wetinfo.html). Les astérisques indiquent les espèces considérées comme indicatrice d'un des deux milieux (*c.-à-d.* ancien chenal ou plaine alluviale) (Dufour *et al.*, 2014).

Espèces	Wetland Indicator Status	Anciens chenaux (n=291) % (Fréquence)	Plaine alluviale (n=73) % (Fréquence)
Artemisia douglasiana	FACW	24,4	31,5
Galium aparine	FACU	20,6	28,8
Rubus armeniacus	FACW	18,6	16,4
Boehmeria cylindrica	OBL	18,2*	1,4
Lycopus americanus	OBL	18,2*	--
Equisetum laevigatum	FACW	17,9*	--
Cyperus eragrostis	FACW	13,4*	5,5
Leersia oryzoides	OBL	12,0*	--
Elymus glaucus	FACU	6,5	23,3*
Vitis californica	FACW	9,6	20,5*
Carex barbarae	FACW	7,2	19,2*

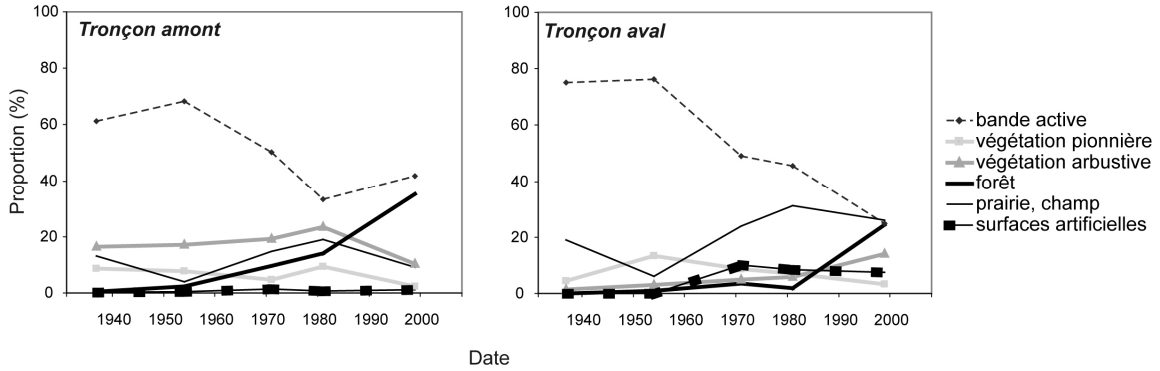


Figure 24. Exemples de démarche abductive par l'observation d'un processus : expansion temporelle des boisements sur un tronçon fluvial (Dufour *et al.*, 2015).

L'inconvénient majeur de la validation par induction ou par abduction est que la corroboration des inférences est d'autant plus probable que l'on dispose de beaucoup d'observations et des observations diverses (des réplicas, des lieux différents) (Hempel, 2012). Le recours à un nombre important d'observations se traduit donc inévitablement par une approche quantitative des processus et des structures qui permet la validation des énoncés, surtout lorsque les relations étudiées (ici végétation / hydromorphologie / activité humaine) sont complexes. Par exemple, la croissance des arbres de la ripisylve est connue pour être liée à plusieurs facteurs (débit du cours d'eau, précipitations, etc.) et à la variabilité temporelle de ceux-ci (inter et intra-annuelle). Le rôle respectif de chaque facteur et la période clef de l'année sont difficiles à appréhender sans quantification. Des tests sur des frênes et des peupliers de la basse vallée de l'Ain ont montré ainsi que les deux espèces possèdent un comportement assez proche avec une corrélation entre la croissance et les précipitations significative entre mai et juillet et une corrélation significative entre la croissance et le débit en juin et juillet (Figure 25). Évidemment, il faut rappeler que cette approche quantitative ne se suffit pas, car elle ne donne de sens aux relations mises en évidence que dans la mesure où l'on est capable d'expliquer qualitativement les mécanismes sous-jacents. Par exemple, dans le cas précédent, l'existence d'une corrélation statistique entre la croissance et le débit en janvier est plus difficile à expliquer.

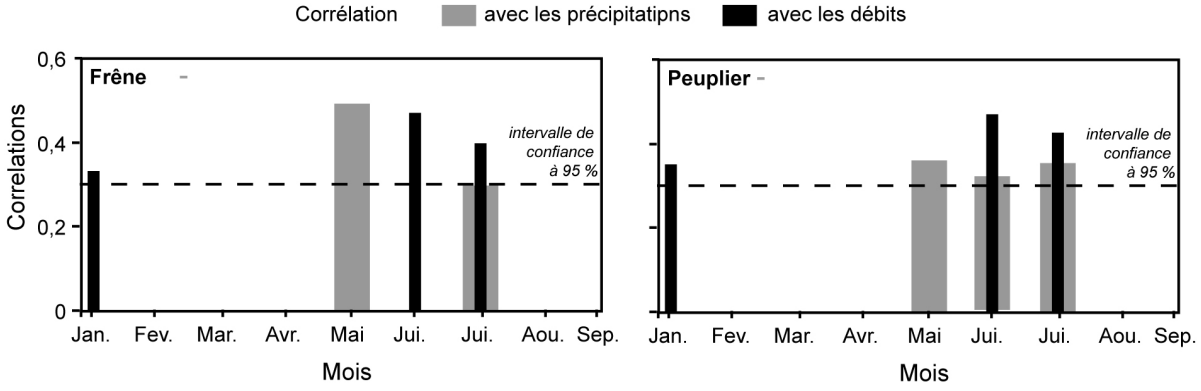


Figure 25. Mise en évidence d'un lien entre la croissance ligneuse et les conditions hydroclimatiques (précipitations et débit) par une approche quantitative ; la corrélation entre la variable est mesurée sur un nombre important d'individus et un intervalle de confiance permet d'identifier les liens statistiquement les plus significatifs.

Le recours à des observations diverses relève d'une approche fondamentalement géographique dans la mesure où il s'agit d'observer la forme des relations dans une large gamme de contextes géographiques et d'analyser l'existence de convergences ou divergences entre contextes. Le principe n'est donc pas seulement de multiplier les observations selon une logique de répliquas (cf. point précédent), mais aussi de maximiser les différences afin de mieux intégrer la diversité des situations. Par exemple, afin d'étudier la diversité de l'agencement des îles des tronçons en tresses à l'échelle régionale, les tronçons ont été sélectionnés de façon à couvrir une large gamme de situations hydroclimatiques, topographiques, etc. (Figure 26).

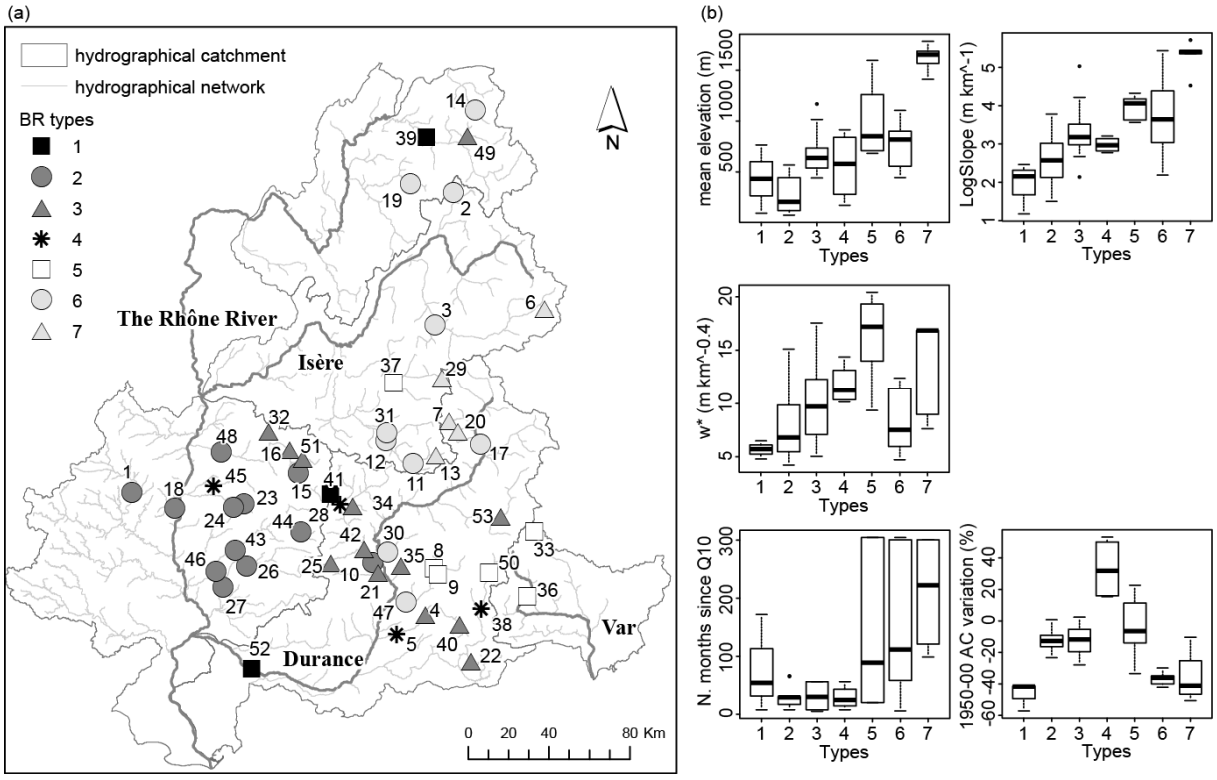


Figure 26. Sélection des tronçons d'étude en tresses à l'échelle régionale, les 53 tronçons sont répartis en 7 types représentant des contextes différents en matière d'altitude, d'apports sédimentaires, d'hydrologie, etc. (Belletti *et al.*, 2015).

d. Le recours aux statistiques

Le recours à une approche quantitative pour la validation des inférences nécessite l'utilisation de méthodes statistiques, mais celles-ci interviennent également dans l'interprétation des observations.

La validation des inférences fait appel à des relations soit entre variables quantitatives soit entre variables quantitatives et qualitatives. Dans le premier cas, la validation repose sur des corrélations et, dans le second, sur des tests statistiques comparatifs entre groupes définis par les modalités de la variable qualitative. Les comparaisons entre groupes sont effectuées au moyen de tests statistiques paramétriques, pour les données normalement distribuées et de variance comparable, et non paramétriques, pour les données non normalement distribuées. J'utilise également l'analyse non paramétrique de similarité (ANOSIM) pour les comparaisons floristiques. La réalisation des tests de différences peut se faire dans une logique :

- descendantes, c'est-à-dire que les groupes sont définis *a priori* sur la variable explicative (ex. le type d'ancien chenal, le style fluvial d'un tronçon, etc.) et la comparaison porte sur les valeurs prises par la variable à expliquer (ex ; la diversité en espèces, la diversité de la mosaïque paysagère), ou
- ascendantes, c'est-à-dire que les groupes sont formés par agrégation des individus proches en matière de variable à expliquer (ex. des quadrats floristiquement homogènes) et la comparaison porte sur la valeur des variables explicatives (ex. taux de sédimentation).

L'interprétation des observations repose en partie sur des statistiques descriptives (moyenne, médiane, indices de similarité, indices de diversité…) et exploratoires (analyses multivariées : ACP, DCA, Analyses discriminantes, classifications) (ex. Figure 27).

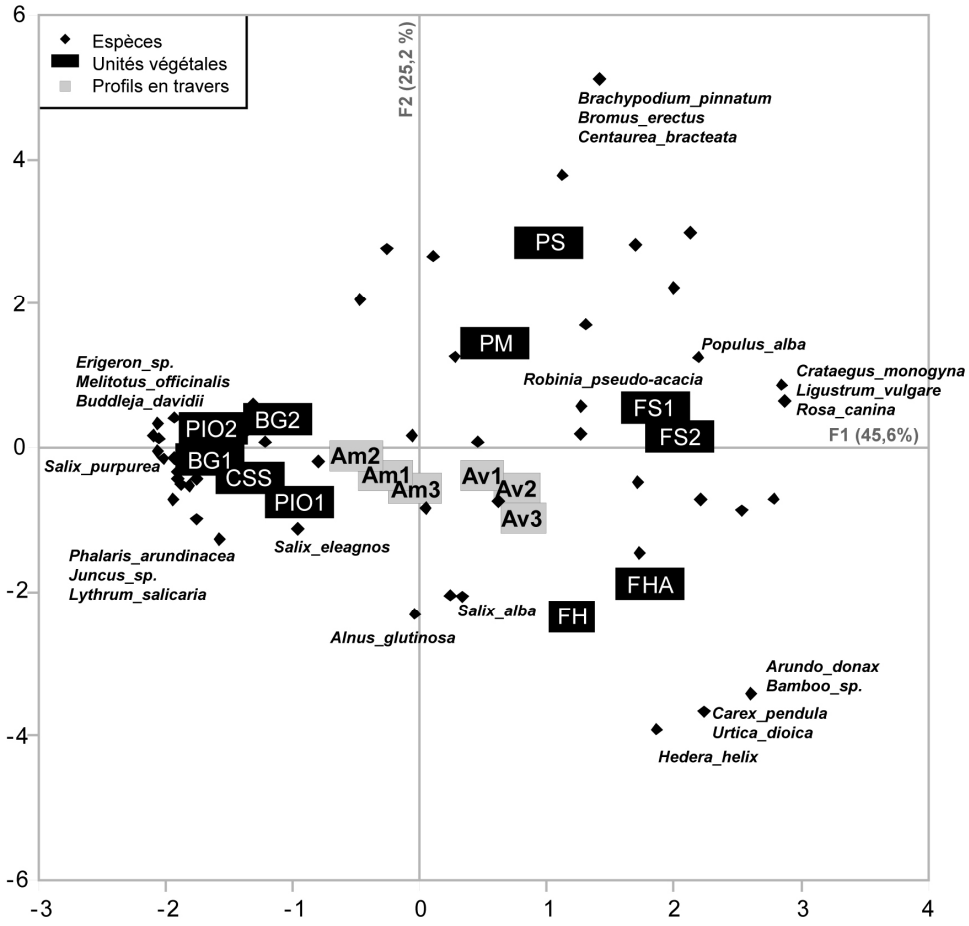


Figure 27. Exemple d'analyse multivariée, ici une analyse factorielle décentrée sur les relevés de végétation réalisés dans la vallée de la Magra (Dufour *et al.*, 2015). Les relevés ont été réalisés au sein d'unités végétales apparemment semblables (physionomie et composition) identifiées le long de profils en travers perpendiculaires au chenal (Am = tronçon amont ; Av = tronçon aval). PS = prairies sèches, PM = prairies mésophiles, BG1 = bancs de galets (type 1), BG2 = bancs de galets (type 2), CSS = chenaux secondaires secs, PIO1 = végétation pionnière (type 1), PIO2 = végétation pionnière (type 2), FS1 = forêts sèches (type 1), FS2 = forêts sèches (type 2), FH = forêts humides, FHA = forêts humides à saules blancs.

Enfin, j'utilise des modèles prédictifs simples. En présence de plusieurs variables explicatives, je réalise une exploration systématique des relations entre variables au moyen d'une matrice des coefficients de corrélation linéaire et de diagrammes bivariés. Afin de guider le choix dans la sélection des variables explicatives, j'applique généralement des procédures ascendantes de régression pas-à-pas. Finalement, les modèles produits consistent soit en des ajustements simples par variable, soit en des ajustements linéaires multiples lorsqu'il y a plusieurs régresseurs. Dans le cas des ajustements simples, différents modèles sont explorés (linéaires et non linéaires) ; par défaut, celui qui présente la plus forte intensité d'ajustement (R^2) est retenu.

2.4. Quelle prise en compte de la dimension spatiale ?

Ce que je nomme ici de façon volontairement floue « dimension spatiale » renvoie schématiquement à deux approches différentes qui s'alimentent mutuellement. Premièrement, il est possible de considérer un objet d'intérêt comme un système dont l'étude mobilise des méthodes et outils spécifiques d'analyse spatiale. L'organisation spatiale et la dynamique du système étudié et de ces composants sont alors au centre de l'intérêt du chercheur. Deuxièmement, il est possible de se focaliser sur la variabilité spatiale d'un processus dans le but de comprendre les caractéristiques de ce processus. Dans cette deuxième approche, l'enjeu réside souvent dans la capacité à expliquer des différences de structures et de fonctionnements sur la base de l'expression spatialement variable des facteurs de contrôle. Méthodologiquement, la première approche est historiquement plus influencée par des démarches nomothétiques que la seconde où, majoritairement, la logique idiographique est mobilisée dans des démarches comparatives. Mais la distinction s'efface souvent lorsque les travaux cherchent à articuler la valeur « universelle » d'un phénomène et ses expressions locales en différents lieux. Mes travaux de recherche relèvent principalement de la seconde approche avec une prise en compte explicite des échelles spatio-temporelles et de la distribution spatiale des phénomènes, mais sans un recours massif aux méthodes d'analyse spatiale.

a. Prise en compte des échelles spatio-temporelles

Mes travaux portent sur plusieurs niveaux d'échelles spatiales et temporelles. Spatialement, la distinction des échelles (au sens d'étendue) possède une entrée principalement naturaliste puisqu'il s'agit de l'échelle du réseau hydrographique, du tronçon fluvial ou de la forme fluviale. Secondairement, certains découpages sont liés à l'origine opérationnelle de l'étude avec, dans ce cas, une entrée qui peut être administrative. Ces échelles spatiales s'entrecroisent d'échelles temporelles : analyse rétrospective à l'échelle des 100 dernières années, comparaison synchronique, et, enfin, suivi événementiel. Dans le cas des échelles temporelles, le choix des fenêtres d'observations est (1) d'ordre méthodologique dans le cas des analyses rétrospectives avec une contrainte liée à l'existence de supports d'informations comme les photographies aériennes, (2) d'ordre biologique dans le cas de l'analyse de la croissance des arbres où l'observation est bornée par l'âge des individus et (3) d'ordre hydromorphologiques dans les cas où il s'agit d'observer l'effet de processus événementiels comme, par exemple, une crue.

Le choix de produire des analyses à plusieurs échelles est basé sur deux arguments épistémologiques. Premièrement, il permet d'articuler le particulier et le général par une remise en perspective à une échelle spatiale supérieure d'observations locales. Cette façon de gérer la tension particulier/général est un enjeu majeur des sciences empiriques, notamment en géographie (Pigeon, 2005). Elle consiste souvent à multiplier les observations locales afin de distinguer les structures et les comportements communs à toutes les observations de ceux qui sont spécifiques à un ou à un nombre limité de lieux. Il s'agit donc de prendre en compte ce qu'A. Berque appelle la topocité et la chorocité de chaque phénomène (Berque, 1986) par une démarche essentiellement inductive. Deuxièmement, ce choix repose sur le principe que l'étude d'un même objet ou d'une même question à plusieurs niveaux scalaires permet de révéler différentes dimensions de cet objet ou de cette question (Sayre, 2005 ; Rüegg *et al.*,

2016). Ce principe est fondé sur le fait que les hydrosystèmes fonctionnent de façon hiérarchisée avec des facteurs de contrôles dominants variables selon les échelles d'espace (et de temps) (Schumm, 1977 ; Amoros et Petts, 1993 ; Bravard, 1998).

Le choix d'un travail multiscalaire se traduit (pas nécessairement, mais presque systématiquement) par un travail sur plusieurs niveaux d'organisation biologique. Dans mon cas, les échelles spatiales se croisent avec trois niveaux d'organisation biologique : le paysage (étudié à deux échelles spatiales, tronçon et réseau), la communauté végétale (tronçon et forme) et les individus (tronçon et forme). L'analyse des communautés est essentiellement basée sur une approche taxonomique (basée sur la reconnaissance des espèces), mais elle est parfois complétée par une approche basée sur les groupes biologiques. Pour cela, les espèces sont regroupées, au-delà des limites des classifications taxonomiques, sur des critères variables : forme biologique, durée de vie, stratégie (espèces rudérales) et espèces exotiques.

Les travaux à l'échelle des tronçons et surtout des réseaux mobilisent fortement les approches géomatiques et les outils d'analyse d'images. Ce point constitue une dimension importante de mes activités. J'ai, en effet, axé une part non négligeable de mes activités de ces 15 dernières années sur l'utilisation de la géomatique afin de produire et d'analyser des informations fines à large échelle (pour plus de détail cf. p. - 91 -). Il s'agit d'un enjeu important car il permet de dissocier les deux composantes de l'échelle, à savoir l'étendue et le grain. En effet, le recours à la géomatique permet de surmonter un problème méthodologique qui a longtemps limité la capacité de compréhension des processus en limitant l'étude à large échelle à la caractérisation grossière des structures et des processus (Sayre, 2005).

b. Prise en compte de la distribution spatiale

La seconde façon d'intégrer la dimension spatiale dans mes activités de recherche consiste à considérer la distribution spatiale des objets biogéomorphologiques dans un couple dialectique avec les processus biogéomorphologiques puisque l'agencement permet de comprendre le fonctionnement, et inversement. Ce couple est au cœur même d'une large grande partie des travaux biogéographiques. Méthodologiquement, cela se traduit par une approche essentiellement comparative des structures végétales en divers lieux, situés à quelques centimètres (ex. le long d'une berge), à quelques dizaines de mètres (ex. entre sites) ou à plusieurs dizaines de kilomètres (ex. entre tronçons) de distance (Piégay et Schumm, 2003). Ces lieux sont généralement considérés comme discontinus, car observés par des fenêtres limitées, mais les progrès des approches géomatiques permettent une caractérisation continue qui jusqu'à présent se limitait essentiellement à des observations locales. Dans les deux cas, la localisation de l'observation est explicitement choisie pour ce qu'elle porte comme signification. La distribution spatiale d'observations multiples devient alors une façon de mimer la démarche expérimentale. En effet, la construction de plan d'échantillonnage avec des observations spatialement distribuées selon une logique spécifique mime par certains aspects cette démarche *via* une logique des variations concomitantes. Cette pratique nécessite une grande précaution dans l'interprétation des résultats afin de ne pas confondre la cooccurrence de la cause et de l'effet supposé et la relation de cause à effet. Pour cela, l'interprétation doit coupler l'observation de cooccurrences et modèles explicatifs reconnus. La chaine causale ainsi mise en œuvre reste temporaire et révisable ; elle progresse par un va-et-vient entre les deux modes de validation. Cette combinaison me semble très importante dans la démarche géographique, car la compréhension des processus et structures bénéficie autant de la mise en évidence de

relations statistiques robustes que de l'interprétation des écarts à cette relation dans la mesure où ces écarts peuvent être porteurs d'un sens fort.

c. Exemples de prises en compte de la dimension spatiale dans la démarche méthodologique

c.1. Exemple 1 : la distribution spatiale des observations pour étudier un processus biogéomorphologique, l'exemple de la distribution spatiale de la végétation au sein des anciens chenaux.

Afin d'étudier la relation entre processus hydrosédimentaires et végétation dans les anciens chenaux de la Sacramento, les différences de distribution spatiale des espèces végétales ont été utilisées comme un révélateur de cette relation. De fait, les observations ont été réalisées de 10 bras morts soumis à des conditions hydrosédimentaires contrastées et regroupés en 3 types sur la base de ces conditions. Puis, au sein de chaque bras, les observations ont été réparties le long de 3 transects positionnés respectivement à l'amont, au milieu et à l'aval de l'ancien bras. Enfin, le long de chaque transect, la végétation a été décrite au sein de quadrats régulièrement espacés afin de capturer le gradient le long de la toposéquence formée depuis la partie aquatique jusqu'à la partie terrestre de la plaine alluviale. L'hypothèse sous-jacente consiste à considérer que la végétation implantée à des positions spatiales différentes connaît des conditions hydrosédimentaires différentes. Les variations de conditions hydrosédimentaires sont appréhendées soit de façon continue, c'est-à-dire le long de gradients (ex. variation de la fréquence d'inondation le long d'une toposéquence), soit de façon discontinue (ex. variation de l'intensité des écoulements depuis l'amont vers l'aval du bras).

L'analyse de ces observations est ensuite réalisée selon la logique de distribution. Pour les observations discontinues, il s'agit de comparaisons entre les sites (Tableau 6) et, pour les observations continues (ou pseudo-continues), d'une analyse de gradient par analyse multivariée (Figure 28). Notons que l'analyse multivariée intègre les deux (analyse par catégories/par gradient).

Tableau 6 : comparaison entre unités spatiales discontinues, ici des types d'anciens chenaux le long de la Sacramento : Type 1 = récemment recoupé et fréquemment connecté, Type 2 = anciennement recoupé et fréquemment connecté, Type 3 = anciennement recoupé et faiblement connecté. La composition floristique (strate haute et strate basse) est comparée pour une analyse de similarité basée sur le calcul d'un indice de similarité des quadrats deux à deux (indice de Chao Jaccard ; 0 = pas d'espèces communes ; 1 = toutes les espèces communes).

Comparison	Strate haute			Strate basse		
	Moyenne	Erreur standard	Intervalle de confiance	Moyenne	Erreur standard	Intervalle de confiance
Type 1 *versus* Type 2	0,65	0,19	0,28–1	0,79	0,09	0,61–0,97
Type 1 *versus* Type 3	0,82	0,13	0,57–1	0,95	0,10	0,75–1
Type 2 *versus* Type 3	0,87	0,14	0,59–1	0,98	0,04	0,90–1

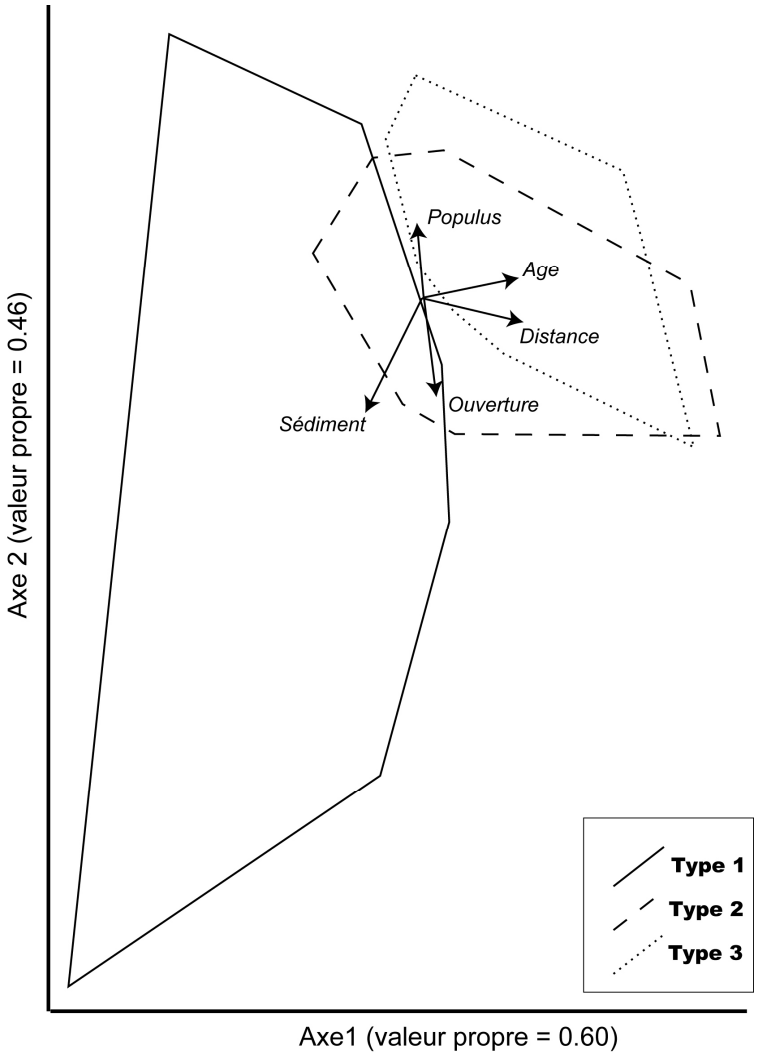


Figure 28. Exemple de méthode d'analyse statistique intégrant la distribution spatiale de la végétation. Cette distribution est intégrée par catégorisation des différents types d'anciens chenaux correspondant à des localisations et des fonctionnements différents et par l'introduction d'une variable spatiale (la distance à la zone humide) comme variable dans l'analyse canonique des correspondances (Dufour *et al.*, 2014).

c.2. Exemple 2 : la distribution spatiale des observations pour articuler le général et le particulier, l'exemple des tronçons en tresses du bassin du Rhône

Dans le cadre de l'étude des tronçons en tresses du bassin de Rhône (Belletti, 2012), les sites étudiés ont été volontairement sélectionnés afin de représenter la plus large gamme possible de contextes géographiques. Pour cela, il a fallu dans un premier temps identifier des indicateurs de contexte pertinents par analyse bibliographique (*c.-à-d.* pente, altitude, etc.). Les 53 sites étudiés ont ensuite été regroupés sur la base de ces facteurs au sein de types par analyse multivariée. Ainsi, la distinction, dans l'analyse des résultats, du comportement de ces types permet-elle d'identifier des écarts au comportement majoritaire. Par exemple, des relations ont pu être établies entre la diversité des habitats aquatiques et, d'une part, le débit liquide lors de l'observation et, d'autre part, l'intensité des apports sédimentaires. Cependant, dans les deux cas, il s'avère que des observations s'écartent sensiblement de ces relations. Cet écart pour concerner tout un groupe (Figure 29A) comme dans le cas de la relation avec le débit. Dans ce cas, il est possible d'en conclure que ce qui fait la spécificité du groupe explique cet écart. Dans cet exemple, les tronçons de type 2 présentent une diversité relativement plus forte que les autres types du fait d'apports sédimentaires importants. Cet écart peut également concerner une observation unique, et dans ce cas, il n'est pas possible

d'attribuer l'écart à la spécificité du groupe (Figure 29B). Par exemple, pour la relation entre la diversité et les apports sédimentaires, un site présente une diversité très faible par rapport aux autres, et même par rapport à ceux du type auquel il appartient. L'explication privilégiée ici relèvera donc de la spécificité locale et non du rôle du facteur à l'origine de la distinction du groupe.

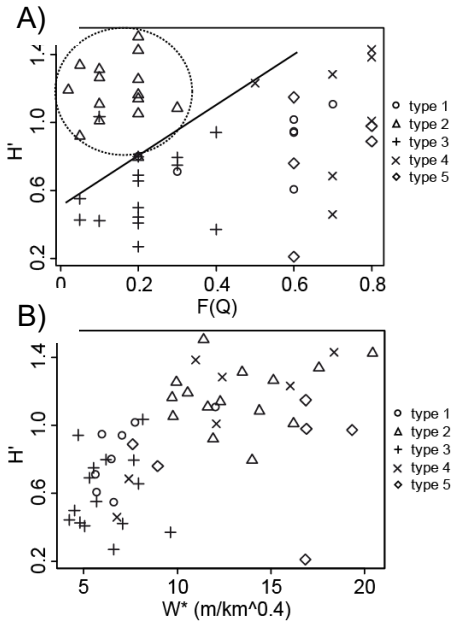


Figure 29. Relation entre la diversité des habitats aquatiques (*H'*) et des paramètres hydromorphologiques de tronçons en tresses, respectivement A), le débit (exprimé en fréquence de dépassement *F(Q)*) et B) les apports sédimentaires (indiqués par la surlargeur de la bande active W*), les types rassemblent des tronçons localisés dans des contextes géographiques différents au sein du bassin du Rhône (Belletti *et al.*, 2013).

c.3. Exemple 3 : la distribution spatiale des observations pour distinguer parmi les facteurs de contrôle, l'exemple du développement végétal le long de la Magra

L'observation de la distribution spatio-temporelle d'un processus peut être, en elle-même, une façon de trancher entre les différents facteurs susceptibles de générer ce processus. Par exemple, le développement de milieux boisés dans de nombreux fonds de vallée du sud-est de la France au cours du 20e est connu pour être lié à au moins 4 causes possibles : deux causes amont (baisse de production sédimentaire et modification hydrologique) et deux causes locales (incision du chenal et abandon des pratiques sylvo-pastorales) (Liébault et Piégay, 2002). Si, plusieurs causes peuvent se conjuguer, il existe aussi des situations où une des causes est la cause principale. Or, un cadre spatio-temporel adéquat d'observation du développement des boisements permet d'identifier cette cause principale. En effet, à chaque cause correspond un comportement spatio-temporel spécifique (Liébault et Piégay, 2002 ; Figure 30) : développement amont/aval pour la baisse de production sédimentaire, développement synchrone pour une modification du régime hydrologique, développement progressif et régressif pour une incision du chenal et développement multipolaire pour la modification des pratiques sylvo-pastorales. Méthodologiquement, l'application de ce cadre d'analyse nécessite une observation à large échelle avec une ancienneté et fréquence temporelle suffisantes. Ce type d'approche a été appliqué avec succès sur la Drôme (Liébault, 2003) ou sur l'Ain (Dufour, 2005 ; Rollet *et al.*, 2014) et l'exemple de la Magra est développé dans la Partie 3 (cf. p. - 123 -)

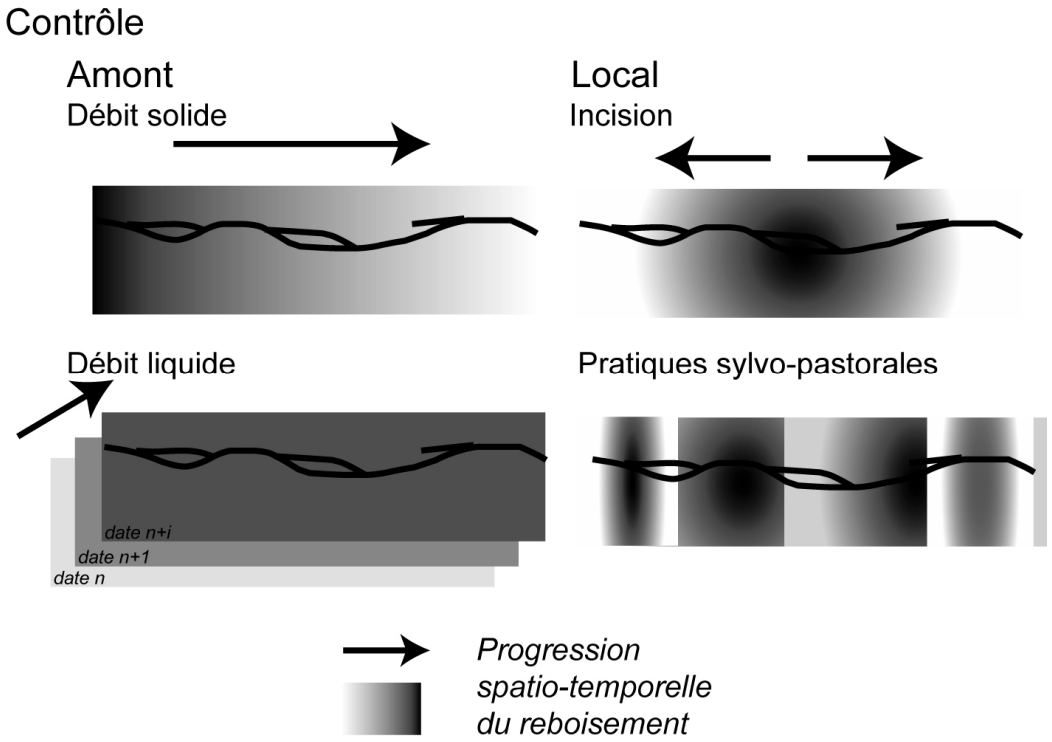


Figure 30. Différences de comportement du processus de développement des boisements alluviaux comme moyen d'identification de la cause principale.

2.5. Améliorer la qualité des observations par des développements méthodologiques

La section précédente démontre que dans une approche empirique comme celle que j'utilise l'usage rigoureux de méthodes adaptées est crucial pour assoir des conclusions solides. Ces méthodes reposent en grande partie sur des stratégies et des outils d'observations connus depuis longtemps, mais elles sont également alimentées par des développements visant à améliorer la qualité des observations. L'objectif de cette section est d'illustrer ces développements sur la base d'exemples d'observations *in situ* et de démarches géomatiques.

a. Approche *in situ* : l'apport de l'analyse isotopique

Les analyses dendrochronologiques réalisées dans le cadre de ma thèse avaient notamment permis de mettre en évidence le rôle de contexte hydromorphologique sur la croissance de frêne en plaine alluviale. Ces travaux ont été prolongés sur l'Ain, en collaboration avec J. Stella de l'université de New York aux USA, M. Singer de l'université de St Andrews en Grande Bretagne et H. Piégay (CNRS), par l'ajout d'une approche isotopique afin de mieux de quantifier la sensibilité des frênes, mais aussi des peupliers noirs aux variations du niveau et de l'origine de l'eau (Singer *et al.*, 2012). En effet, la mesure des isotopes stables de l'oxygène contenu dans la cellulose des cernes de croissance permet de caractériser l'origine de l'eau consommée, ce que ne permet pas la simple observation de la largeur de cernes (Waterhouse *et al.*, 2002). Concrètement, des valeurs fortes du ratio entre

l'isotope ^{18}O et l'isotope ^{16}O (noté $\delta^{18}O$) indiquent une eau provenant majoritairement des précipitations et des valeurs faibles de l'eau provenant de la nappe phréatique. La mise en œuvre de cette méthode d'analyse pour des individus des forêts alluviales de l'Ain a permis d'affiner la compréhension du comportement des différentes espèces.

De manière cohérente avec les résultats précédents (Dufour et Piégay, 2008), cette approche montre que la croissance des deux espèces diminue les années sèches (faibles précipitions et/ou débits). De plus, elle démontre que la croissance des peupliers est plus variable que celle des frênes (+ 8%). Mais surtout, l'analyse isotopique montre que les frênes ont des réponses plus variables, d'un individu à l'autre et d'une année à l'autre, que les peupliers puisque les valeurs de $\delta^{18}O$ pour les frênes sont significativement plus variables que pour les peupliers (Figure 31). La réponse des peupliers semble liée au fonctionnement hydroclimatique avec une alimentation qui se compose de relativement plus d'eau issues des précipitations lorsque les débits sont faibles (et donc que la nappe d'accompagnement est basse) ; ce qui n'est pas le cas des frênes (Figure 32). Cette sensibilité relative des peupliers à la nappe est cohérente avec les différences de fonctionnement et d'implantation des systèmes racinaires de ces espèces, avec notamment la présence de racines au-delà de plancher graveleux pour les peupliers (Dufour, 2005). Elle suggère que les frênes utilisent principalement l'eau de la zone non saturée alors que les peupliers utilisent plus l'eau phréatique ce qui, lors des années de faibles débits et précipitations, permet aux premiers de maintenir une croissance modérée, mais génère un manque pour les seconds. Ainsi, malgré un enracinement plus profond, les peupliers sont-ils probablement plus sensibles à une évolution climatique qui se traduirait par une baisse des apports en eau au système fluvial.

L'usage des isotopes de l'oxygène reste encore à développer, par exemple, cette méthode devrait permettre de détecter des changements dans le contexte où les conditions climatiques et sédimentaires tamponnent l'effet des variations des niveaux d'eau et donc atténuent la réponse de la croissance (ex. dans le nord-ouest de la France ; Depoilly et Dufour, 2015). De même, une étude menée le long du Rhône a également montré l'intérêt du recours aux isotopes pour analyser les variations intra-annuelles de l'origine de l'eau consommée (Sargeant et Singer, 2016).

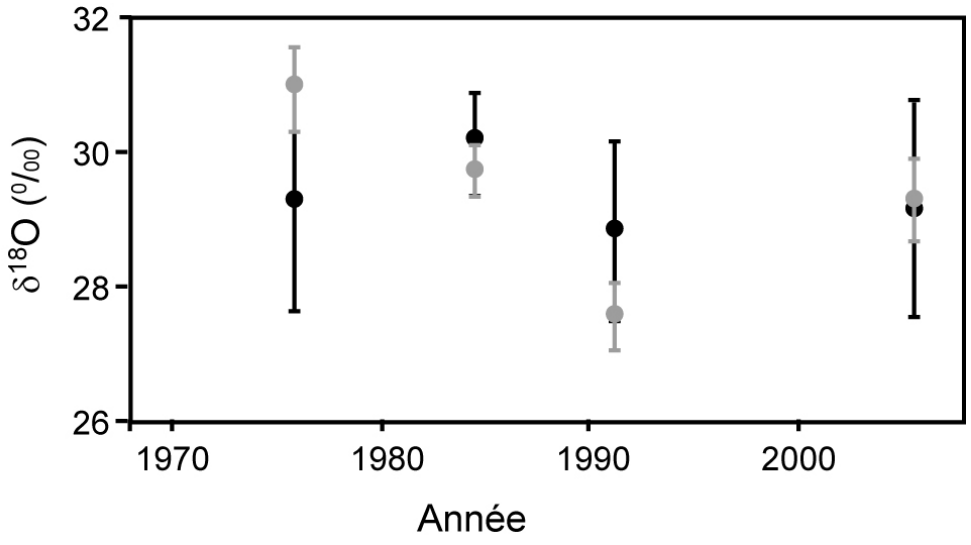


Figure 31. Valeurs moyennes de δ18O pour les arbres échantillonnés (barres d'erreur = erreur type)

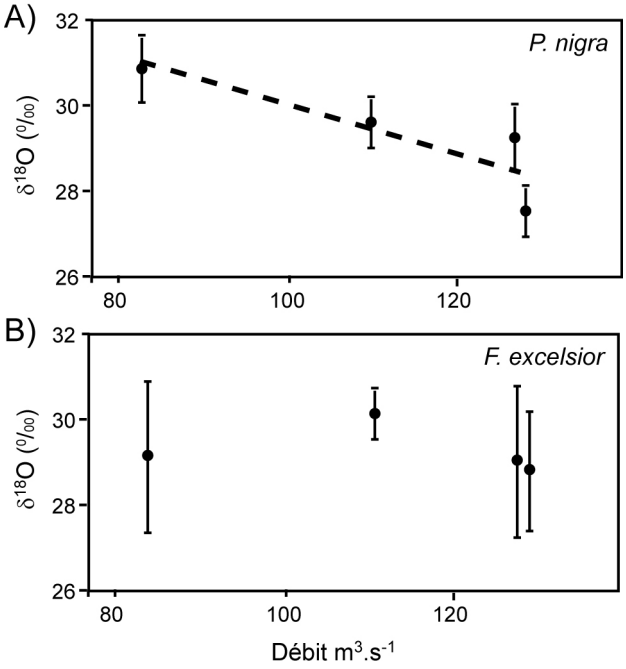


Figure 32. Relation entre δ18O et le débit moyen annuel pour A) les peupliers noirs et B) les frênes communs Les symboles pleins indiquent la valeur moyenne pour un débit donnée

b. Approches géomatiques : utilisation des SIG et données de télédétection

b.1. Introduction

Schématiquement, l'usage des approches géomatiques pour la caractérisation de la végétation riveraine des cours d'eau recouvre 4 grands objectifs (Dufour *et al.*, 2012) :

- la cartographie des unités de végétation, soit à large échelle afin de délimiter le corridor riverain (ex. Narumalani *et al.*, 1997 ; Apan *et al.*, 2002 ; Lawson *et al.*, 2007 ; Aksoy *et al.*, 2010) soit à l'échelle locale afin de caractériser la mosaïque d'unités au sein du fond de vallée (ex. Girel, 1986 ; Johnson *et al.*, 1995), et la cartographie des espèces (notamment les espèces envahissantes), par l'utilisation soit de données infrarouge ou hyperspectrale (Neale, 1997 ; Lonard *et al.*, 2000 ; Everitt *et al.*, 2007 ; Pengra *et al.*, 2007 ; Rowlinson *et al.*, 1999 ; Dipietro *et al.*, 2002 ; Underwood *et al.*, 2006 ; Hamada *et al.*, 2007), soit d'images à très haute résolution spatiale (Dunford *et al.*, 2009 ; Michez *et al.*, 2016) ou soit par des approches temporelles (Peinetti *et al.*, 2002),
- l'analyse des changements historiques dans la structure de la mosaïque paysagère à partir des années 1970 pour les images satellites, des années 1930 pour les photographies aériennes, du 19e siècle pour les photographies obliques et du 17e par comparaison avec des cartes anciennes (Miller *et al.*, 1995 ; Marston *et al.*, 1995 ; Piégay et Salvador, 1997 ; Grams et Schmidt, 2002 ; Mendonça-Santos et Claramunt, 2001 ; Sloan *et al.*, 2001 ; Friedman et Lee, 2002 ; Peinetti *et al.*, 2002 ; Greco et Plant, 2003 ; Gurnell *et al.*, 2005 ; Ferreira *et al.*, 2005 ; Geerling *et al.*, 2006 ; Petit, 2006 ; Gonzalez *et al.*, 2010),
- la caractérisation de paramètres environnementaux ou biologiques pertinents pour la compréhension de la structure et du rôle de la végétation : structure et dynamique morphologiques de la plaine (Jones *et al.*, 2007 ; Van der Nat *et al.*, 2003 ; Latterel *et al.*,

2006 ; Nakamura *et al.*, 2007), âge des surfaces colonisées (Greco *et al.*, 2007 ; Stella *et al.*, 2011), délimitation des inondations (Townsend et Foster, 2002 ; Hess et Melack, 2003 ; Murray-Hudson *et al.*, 2015), humidité du sol (Muller et Décamps, 2000 ; Makkeasorn *et al.*, 2009), etc., et

- la détermination du rôle de la végétation riveraine dans le fonctionnement socioécologique et dans la gestion des hydrosystèmes. Cela peut se faire par télédétection seule, par exemple en mesurant l'évapotranspiration (Ringrose, 2003 ; Nagler *et al.*, 2005) ou la rugosité à l'écoulement (Verrelst *et al.*, 2012), ou par combinaison de données variées au sein de systèmes d'information géographique (Mollot et Bilby, 2008 ; Macfarlane *et al.*, 2016).

Dans le cadre de ma thèse, la mobilisation de la géomatique se résumait à l'utilisation d'images aériennes afin de produire une analyse diachronique de la dynamique paysagère de deux tronçons alluviaux (basse vallée de l'Ain et 3 sites de la vallée de l'Arve) au cours de la seconde moitié du 20e siècle. La végétation alluviale était abordée par un angle essentiellement physionomique. Depuis ces travaux, j'ai continué de mobiliser ces approches selon trois axes[30] :

- poursuite des travaux diachroniques basés sur les photographies aériennes pour l'analyse de tronçons fluviaux décrits *via* des indicateurs de l'agencement spatial des unités végétales distinguées par leur physionomie (ex. Dufour *et al.*, 2015 sur la Magra),
- développement d'une réflexion sur la caractérisation des corridors fluviaux à large échelle (thèses de E. Wiederkehr et B. Belletti en collaboration avec H. Piégay), et
- analyse de l'apport spécifique de la technologie drone et de nouveaux capteurs comme le LiDAR à retour d'onde complète (thèse en cours de M. Laslier en collaboration avec L. Hubert Moy).

Ce travail s'accompagne d'une analyse critique de l'apport relatif de ces approches, d'une part, par rapport aux autres approches de production d'information, notamment l'observation *in situ*, et d'autre part, des méthodes modélisation qui utilisent les données produites. Il s'agit pour chaque information et pour chaque échelle d'observation de définir les avantages et les limites respectifs ainsi que les complémentarités des différentes approches potentielles (Johansen *et al.*, 2007b ; Brooks *et al.*, 2009 ; Dufour *et al.*, 2012). Dans la suite de cette section, deux exemples sont développés pour illustrer ces travaux : la description des corridors fluviaux à large échelle et l'usage des drones.

b.2. Décrire le corridor fluvial à large échelle spatiale

La nécessité de disposer de données à large échelle[31] répond à un manque d'information vécu comme handicapant pour l'évaluation et la prise de décision, elle est donc autant scientifique qu'opérationnelle (Steel *et al.*, 2010). À l'échelle locale, il existe de nombreux outils de diagnostics des milieux riverains (Munné *et al.*, 2003 ; Coroi, 2006 ; Brooks *et al.*, 2009) ; à large échelle, leur développement est plus récent et plus limité.

L'utilisation des approches géomatiques pour la caractérisation de la structure et du

[30] Ces axes sont typiques des pratiques en cours dans le domaine de la recherche sur les usages de la télédétection pour l'étude et la gestion des corridors fluviaux (Carbonneau et Piégay, 2012).

[31] Considérée ici comme une étendue spatiale comprise entre le secteur fonctionnel et le réseau hydrographique.

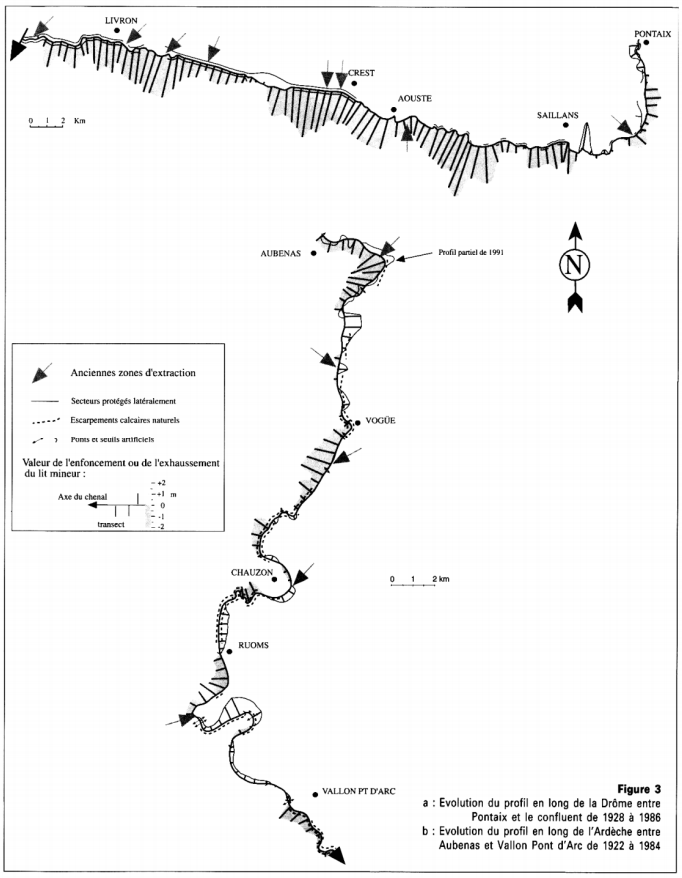
fonctionnement des systèmes fluviaux à large échelle se situe à la rencontre de deux développements : d'une part, la multiplication des approches comparatives temps/espace (Piégay et Schumm, 2003 ; Brierley et Fryirs, 2009 ; Takahashi et Nakamura, 2011 ; Villarreal *et al*., 2012 ; Rollet *et al*., 2014) et, d'autre part, le développement des outils disponibles en matière d'images et de traitement des images qui permet d'obtenir des informations fines sur de grands linéaires ou surfaces. Cet enjeu a fait l'objet de nombreux travaux au cours de la dernière décennie et reste une question scientifique et méthodologique de premier plan (Goetz, 2006 ; Johansen *et al*., 2007a ; Yang, 2007 ; Johansen *et al*., 2010b ; Aguiar *et al*., 2011 ; Dufour *et al*., 2012 ; Tormos *et al*., 2012, 2014 ; Clerici et Vogt, 2013 ; Salo et Theobald, 2016 ; Michez *et al*., 2017). En effet, pendant longtemps, la caractérisation à large échelle était limitée par la couverture limitée des images aériennes (Aguiar et Ferreira, 2005) et si, depuis les années 1970, les images satellites proposent de larges fenêtres d'observation, leur résolution spatiale a longtemps limité leur usage à des contextes particuliers (ex. plaines alluviales de grands systèmes fluviaux comme l'Amazone ; Mertes *et al*., 1995), excluant par là même une large partie du réseau des analyses. La mobilisation des photographies aériennes sur de vastes espaces, théoriquement possible, était difficile du fait du temps de traitement nécessaire pour caractériser de larges espaces.

L'affinement des résolutions spatiales commercialement disponibles depuis la fin des années 1990 a permis de combiner l'identification d'objets de forme étroite, le détail de la caractérisation des objets et la large échelle (Goetz et *al*., 2003 ; Goetz, 2006 ; Johansen *et al*., 2007b ; Germaine et Puissant, 2008 ; Claggett *et al*., 2010 ; Wiederkehr *et al*., 2010 ; Johansen *et al*., 2010b ; Tormos *et al*., 2012 ; Salo et Theobald, 2016). Cette approche géomatique a été facilitée par une réflexion et des développements méthodologiques non seulement sur le traitement des images, mais aussi sur le traitement géomatique et statistique des données générées (Alber et Piégay, 2011 ; Leviandier *et al*., 2012). Elle alimente dans analyses géographiques sur la distribution des structures et des processus (Wiederkehr *et al*., 2010 ; Vigiak *et al*., 2012 ; Clerici et Vogt, 2013 ; Clerici *et al*., 2014). Mais, elle permet également de proposer des analyses sur le fonctionnement des hydrosystèmes selon plusieurs axes dont la portée scientifique mérite d'être soulignée. Premièrement, ce type d'approche permet dans certains cas l'identification et la hiérarchisation des facteurs de contrôles dominants au sein d'un système complexe de facteurs d'influences (Tormos *et al*., 2014 ; Van Looy *et al*., 2014 ; Belletti *et al*., 2015). En effet, dans la mesure où ces avancées permettent maintenant une caractérisation en continu sur de grand linéaires/grandes surfaces, elles facilitent la dissociation entre les deux composantes de la notion d'échelle que sont l'étendue et le grain (Sayre, 2005). Deuxièmement, ce type d'approche, notamment en exploitant des données continues, permet l'identification de ruptures spatiales significatives dont la signification permet de faire le lien entre structure et fonctionnement (ex. structure fond de vallée et *verdeur* de la végétation alluviale ; Cadol et Wine, 2017). En revanche, elle est nécessairement limitée par la nature des données disponibles ce qui induit la mobilisation de méthodes statistiques adéquates (ex. statistiques bayésiennes) et un certain recul sur la nature des indicateurs pertinents.

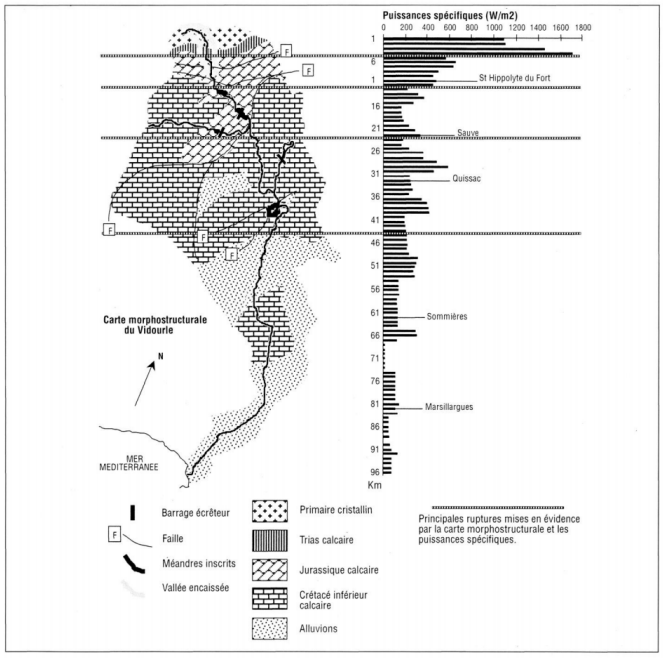
Approche méthodologique globale

Dans la continuation des approches de représentation linéaire et quantitative des processus fluviaux développées dans les années 1990 (Figure 33), l'approche continue de caractérisation des systèmes fluviaux a été de plus en plus utilisée dans les années 2000 (ex.

Liébault, 2003 ; Arnaud-Fassetta et Fort, 2004 ; Oetter *et al.*, 2004 ; Dufour, 2005 ; Rollet, 2007) et appliquée à plus large échelle dans les années 2010 (Alber et Piégay, 2011 ; Tormos *et al.*, 2012 ; Bizzi et Lerner, 2012 ; Wiederkehr, 2012 ; Garnier *et al.*, 2014 ; Van Looy, 2015).



A)



B)

Figure 33. Exemples de représentations linéaires et quantitatives des processus fluviaux développées dans les années 1990, A) représentation de l'évolution du profil en long de la Drôme (Landon et Piégay, 1994), B) représentation de la distribution longitudinale de la puissance spécifique du Vidourle calculée par tronçons de 1 km (Bernot *et al.*, 1996).

Ces approches mobilisent des données issues de bases de données existantes ou acquises par télédétection afin d'obtenir des descripteurs des milieux fluviaux le long du réseau hydrographique. L'information est traitée afin d'estimer une valeur de chaque descripteur au sein d'unités régulièrement distribuées le long du réseau (Alber et Piégay, 2011). Pour cela, un croisement est réalisé avec un masque constitué d'unités spatiales d'une dimension standardisée (10 m, 50 m, 100 m, etc.). Les descripteurs peuvent être analysés directement *via* leur cartographie ou faire l'objet de traitement pour produire des indicateurs. Dans le second cas, il est parfois mis en œuvre une étape intermédiaire d'agrégation des tronçons sur la base de critères qui généralement correspondent aux facteurs de contrôle du niveau scalaire supérieur comme le débit pour la morphologie. À titre d'exemple, sur la Drôme, il a été possible de produire une caractérisation de la densité d'écotone végétation/eau et des styles fluviaux à l'échelle de tout le linéaire du cours principal à partir des données de la BD topo, de la BD Carthage et de la BD ortho (Wiederkehr *et al*., 2010 ; Wiederkehr, 2012).

Exemple 1 : les densités d'écotone végétation/eau

L'écotone correspond à une zone de contact et de transition entre deux unités écologiques dont l'importance structurelle et fonctionnelle a été largement démontrée (Naiman et Décamps, 1997 ; Ward *et al*., 1999). Cet élément a été caractérisé à l'échelle du cours principal de la Drôme *via* un indicateur de densité d'écotone. Pour cela, les objets « eau », « banc de sédiments » et « végétation » ont été extraits à partir des orthophotographies de l'IGN par une approche orientée objet. La couche vectorielle rassemblant ces objets a été ensuite croisée avec un masque d'unités de 250 mètres de long afin de calculer et de cartographier une densité d'écotone (ici en m/m^2) au sein de chaque unité de 250 mètres (Figure 34).

Exemple 2 : les styles fluviaux

L'exemple précédent consiste à calculer et à cartographier un paramètre ou un indicateur, mais il est également possible d'inclure une étape intermédiaire afin de produire une évaluation plus « intégrée », comme l'illustre bien l'exemple des styles fluviaux. Afin de produire une information à large échelle sur les styles fluviaux, une procédure en deux étapes a été développée en utilisant les bases de données de l'IGN (Wiederkehr *et al*., 2010 ; Alber et Piégay, 2011) : délimitation de tronçons géomorphologiquement homogènes et détermination de la nature du style fluvial pour chaque tronçon.

La délimitation de tronçons homogènes d'un point de vue géomorphologique a été réalisée à partir de deux informations : la largeur de la bande active calculée par unités spatiales de 10 mètres de long et la largeur du fond de vallée, longitudinalement moins variable, calculée par unités de 250 mètres (Alber et Piégay, 2011). La variabilité longitudinale de la largeur du fond de vallée, qui est un indicateur de l'organisation géologique du bassin, a permis notamment de distinguer les tronçons alluviaux des tronçons non alluviaux. La largeur de la bande active a permis, quant à elle, de différencier les zones à chenal unique des zones plus larges présentant de vastes surfaces en galets, exondées à l'étiage. Une fois ces données acquises sur l'ensemble du linéaire drômois, un test de rupture de Pettitt (Pettitt, 1979) a été appliqué sur chacune des deux séries afin d'identifier des tronçons homogènes en moyenne au niveau de la largeur de fond de vallée (n = 20 tronçons identifiés) et de la largeur de bande active (n = 43). En combinant ces deux séries, 53 tronçons géomorphologiquement homogènes ont été identifiés et utilisés pour la suite de la caractérisation.

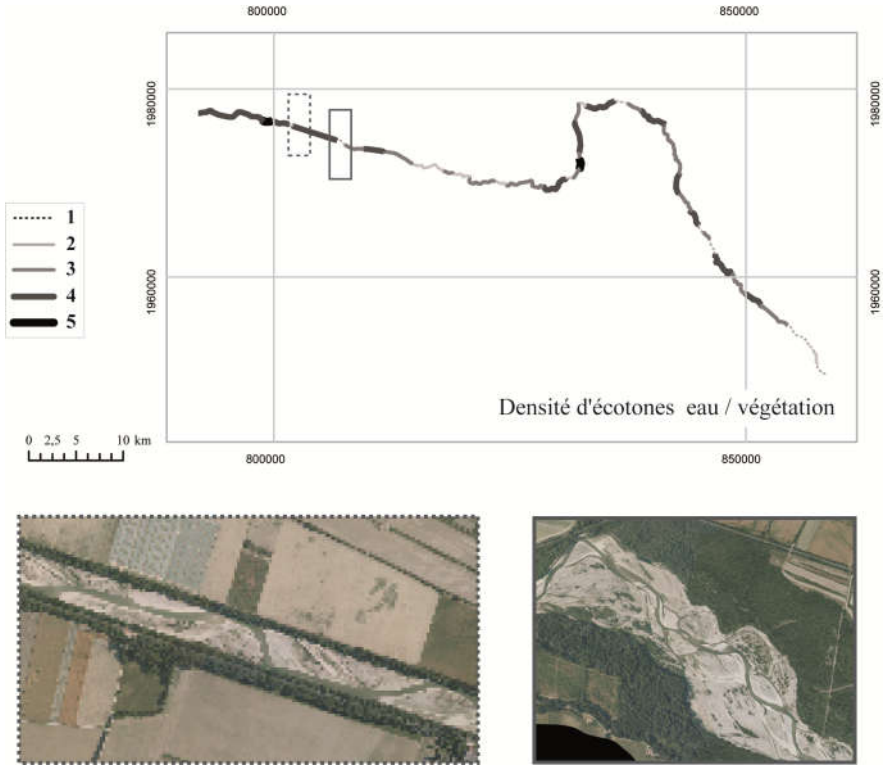


Figure 34. Cartographie de la densité d'écotone par tronçons homogènes du corridor fluvial de la Drôme, la densité est représentée par classes de valeurs croissantes (1 = faible densité ; 5 = forte densité)

La détermination du style repose sur une « bibliothèque » de métriques (largeur et longueur de la bande active ou du fond de vallée, surface en eau, etc.) calculées par unité de 100 ou 250 mètres. Pour chacun des tronçons homogènes déterminés à l'étape précédente, quatre métriques ont été calculées :

- la largeur de la bande active, qui permet d'appréhender la question de la grandeur spatiale du cours d'eau,
- un indice de confinement, qui donne une indication sur les possibilités de déplacement latéral du cours d'eau. Cet indice est le produit de la largeur de la bande active par la largeur du fond de vallée,
- un indice de sinuosité, et
- le taux surfacique eau / bande active, qui renseigne sur la multiplicité des chenaux. Cet indice offre des indications sur la diversité des milieux (chenal principal, chenaux secondaires, etc.) qui compose la bande active.

Chacune de ces métriques a été calculée par tronçon homogène ; elle est donc le résultat d'un regroupement de valeurs calculées à échelle spatiale inférieure, celle des unités de 250 mètres. Enfin, une classification ascendante hiérarchique des tronçons homogènes sur la base de ces quatre métriques a permis de les regrouper en 5 classes (Figure 35) auxquelles un style fluvial a été attribué par observation de leurs caractéristiques (Figure 36). Évidemment, si cette démarche peut être transposée dans d'autres contextes, la nature des indicateurs à prendre en compte doit faire l'objet d'une réflexion systématique afin de s'assurer de leur pertinence pour un contexte donné (pour un exemple d'application dans le contexte sahélo-soudanien, voir Garnier *et al*., 2014).

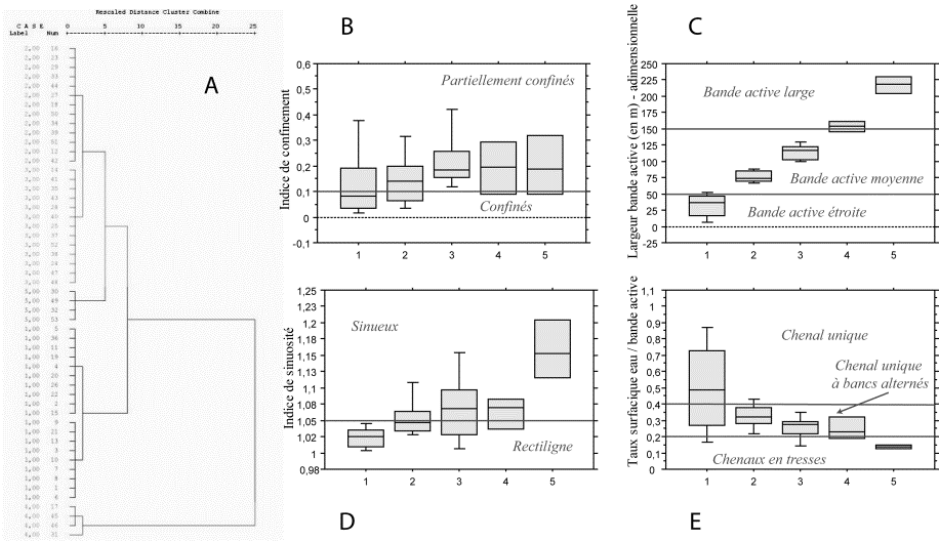
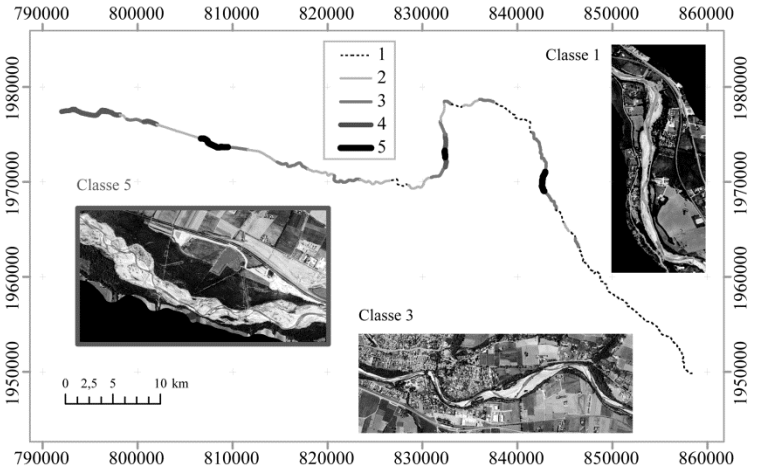


Figure 35. A) classification (CAH) et B) caractérisation des tronçons géomorphologiquement homogènes de la Drôme sur la base de critères morphologiques (Wiederkehr *et al.*, 2010).



Classes	Largeur de la bande active	Indice de sinuosité	Indice de confinement	Taux surfacique eau / bande active	Style fluvial
1*	Etroite	Rectiligne	Confinés	Unique	*Chenal en eau étroit et rectiligne*
2	Moyenne	Rectiligne	Partiellement confinés	Unique à bancs alternés	*Chenal rectiligne de largeur moyenne à bancs alternés*
3	Moyenne	Sinueux	Partiellement confinés	Unique à bancs alternés	*Chenal divaguant de largeur moyenne à bancs alternés*
4	Large	Sinueux	Partiellement confinés	Unique à bancs alternés	*Chenal divaguant à bancs alternés avec une large bande active partiellement confinée*
5	Large	Sinueux	Partiellement confinés	Tresses	*Chenaux en tresses avec une large bande active*

* : cours d'eau confinés

Figure 36. Distribution et présentation des styles fluviaux le long du cours principal de la Drôme (Wiederkehr *et al.*, 2010).

b.3. Décrire le corridor fluvial avec une très haute résolution spatio-temporelle par la technologie drone

Le développement relativement récent des approches par imagerie drone dans le domaine civil concerne des études caractérisées par une diversité forte en matière de vecteurs, de capteurs, de thématiques et d'approches (Hardin et Jensen, 2011 ; Carbonneau *et al.*, 2012). Les avantages les plus souvent mis en avant sont la facilité de mise en œuvre, la disponibilité (et donc forte résolution temporelle), la diversité de capteurs possibles et la possibilité d'avoir des images avec une résolution spatiale très élevée (ex. Figure 37). Ce développement s'accompagne par de nombreux travaux d'analyse des apports effectifs à la caractérisation et à la gestion des corridors fluviaux (ex. Lejot *et al.*, 2007 ; Rivas Casado *et al.*, 2015 ; Michez, 2016 ; Cook, 2017).

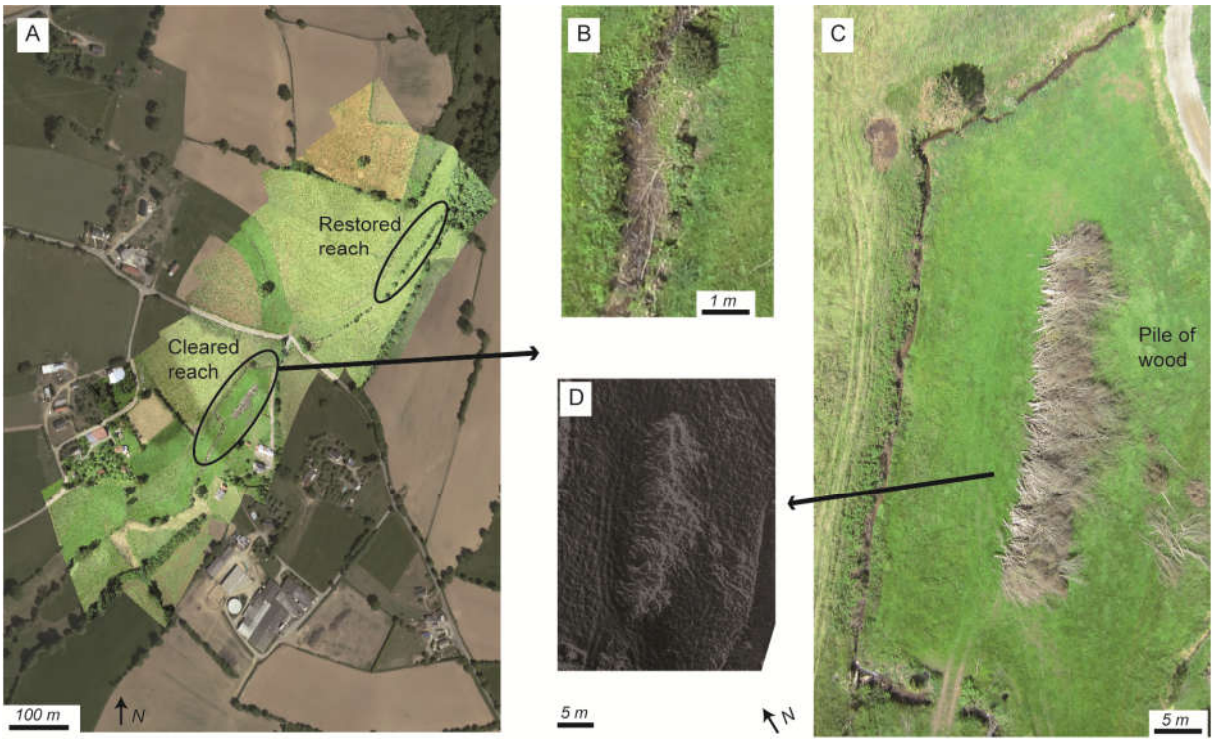


Figure 37. Illustration de l'apport de l'imagerie à très haute résolution spatiale pour l'étude des corridors fluviaux (d'après Dufour *et al.*, 2013). A : mosaïque d'images drone d'une résolution spatiale de 5 cm drapée sur les orthophotographies IGN ; B : agrandissement du chenal après l'entretien de la ripisylve, les branches coupées tombées dans le chenal sont visibles ; C et D : création à partir des images d'un modèle numérique de surface permettant une caractérisation des objets non seulement en plan, mais aussi en volume.

Dans le cadre du projet de suppression des barrages de la Sélune, dans la Manche, l'apport du déploiement d'un drone pour suivre la recolonisation végétale des zones dénoyées est ainsi en cours d'analyse (Laslier, thèse en cours). Le modèle utilisé est un microdrone de type *swinglet cam* de chez senseFly réalisant des suivis à basse altitude (environ 150 m) avec un appareil photographie numérique classique.

Pour chaque mission de suivi, une orthophotographie du site a été générée par mosaïquage des clichés. Sur la base de cette orthophotographie, des indices de végétation ont été calculés et, à partir de ces indices, des indicateurs de texture ont été extraits dans des

fenêtres glissantes d'un mètre carré (25 pixels par 25). Une régression non linéaire de type *Support Vector Machin*e a permis d'établir un lien entre ces indicateurs et le recouvrement végétal mesuré *in situ*. Les premiers résultats montrent que, malgré la faible quantité d'information radiométrique de ce capteur (RVB uniquement), il se révèle suffisant pour suivre le patron spatial de cette recolonisation en intra-annuelle (Tableau 7). Ce suivi intra-annuel permet, sur le plan opérationnel, de s'assurer d'une fixation rapide des sédiments dans le cas des actions de restauration et, sur le plan scientifique, de mettre en évidence des microvariations dans les dynamiques temporelles au sein du banc (Laslier *et al*., soumis ; cf. p. - 185 -). Cependant, compte tenu des caractéristiques radiométriques mobilisées dans cet exemple et de la faible variabilité en matière de composition floristique au sein du banc étudié, il n'a pas été possible de cartographier avec une précision satisfaisante les espèces ou les communautés végétales identifiées sur la base des relevés floristiques.

Tableau 7 : capacité des images drone RVB à caractériser la couverture et les communautés végétales sur un banc exondé de la Sélune suite à la baisse du niveau d'eau dans la retenue

	Couverture végétale			Communautés végétales	
Mois	**Taux de couverture moyen**	**Précision**	**Meilleure combinaison d'indices**	**Indice Kappa**	**Meilleure combinaison d'indices**
Janvier	29,9%	0,91	SD/PVI + MEAN/RATIO	/	/
Mars	27,5%	0,87	SD/NDGI + MEAN/RATIO	0,47	MEAN/NDGI+ SD/NDGI + SD/PVI
Mai	65,3%	0,96	MEAN/NDGI + MEAN/RATIO + SD/PVI	0,76	MEAN/NDGI + MEAN/RATIO
Juillet	89,9%	0,93	MEAN/RATIO	0,53	MEAN/RATIO

Ces travaux se poursuivent et les développements récents mettent en évidences des avancées encore à venir avec une information plus riche spectralement (Lelong *et al*., 2008 ; Lobo, 2009), une caractérisation volumétrique de la végétation (en temps réel ou *a posteriori* par photogrammétrie ou lidar) (Stefanik *et al*., 2011 ; Tompalski *et al*., 2017) et une cartographie des espèces et des communautés (Dunford *et al*., 2009 ; Laliberte et Rango, 2011 ; Michez, 2016).

Conclusion : développer et évaluer des méthodes géomatiques

Les développements dans le domaine de la géomatique offrent des opportunités aussi bien sur le plan scientifique qu'opérationnel : amélioration de la qualité spatiale et temporelle de l'information, continuité de l'information extraite, automatisation de la démarche, etc. Par exemple, extraire des données de manière continue sur l'ensemble du réseau hydrographique signifie que l'on applique les mêmes critères de sélection des données sur un vaste territoire, ce qui évite une partie des biais liés à l'intervention d'opérateurs différents. En revanche, cela pose des questions dans le choix de ces critères dont la pertinence n'est pas nécessairement équivalente pour tous les contextes géographiques. Ainsi, l'extraction d'indicateurs à partir de l'imagerie, et leur gestion sous SIG, connaît

certains inconvénients (impossibilité d'accès à certains objets trop petits, certains indicateurs, etc.) et les possibilités doivent être régulièrement réévaluées sur les plans technique, thématique et opérationnel (nature des informations accessibles, pas encore accessibles ou inaccessibles, rapports en possibilité, pertinence et rentabilité des acquisitions, etc.).

Conclusion

En résumé, l'étude des relations complexes qui structurent les hydrosystèmes fluviaux et leur végétation requiert la mise en œuvre d'approches méthodologiques pertinentes et complémentaires : caractérisation des structures et des processus à large échelle afin d'intégrer une large gamme de contextes (ex. Tabacchi *et al*., 1996 ; Rodriguez Gonzalez *et al*., 2010 ; Tormos *et al*., 2014), mesure des processus *in situ* ou en mésocosme (ex. Stella *et al*., 2010), amélioration des résolutions spatiale et temporelle de l'information (Hervouet *et al*., 2011 ; Tormos *et al*., 2012 ; Laslier *et al*., soumis), prise en compte de l'incertitude *via* des procédures statistiques bayésiennes, etc. Mes recherches s'inscrivent en grande partie dans cette veine qui vise à développer et utiliser des dispositifs méthodologiques permettant d'affiner la connaissance des liens causaux entre les composantes de l'hydrosystème ou, autrement dit, de quantifier et de hiérarchiser les facteurs de contrôles de la structure et de la dynamique de la végétation riveraine des cours d'eau. Cela nécessite de mettre en place des cadres méthodologiques élaborés, car le seul recours aux corrélations statistiques masque des effets de non-linéarité, de hiérarchie d'échelle, d'héritage et de combinaisons de facteurs de contrôle (Allan, 2004). Dans mon cas, ces cadres sont essentiellement d'ordres spatio-temporels (Piégay et Schumm, 2003).

Partie 3. Structure et dynamique de la végétation riveraine des cours d'eau : études de cas

Introduction : activités antérieures et inflexions, quantification et hiérarchisation des facteurs de contrôle de la structure et de la dynamique

Les hydrosystèmes fluviaux suivent des trajectoires complexes, coconstruites par des relations dialectiques entre nature et société. La forme de ces trajectoires dépend non seulement de la nature, de l'ampleur et de la conjonction des processus de contrôle, mais aussi de la réponse des systèmes biologiques (immédiate, effet de seuil, etc.) (Hughes *et al.*, 2005 ; Brierley et Fryirs, 2005 ; Dufour, 2005 ; Corenblit *et al.*, 2007). Mes recherches portent sur le décryptage de ces trajectoires dans leur complexité. Pour cela, je cherche à distinguer la combinaison des dynamiques temporelles conjuguées, à définir les niveaux d'échelle spatiale pertinents des processus, et l'ampleur de la variabilité associée à chaque niveau, et à quantifier la réponse des individus, des communautés et des habitats. Le principe sous-jacent est double :

- l'analyse quantitative de la structure spatiale et de la dynamique temporelle de la végétation riveraine des cours d'eau à différents niveaux d'organisation biologique (espèce, communauté, paysage) permet de hiérarchiser les facteurs de contrôle des hydrosystèmes, et
- ce travail de compréhension du fonctionnement et de la structure des hydrosystèmes permet de contribuer aux activités de gestion, notamment de restauration, aussi bien sur le plan conceptuel qu'opérationnel.

De façon schématique, il est possible d'organiser mes travaux sur la structure et le fonctionnement des hydrosystèmes selon l'échelle spatiale d'analyse. Premièrement, à l'échelle des formes fluviales, mes recherches portent sur la distribution spatiale et dynamique de la végétation riveraine au sein de ces formes fluviales. Les travaux réalisés dans le cadre de ma thèse sur l'Ain (communautés post-pionnières) et la Drôme (communautés pionnières) avaient démontré que la structure et le fonctionnement de celles-ci (en matière de composition, de diversité et de croissance) varient non seulement en fonction de leur position dans l'hydrosystème à un instant donné, mais aussi au gré de l'évolution de la géométrie du chenal. Elles sont donc liées à la dynamique de l'ensemble du tronçon fluvial. Depuis, ces travaux ont été poursuivis dans deux directions

- l'analyse d'unités fonctionnelles très importantes en matière de diversité biologique et de fonctionnement hydrologique, mais dont la composante végétation terrestre a été relativement peu étudiée jusqu'à présent, les bras morts (ou anciens chenaux) (cf. p. - 106 -), et
- l'utilisation de l'approche dendrochronologique pour évaluer la réponse de la croissance des arbres avec soit par un couplage avec une analyse isotopique soit par une mise en œuvre dans des contextes géographiques différents (cf. p. - 114 -).

Deuxièmement, à l'échelle du tronçon fluvial, la conjonction des différents facteurs contrôlant la structure du paysage fluvial (hydrologie, dynamique sédimentaire, activités humaines, conditions climatiques, interactions biologiques…) est toujours différente, d'autant plus que leur expression est très rarement stable dans le temps. Dans la continuation de mes travaux de thèse menés sur 2 affluents du Rhône (un secteur de piémont, la basse

vallée de l'Ain, et un secteur intramontagnard, la basse vallée de l'Arve), les travaux réalisés depuis 2007 ont permis d'élargir la gamme de contextes étudiés par l'étude de nouveaux tronçons fluviaux en France (Gapeau, Calavon, Durance…), mais aussi en Italie (Magra) ou au Maroc (Oued Laou). L'analyse de nouveaux tronçons, toujours avec une haute résolution temporelle, a permis d'affiner la capacité à décrypter les trajectoires dans toute leur complexité. Par exemple, l'étude de tronçons fluviaux sur la Magra en Italie (coll. avec M. Rinaldi de l'université de Firenze) confirme que l'abandon des pratiques sylvicoles et pastorales locales après la Seconde Guerre mondiale peut être le moteur de la végétalisation des lits majeurs le long de tronçons pour lesquels, jusqu'à présent, les facteurs invoqués étaient essentiellement soit des facteurs de contrôle amont (réduction du régime de crues, réduction des apports sédimentaires) soit une modification locale du chenal (ex. incision suite à des extractions massives de granulat dans le lit mineur) (cf. p. - 123 -).

Enfin, troisièmement, dans la suite du point précédent et en s'appuyant sur des développements méthodologiques (cf. p. - 91 -), une nouvelle échelle d'analyse a été ajoutée à mes activités de recherches : celle du réseau hydrographique. Il a été possible, par exemple, de comparer le comportement biomorphologique de 53 tronçons fluviaux répartis sur l'ensemble du bassin du Rhône et présentant des caractéristiques contrastées en matière de localisation géographique, de dynamique hydrologique et de fonctionnement sédimentaire (Thèses B. Belletti 2012, co-encadrement avec H. Piégay ; cf. p. - 135 -). Ces travaux ont permis d'améliorer la hiérarchisation des facteurs explicatifs, la prise en compte de la non-linéarité des évolutions et des ajustements biologiques à différentes échelles spatio-temporelles et la description de la variabilité géographique des structures paysagères.

La section suivante présente succinctement des études de cas afin d'illustrer ces trois échelles d'analyses.

Chapitre 1. Distribution spatiale et dynamique de la végétation riveraine des cours d'eau au sein des formes fluviales

1.1. Contexte et objectifs scientifiques

Les variations spatiales et temporelles des conditions hydromorphologiques au sein de l'hydrosystème influencent profondément les communautés végétales riveraines aussi bien dans les phases de développement que dans les stades ultérieurs (Naiman *et al*., 2005 ; Corenblit *et al*., 2007 ; Bendix et Stella, 2013). Ces facteurs hydrauliques, hydrologiques et sédimentaires incluent le régime de perturbations (*c.-à-d.* intensité, fréquence, durée, temporalité des crues, de la sédimentation et de l'érosion) et la disponibilité en eau (Menges et Waller, 1982 ; Hupp, 1992 ; Van Coller *et al*., 1997 ; Bendix et Hupp, 2000 ; Steiger *et al*., 2005). Des études ont montré depuis le début du 20e siècle que la distribution spatiale des espèces et de la diversité biologique à l'échelle du fond de vallée sont reliées à la présence et à l'agencement de formes fluviales variées qui connaissent chacune des conditions particulières (Hefley, 1937 ; Johnson *et al*., 1976 ; Hupp et Osterkamp, 1985 ; Kamisako, 2007 ; Budke *et al*., 2008). Plus récemment, ces études ont été affinées au niveau des communautés végétales qui composent le paysage par des travaux démontrant l'existence d'une variabilité intraforme importante en matière de structure et de fonctionnement. Dans cette partie, deux exemples illustrent cette démonstration sur la base, premièrement, de l'analyse de la composition des communautés végétales colonisant les bras morts (ou anciens chenaux) et, deuxièmement, de la quantification de la croissance des arbres en berge.

1.2. Le rôle du régime de perturbation à l'échelle de la forme fluviale, l'exemple des chenaux abandonnés[32]

La mobilité latérale du chenal est un des processus hydromorphologiques qui structurent le patron spatial de la végétation riveraine des cours d'eau. Premièrement, elle génère un assemblage relativement complexe de dépôts sédimentaires (variables en matière de profondeur, de texture et de teneur en matière organique), de conditions topographiques et d'habitats terrestres et aquatiques (Pautou, 1984 ; Salo et Theobald, 1986 ; Cornier, 2002 ; Florsheim *et al*., 2008). Deuxièmement, cette mobilité contrôle la création de chenaux abandonnés qui représentent des formes fluviales particulières dans les plaines alluviales des rivières mobiles (Vogt, 1965 ; Lewis et Lewin, 1983 ; Shankman, 1993 ; Stella *et al*., 2011). Ces chenaux abandonnés sont souvent des dépressions topographiques semi-aquatiques marginales connaissant des perturbations physiques moins fréquentes et/ou moins intenses que les dépôts alluviaux de même altitude, mais positionnés le long du chenal principal (Piégay *et al*., 2008 ; Constantine *et al*., 2010).

Après le recoupement, les chenaux abandonnés se déconnectent progressivement du chenal principal et ce processus est un facteur crucial qui contrôle le taux et le patron spatial de sédimentation de la zone aquatique (Citterio et Piégay, 2009 ; Constantine *et al*., 2010). Dans la mesure où les conditions hydrauliques et sédimentaires divergent significativement des conditions du chenal principal et des berges proches de ce chenal principal (Gagliano et Howard, 1984 ; Piégay *et al*., 2008 ; Stella *et al*., 2011), la partie aquatique du chenal

[32] Section reprise d'un texte publié en 2014 (Dufour *et al.*, 2014) et résultant d'un travail collectif qui doit beaucoup à Hervé Piégay, John Stella, Maya Hayden, John Battles et Mat Kondolf.

abandonné accroît l'hétérogénéité des habitats à l'échelle de la plaine alluviale, accueille un assemblage particulier d'espèces et fournit une zone de refuge pendant les crues (Pautou, 1984 ; Kalliola *et al*., 1991 ; Amoros et Wade, 1993 ; Bornette *et al*., 1998 ; Godreau *et al*., 1999 ; Dufour *et al*., 2014).

Considérer les bras morts comme un objet de recherche n'est pas nouveau[33], mais la plupart des études scientifiques sur les chenaux abandonnées ont analysé les processus et les patrons de la zone aquatique de ceux-ci. Ainsi, la connectivité hydrologique (Hudson *et al*., 2012 ; Phillips, 2013), la sédimentation et la forme des dépôts sédimentaires (Bravard, 1982b ; Gagliano et Howard, 1984 ; Shields et Abt, 1989 ; Citterio et Piégay, 2009 ; Constantine *et al*., 2010 ; Delhomme *et al*., 2013 ; Dieras *et al*., 2013), l'influence des apports en nutriments et des flux hydrogéologiques (Bornette *et al*., 2001) et la diversité de communautés aquatiques végétales et animales (Amoros et Bornette, 2002 ; Obolewski, 2011 ; Besacier-Monbertrand *et al*., 2012 ; Meyer *et al*., 2013) ont-elles été particulièrement étudiées. Mais, la partie terrestre qui se forme au fur et à mesure que l'ancien chenal se comble de sédiments a fait l'objet de moins travaux scientifiques. Or, cette végétation rivulaire associée aux chenaux abandonnés représente dans certains cas, comme pour la Sacramento, la plus grande partie des boisements alluviaux (Stella *et al*., 2011).

Les principaux travaux sur ce sujet portent sur la composition, la diversité biologique et la dynamique temporelle de communautés végétales terrestres et les variations de celles-ci le long de gradients hydromorphologiques (Pautou *et al*., 1979 ; Shankman, 1993 ; Holland *et al*., 2000). Ces travaux démontrent une évolution temporelle qualitative spécifique de la communauté floristique, mais la quantification intraforme des variations de distribution spatiale des espèces a fait l'objet de peu d'attention. Cette section présente les principaux résultats d'une telle analyse appliquée aux anciens chenaux de la Sacramento. Cette dernière confirme la contribution significative des bras morts à la diversité de la plaine alluviale mise en avant par les études de G. Pautou ou de D. Shankman (Dufour *et al*., 2014), mais elle permet également d'apporter deux regards complémentaires, premièrement, en affinant le rôle de conditions hydrosédimentaires au sein des anciens bras dans le temps et, deuxièmement, en analysant la distribution de végétale intra forme et donc le rôle des gradients locaux.

a. Démarche

Le Sacramento est un fleuve à charge de fond grossière dont la partie centrale offre un cadre intéressant pour analyser les anciens chenaux. En effet, dans le secteur de *Red Bluff* à *Colusa*, il comprend des tronçons méandriformes avec une dynamique latérale suffisante pour assurer la création régulière de bras mort en dépit des modifications hydrosédimentaires générées par l'aménagement du bassin versant (Singer, 2007 ; Larsen *et al*., 2007 ; Micheli et Larsen, 2010 ; Michalkova *et al*., 2011). La présence de bras morts d'âges, de positions et de connexions variables permet d'analyser finement le rôle des processus hydromorphologiques. Pour analyser la relation entre processus hydromorphologiques et distribution de la végétation au sein de ceux-ci, deux perspectives ont été adoptées : une interbras et une intrabras.

Premièrement, après le recoupement, les conditions hydromorphologiques changent

[33] C'est même, par exemple, un des objets fondateurs des travaux du PIREN Rhône (Ain *et al*., 1973 ; etc.).

rapidement : l'ancien bras est déconnecté des écoulements du bras principal et une sédimentation importante se traduit par un exhaussement de la topographie. Ce patron global peut être modifié en fonction des conditions de connectivité de l'ancien bras (Citterio et Piégay, 2009). Afin d'analyser l'effet de cette variabilité entre les anciens chenaux sur la végétation, des relevés de végétation, de topographie et de conditions sédimentaires ont été effectués en 2007 au sein de 10 anciens bras. La sélection des sites a été effectuée au sein d'un groupe de 30 anciens bras dans le but de couvrir une gamme d'âges variés (*c.-à-d.* date de recoupement comprise entre 15 et plus de 100 ans) et une diversité de conditions hydromorphologiques. Le premier critère a été évalué à partir des photographies aériennes (Michalková *et al.*, 2011) et confirmé par dendrochronologie (Stella *et al.*, 2011). Le second critère a été évalué sur la base de photographies aériennes (distance au chenal, forme du bras) et d'observations de terrain pour le débit de connexion de ces bras. Une forte connexion, et donc un régime de perturbations plus fréquentes et plus intenses, correspond aux situations suivantes : faible débit nécessaire pour la connexion, distance au chenal principal faible et forme rectiligne. Ainsi, les 10 sites se répartissent-ils en 3 groupes :

- Type 1 ou « jeunes actifs » : anciens chenaux récents (moins de 25 ans) et fortement connectés (n=4)
- Type 2 ou « vieux actifs » : anciens chenaux âgés de plus de 25 ans et fortement connectés (n=3)
- Type 3 ou « vieux peu actifs » : anciens chenaux âgés de plus de 25 ans et rarement connectés (n=3)

Des mesures topographiques et sédimentaires confirment l'existence de conditions contrastées entre ces anciens bras puisque dans les types 1 et 3 la végétation colonise des dépôts significativement plus bas en matière d'altitude que dans le type 2 (respectivement entre 1 et 2,5 m contre 3 à 5 m ; Figure 38A; one-way ANOVA, $p<0.0001$). Les plus récents enregistrent des taux de sédimentation plus forts et plus variables que les autres types (Figure 38B; one-way ANOVA, $p<0.001$). Enfin, les mesures granulométriques des dépôts sédimentaires indiquent une intensité de perturbation plus faible dans les anciens chenaux de plus de 25 ans et rarement connectés puisque le D50 des sédiments de surface plus faible signe une énergie plus faible lors des crues aussi bien dans la partie terrestre de l'ancien chenal que dans la partie aquatique (Figure 38C et D).

Deuxièmement, le long du chenal principal, la distribution de la végétation est connue pour être très fortement liée à la conjonction des gradients topographiques, hydrologiques et pédologiques qui s'expriment perpendiculairement aux écoulements principaux (Pautou, 1984 ; Vadas et Sagers, 1997 ; Lite *et al.*, 2005). Afin d'analyser le rôle joué par ce gradient au sein de la partie terrestre des anciens bras, des relevés de végétation, de topographie et de granulométrie des sédiments de surface ont été effectués le long de trois transects perpendiculaires à l'axe de l'ancien chenal (un à l'amont, un au centre et un à l'aval de l'ancien bras).

Dans le cas des anciens chenaux du Sacramento, ces gradients physiques se traduisent, pour la végétation, par un gradient décroissant de perturbation et de disponibilité en eau qui peut être approchée par l'altitude relative par rapport à la ligne d'eau. Celle-ci varie entre 0 et 5,8 m avec des valeurs médianes de 1 à 2,2 pour le type 1, de 3,5 à 4 pour le type 2 et de 1,2 à 2 pour le type 3. Les valeurs de 3,5 à 4 m correspondent à des débits de 2500 à 3000 $m^3.s^{-1}$, ou des crues de fréquence de retour quinquennale ou décennale à la station de référence du secteur d'étude.

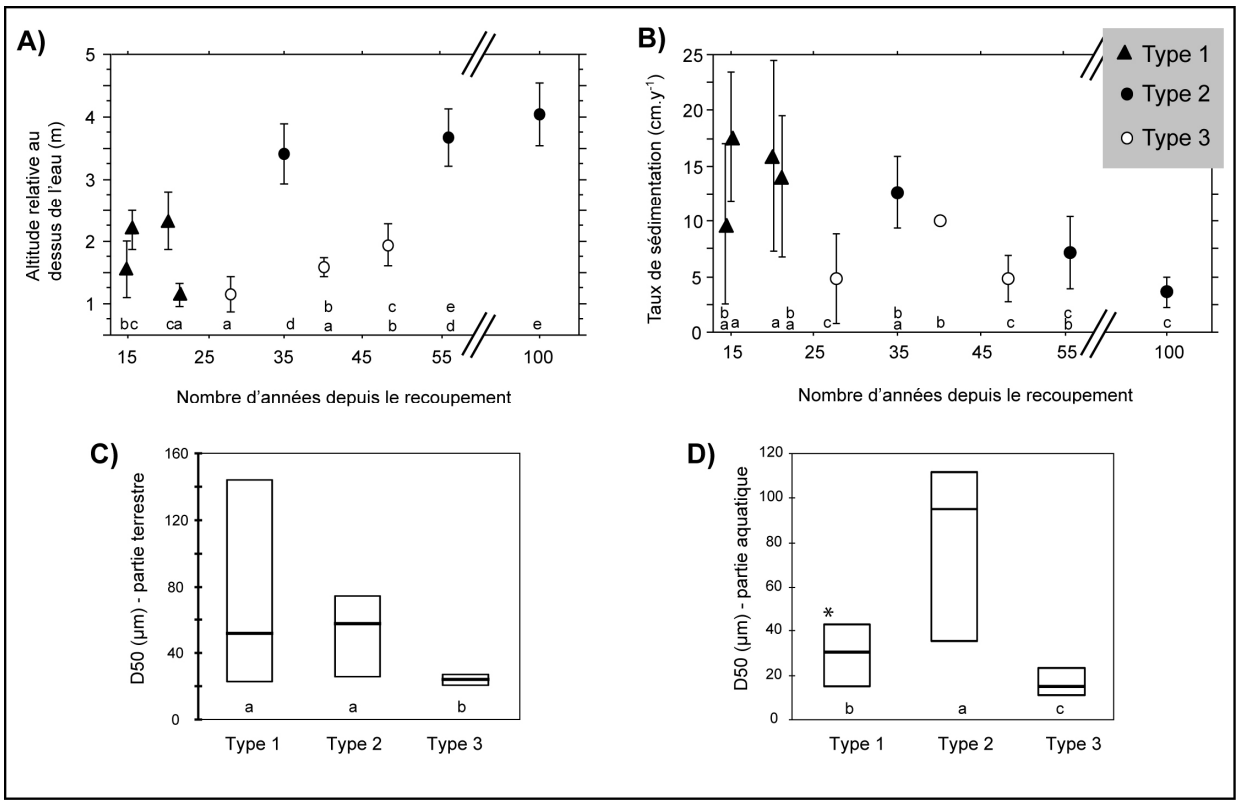


Figure 38. Conditions topographiques et sédimentaires des anciens chenaux de la Sacramento, A) altitude relative de la partie terrestre par rapport à la zone encore en eau en fonction de l'âge et du type d'ancien chenal, B) taux de sédimentation de la partie terrestre (*c.-à-d.* dépôts d'alluvions fines au-dessus du toit de galets) en fonction de l'âge et du type d'ancien chenal, C) granulométrie médiane des sédiments fins prélevés dans la partie terrestre des anciens bras, D) granulométrie médiane des sédiments fins prélevés dans la partie aquatique. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes.

b. Différences entre les anciens chenaux : le rôle du régime de perturbation dans le temps

L'analyse comparative des anciens chenaux entre eux souligne la dimension temporelle des patrons de végétation. Ainsi, au cours du temps, une diminution de l'abondance des saules, une diminution de la diversité et un changement de composition sont observés.

Premièrement, la végétation de la strate ligneuse qui colonise les anciens bras est globalement identique dans les 3 types d'anciens bras puisqu'il n'y a pas de différence de similarité en comparant les relevés deux à deux (l'intervalle de confiance recouvre dans les trois cas 1) (Tableau 8). Il n'y a pas non plus de différence en matière d'abondance du *Populus fremontii*. En revanche, il y a significativement plus de saules (et notamment *Salix exigua* et *Salix lasiandra*) dans les anciens bras les plus récents (Tableau 9). Ce résultat est cohérent avec les observations de Pautou *et al*. (1979) et Shankman (1991) qui associent certaines espèces de saules aux premiers stades de succession des anciens chenaux, mais qui observent également, durant quelques décennies, la persistance dans le temps d'espèces correspondant à des phases de successions différentes.

Tableau 8 : analyse de similarité (Chao-Jaccard) de la végétation entre les 3 types d'anciens chenaux. 1= toutes les espèces sont communes; 0 = pas d'espèces communes. L'intervalle de confiance est basé sur un niveau de significativité de 0,05 et calculé comme la moyenne plus ou moins 1.96 x l'erreur type (borné à 1).

	Canopée			Strate basse		
Comparaison	Moyenne	Erreur type	Intervalle de confiance	Moyenne	Erreur type	Intervalle de confiance
Type 1 *vs.* 2	0,65	0,19	0,28–1	0,79	0,09	0,61–0,97
Type 1 *vs.* 3	0,82	0,13	0,57–1	0,95	0,10	0,75–1
Type 2 *vs.* 3	0,87	0,14	0,59–1	0,98	0,04	0,90–1

Tableau 9 : abondance (moyenne et erreur type) des espèces ligneuses colonisant la partie terrestre des anciens chenaux (la valeur 1 signifie que l'espèce est présente sur l'ensemble de chaque transect). SAEX = *Salix exigua*, SAGO = *Salix gooddingii*, SALAE = *Salix laevigata*, SALAS = *Salix lasiolepis*, SALA = *Salix lasiandra*, POFR = *Populus fremontii*, et ouvert = absence de canopée ligneuse (*c.-à-d.* prairie).

	Salix	SAEX	SAGO	SALAE	SALAS	SALA	POFR	ouvert
Type 1	0,74 (0,07)	0,55	0,26	0,02	0,08	0,27	0,16 (0,05)	0,16 (0,07)
Type 2	0,13 (0,06)	0,15	0,33	0,00	0,16	0,14	0,17 (0,05)	0,06 (0,05)
Type 3	0,37 (0,10)	0,06	0,20	0,00	0,00	0,01	0,12 (0,06)	0,24 (0,07)

Deuxièmement, la comparaison des types d'anciens chenaux indique une baisse du nombre d'espèces unique, de la richesse et de la diversité dans le temps (Tableau 10). Ainsi, le nombre d'espèces est de 59 dans le type 1, de 39 dans le type 2 et de 36 dans le type 3, avec 22 espèces communes aux 3 types. La forte richesse du type 1 est en grande partie alimentée par le nombre d'espèces peu fréquentes (26 des espèces, sur 59, ne sont présentes que dans 1 ou 2 relevés) et d'espèces peu abondantes (42 espèces sur 59 ont une abondance moyenne inférieure à 0,2 %). L'absence de différence significative entre les types 2 et 3 indique une prédominance de la dimension temporelle et l'absence d'une différence de régime perturbation suffisante pour générer une différence en matière de diversité végétale.

Tableau 10 : diversité de la strate basse par type d'anciens chenaux.

	Type 1	Type 2	Type 3
Nombre de quadrats	120	90	90
Nombre d'espèces observées	59	36	39
Nombre d'espèces uniques (erreur type)	18 (3)	6 (3)	6 (2)
Richesse (IC à 95%)	79 (63-129)	41 (35-69)	37 (33-55)
Simpson 1/D (erreur type)	22,1 (1,0)	14,6 (1,4)	15,8 (2,0)
Shannon H' (erreur type)	3,4 (0,0)	3,0 (0,1)	3,0 (0,1)

Enfin, troisièmement, la composition de la strate basse change au cours du temps. Les anciens chenaux récents sont caractérisés par des espèces de milieux humides et d'eau peu courante comme *Typha* sp. et *Paspalum distichum* alors que les espèces abondantes dans les anciens chenaux plus âgés (et absentes des récents) sont typiques des milieux plus secs ou perturbés (ex. *Carex barbarae*, *Elymus glaucus*, *Bromus hordeaceus* et *Arundo donax*). Les espèces communes aux trois types sont des espèces de zones humides comme *Lycopus americanus*, *Ludwigia peploides* ou *Cyperus eragrostis*. Ce changement est attesté par l'analyse multivariée des relevés de végétation, notamment le premier et le deuxième axes (Figure 39).

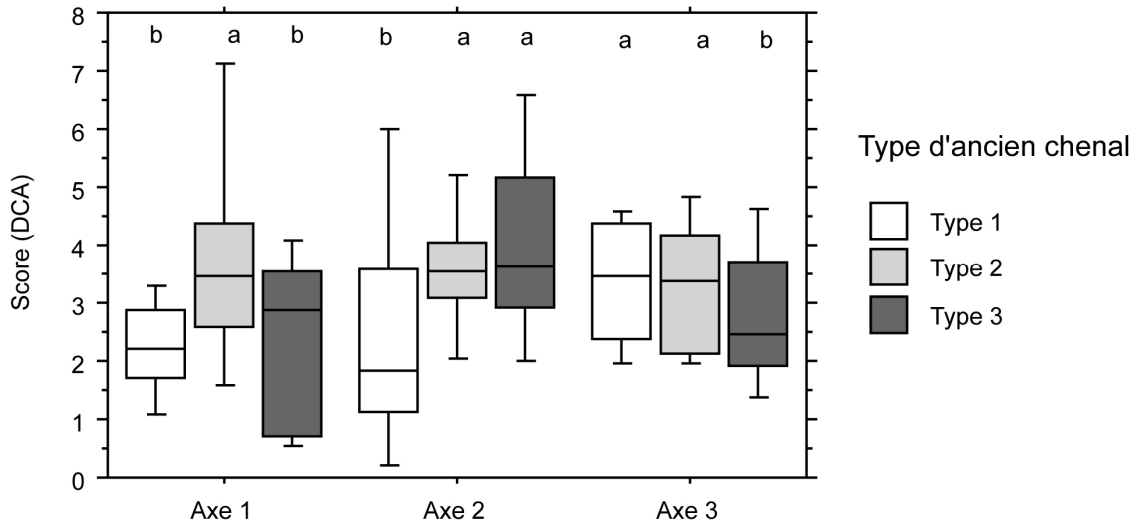


Figure 39. Distribution des scores factoriels des relevés de végétation dans les anciens chenaux de la Sacramento, en fonction du type d'ancien chenal. Les scores sont issus d'une analyse des correspondances décentrée. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes.

Ces changements (abondance des saules, diversité et composition) peuvent être mis en relation avec le changement des conditions abiotiques entre les anciens chenaux récents (fort taux de sédimentation, faible altitude relative ; Figure 38) et les plus âgés. En effet, la richesse des anciens chenaux récents est essentiellement due à des espèces rares, présentes en faible abondance, ce qui permet de supposer que l'hypothèse la disponibilité en ressources et en espace pour le recrutement est importante dans les premières années qui suivent l'abandon en comparaison des anciens bras âgés où la végétation en place limite cet accès aux ressources. Cette hypothèse selon laquelle, rapidement après le recrutement, la partie terrestre passe d'un contrôle abiotique à un contrôle biotique (Corenblit *et al*., 2007 ; Stella *et al*., 2011), sauf pour les zones les plus basses, est également soutenue par le fait que les différences significatives observées en matière de conditions hydrosédimentaires dans les anciens chenaux recoupés depuis plus de 25 ans (ex. l'altitude relative de la végétation est significativement plus élevée dans les types 2 que dans les types 3) ne se traduit pas par des différences en matière de diversité et par une différence faible en matière composition. Ce résultat est en partie différent de ceux observés dans la partie aquatique des anciens chenaux où les organismes semblent relativement plus sensibles aux différences de perturbations (Bornette et Amoros, 1996 ; Barrat-Segretain et Bornette, 2000 ; Obolewski, 2011 ; Besacier-Monbertrand *et al*., 2012).

c. Rôle des gradients environnementaux au sein des anciens chenaux

L'analyse de la répartition locale, c'est-à-dire au sein des anciens chenaux, des espèces montre une différence notable entre la strate ligneuse et la strate herbacée. Pour la strate ligneuse, la distribution est cohérente avec les caractéristiques écologiques des espèces : les espèces les plus pionnières et les plus tolérantes aux inondations et aux perturbations (*c.-à-d.* les saules) sont majoritairement localisées à basse altitude et proche du chenal alors que les espèces post-pionnières et plus mésophiles (ex. *Juglans hindsii*) sont localisées à des altitudes plus hautes et plus loin de la zone aquatique (Figure 40). Compte tenu de la durée de vie des espèces ligneuses, cette observation indique, qu'à l'échelle de l'ensemble de la durée de vie des bras morts, il existe un gradient significatif des conditions hydromorphologiques le long de la toposéquence qui va de la zone en eaux jusqu'au niveau de la plaine alluviale, à l'image de ce que l'on observe le long du chenal principal.

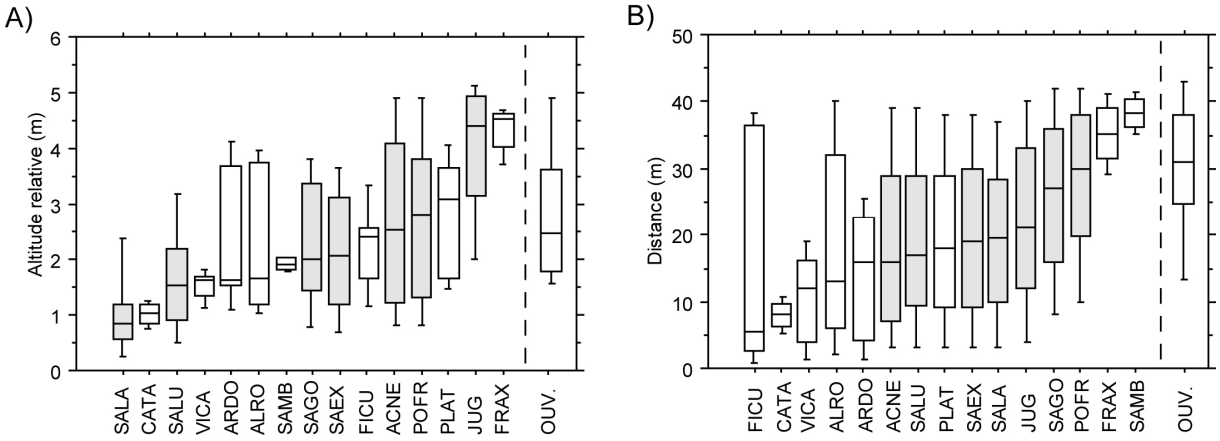


Figure 40. Distribution des espèces ligneuses dans les anciens chenaux de la Sacramento en fonction de A) l'altitude et B) de la distance par rapport à la zone en eau. ACNE = *Acer negundo*, ALRH = *Alnus rhombifolia*, ARDO = *Arundo donax*, CATA = *Catalpa bignonioides*, FICU = *Ficus carica*, FRAX = *Fraxinus latifolia*, JUG = *Juglans hindsii*, PLAT = *Platanus racemosa*, POFR = *Populus fremontii*, SAEX = *Salix exigua*, SAGO = *Salix gooddingii*, SALA = *Salix lasiolepis*, SALU = *Salix lucida*, SAMB = *Sambucus mexicana*, VICA = *Vitis californica*, OUV. = absence de strate ligneuse.

La répartition de la strate basse est plus complexe à analyser. En effet, celle-ci est significativement liée à au moins 3 types de facteurs : l'âge des formes (cf. ci-dessus), la composition de la strate haute (ouverture, dominance du peuplier) et aux gradients environnementaux (distance à l'eau) (analyse de correspondance canonique, test randomisation pour les corrélations, p = 0.001). Le premier axe de l'analyse canonique est corrélé à l'âge des formes, à la distance et, dans une moindre mesure, à l'altitude relative (non indiquée) (Figure 41), qui co-varient positivement. Ce résultat, de même que la distribution des espèces ligneuses, est cohérent avec de nombreuses autres études sur les ripisylves (Pautou, 1984 ; Vadas et Sagers, 1997 ; Lyon et Sagers, 1998 ; Lite *et al*., 2005 ; Goebel *et al*., 2006).

Cependant, dans le cas des anciens chenaux, ces gradients n'expliquent qu'une petite part du patron végétal puisque les variables environnementales (distance, altitude relative, âge, ouverture de la canopée, abondance du peuplier, granulométrie des sédiments de surface) expliquent moins de 10 % des variations de composition entre les relevés. Des analyses canoniques ont également été réalisées pour chaque type d'anciens chenaux séparément avec uniquement la distance et l'altitude relative afin de limiter l'effet du type.

De la même façon que pour l'analyse globale, ces deux gradients n'expliquent qu'une faible part de la variation de la végétation (respectivement 3,1, 3,9 et 5,2 % pour les types 1, 2 et 3). Cette relativement faible importance de la distance et de l'altitude relative, qui sont généralement des facteurs très structurants, est peut-être due à l'atténuation du régime de perturbation au niveau des anciens chenaux du fait de la distance et de l'isolement par rapport au chenal (Dufour et Piégay, 2010 ; Helfield *et al*., 2012). Dans le cas du Sacramento, la faible durée et la faible fréquence des crues expliquent peut-être également ce résultat. De plus, le gradient de stress qui influence généralement la distribution des espèces le long des berges de ce fleuve est probablement moins prononcé dans le cas des anciens chenaux du fait d'une granulométrie plus fine des sédiments fins et d'une dynamique atténuée du niveau d'eau en comparaison avec les marges du chenal principal. Ainsi, la disponibilité en eau pourrait être un facteur moins limitant dans le cas des anciens chenaux et pourrait ne pas contribuer au tri généralement observé le long d'un gradient local de disponibilité en eau (Holland *et al*., 2000 ; Lite *et al*., 2005 ; Battaglia et Sharitz, 2006 ; Rodríguez-González *et al*., 2010). Enfin, au-delà des facteurs hydrodynamiques et de canopée, il y a clairement d'autres facteurs potentiellement importants qui ne sont pas pris en compte dans cette étude : disponibilité en nutriment, pression en propagules et pluie de graines, hasard des arrivées de graine et de branches, chronologie des crues, mesure plus fine de la disponibilité en lumières et facteurs biologiques. Par exemple, la végétation alentour peut influencer la composition et la diversité de la végétation qui colonise de nouveaux espaces (Holl et Crone, 2004). De plus, la temporalité des crues de différentes intensités et les dépôts sédimentaires associés peuvent également fortement influencer la dispersion, le recrutement, la survie et la croissance de certaines espèces (Johnson, 2000 ; Dixon, 2003 ; Stella *et al*., 2006).

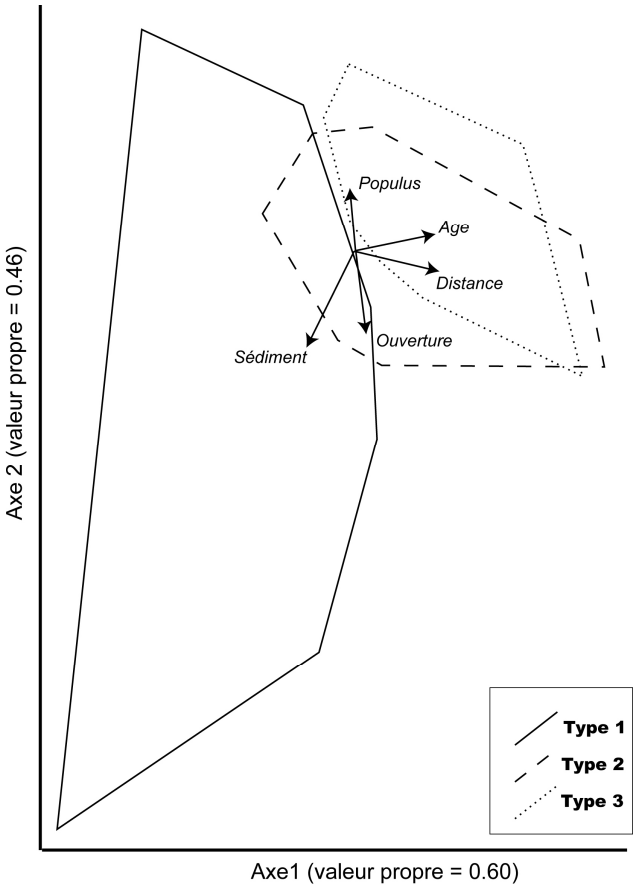


Figure 41. Carte factorielle de l'analyse des correspondances canoniques réalisée sur les relevés de végétation (strate basse) des anciens chenaux de la Sacramento.

1.3. Le rôle de l'alimentation en eau dans la croissance des arbres en berge, application aux ripisylves du nord-ouest de la France

La réponse *in situ* de la végétation riveraine aux forçages hydromorphologiques est maintenant assez bien connue pour certaines espèces (Astrade, 1996 ; Dufour et Piégay, 2008 ; Stromberg *et al*., 209 ; Rodríguez-González *et al*., 2010) et des études physiologiques dans des conditions contrôlées ont été menées sur des espèces cooccurrentes (Amlin et Rood, 2002 ; Stella *et al*., 2010), mais les comparaisons *in situ* de la réponse de plusieurs espèces présentes au sein d'une communauté donnée, dans une perspective spatiale et sur la durée de vie des arbres, restent rares (Busch *et al*., 1992 ; Alstad *et al*., 2008 ; Rodriguez-Gonzalez *et al*., 2010 ; Nadal-Sala *et al*., 2017). Compte tenu des changements hydroclimatiques et des actions de gestion en cours (suppression d'ouvrages, ouverture de bras, constructions de barrages, etc.), il y a clairement un besoin de connaissances plus fines quant à la réponse des principales espèces structurant la ripisylve (identification des seuils, de la résilience, etc.), et ce, dans une large gamme de contextes biogéomorphologiques. Dans la poursuite de mes travaux de thèse, des analyses dendrochronologiques ont été réalisées afin de participer à satisfaire ce besoin dans deux directions : l'analyse de contextes géographiques peu étudiés par ce type d'approche (cf. ci-dessous) et le développement d'une approche couplant mesure de la croissance et identification de l'origine de l'eau par analyse isotopique (cf. p. - 88 -).

a. Réponse de la ripisylve à la suppression des ouvrages : démarche [34]

Afin de mettre en évidence l'influence éventuelle d'une suppression d'ouvrages sur la ripisylve des cours d'eau du nord-ouest de la France, une approche dendrochronologique a été mise en œuvre. La réponse de la croissance des arbres de la ripisylve en fonction des espèces et de la localisation des individus par rapport à l'ouvrage a été analysée en supposant que la suppression d'un ouvrage, en entraînant une disparition de la retenue d'eau et une baisse du niveau de la ligne d'eau en amont, doit avoir un impact sur les conditions de croissance des arbres (Willms *et al*., 1998).

L'étude a été réalisée sur 2 sites localisés dans les bassins versants de l'Orne et de la Vire : le site du moulin du Viard (Calvados) et du moulin de Rondelles (Manche) (Figure 42). L'Orne et la Vire sont des fleuves côtiers bas normands dont les principales caractéristiques sont présentées dans le Tableau 11. Au sein du réseau hydrographique de chaque cours d'eau, le site d'étude a été sélectionné sur la base de trois critères : une suppression la plus ancienne possible, la présence d'une ripisylve en amont de l'ancien barrage et la présence d'une végétation aussi spontanée que possible.

[34] Section reprise d'un texte publié en 2015 (Depoilly et Dufour, 2015), issu d'un travail réalisé par Doriane Depoilly dans le cadre de son mémoire de Master 2. Certains aspects méthodologiques ont été discutés avec P. Rodriguez et J. Stella.

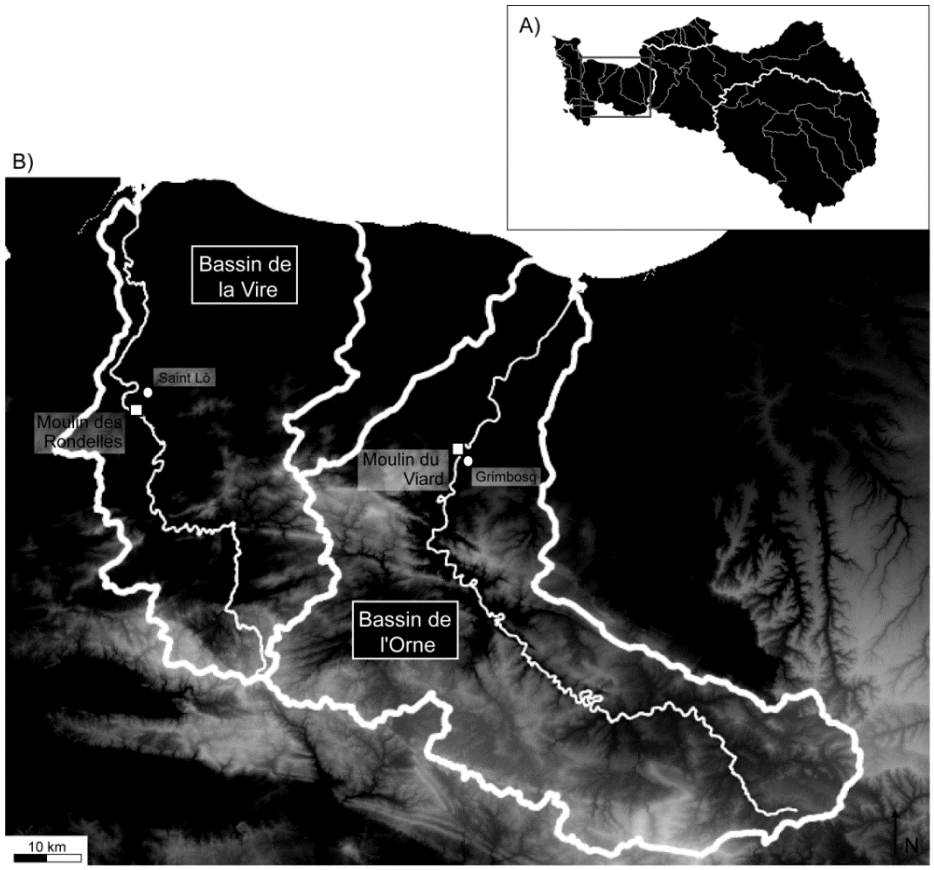


Figure 42. Localisation A) des bassins au sein du bassin Seine Normandie et B) des sites d'études au sein des bassins de l'Orne et de la Vire (fond DMNT IGN).

Tableau 11 : présentation générale des cours d'eau et des sites étudiés.

Cours d'eau	**Orne**	**Vire**
Longueur (km)	170	128
Superficie du bassin (km²)	2930	1970
Contexte géologique	Briovérien et Cambrien (amont), Jurassique (aval)	Briovérien et Cambrien (amont), dépôts quaternaires (aval)
Module ($m^3.s^{-1}$)*	24,7	12,7
Module spécifique ($l.s^{-1}.km^2$)*	9,9	14,8
Q10 ($m^3.s^{-1}$)*	320	180
Site	Moulin du Viard	Moulin des Rondelles
Localisation, par rapport à la source (km)	140	80
Contexte écologique	ZNIEFF types 1 et 2	ZNIEFF type 2, Arrêté de protection de biotope
Pente du tronçon ($m.km^{-1}$)	≈ 2	≈ 1
Largeur du chenal (m)	25-35	15-25
Hauteur du barrage (m)	2	3
Date de suppression	1997	1997

* données hydrologiques pour les stations du moulin des Rondelles (1971-2014) et de May sur Orne (1983-2014) ; Source Banque Hydro.

Sur chaque placette, des prélèvements dendrochronologiques ont été réalisés au sein des quatre placettes (Figure 43) : trois placettes positionnées le long d'un axe amont-aval (V3 à V1 et R3 à R1) et une placette témoin (V0 et R0), peu ou pas impactée par la suppression de l'obstacle.

Pour chaque site, 18 arbres de différentes espèces ont été échantillonnés, avec un minimum de 3 par placette (Mäkinen et Vanninen, 1999). Les espèces échantillonnées sont des aulnes glutineux (*Alnus glutinosa*, n = 21), des érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*, n = 3), des frênes communs (*Fraxinus excelsior*, n = 7) et des tilleuls à grandes feuilles (*Tilia platyphyllos*, n = 5).

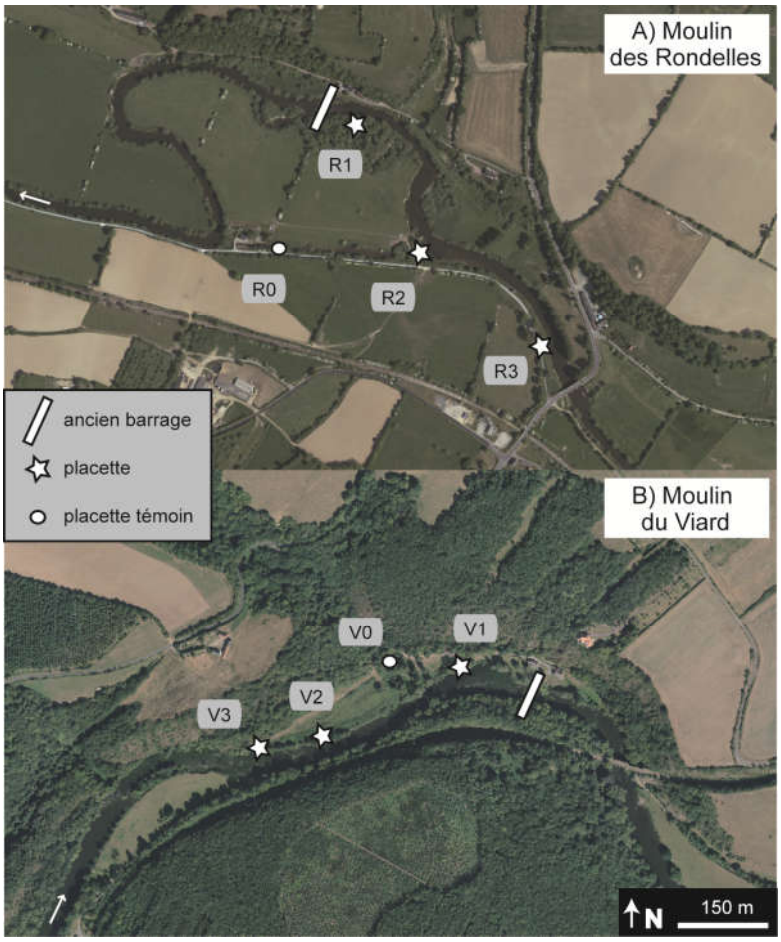


Figure 43. Localisation des placettes dendrologues au sein des sites d'étude, A) Moulin des Rondelles, B) Moulin du Viard (source : BD ORTHO, IGN).

b. Fonctionnement hydroécologique des plaines des alluviales des cours d'eau du nord-ouest de la France dans un contexte de suppression des ouvrages

En ce qui concerne le fonctionnement hydroécologique des plaines alluviales des cours d'eau du nord-ouest de la France, l'analyse dendrologique semble démontrer une réponse significative des arbres constitutifs de la ripisylve à la suppression de barrages d'environ deux à trois mètres de haut. Cette réponse est enregistrée dans le tronçon situé en amont de l'ancien ouvrage. Le rôle du barrage peut être mis en avant dans la mesure où la majorité des arbres enregistrent des différences significatives de croissance radiale avant et après la

suppression (Figure 44) et que, ni les autres facteurs hydroclimatiques (débit, précipitations ; Tableau 12), ni les placettes témoins, ne montrent de changements temporellement concordants avec les ruptures de cette croissance (Figure 45). Ainsi, parmi les facteurs hydroclimatiques, seules les températures connaissent un changement à la hausse et celui-ci intervient presque 10 ans avant les changements observés dans la croissance des arbres. L'existence de ce décalage temporel et la prédominance des facteurs locaux dans le contrôle de la croissance des arbres de plaine alluviale (Dufour, 2005) permettent de penser que ce facteur ne joue pas un rôle prépondérant.

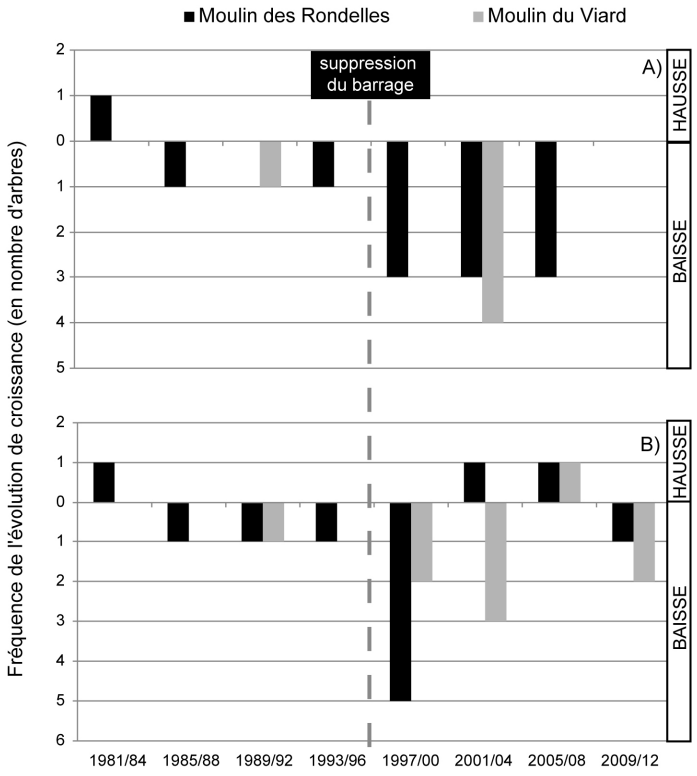


Figure 44. Période d'occurrence des ruptures significatives de la croissance des arbres des 2 sites selon les tests A) de Pettitt et B) de Hubert. Les valeurs indiquent le nombre d'individus enregistrant respectivement une augmentation ou une diminution de la croissance.

Tableau 12 : tests de rupture appliqués aux chroniques des variables hydrologiques et climatiques (seuil de significativité à 5 % ; NS = pas de ruptures significatives).

	Test de Pettitt		Test de Hubert	
Variable	**Site Rondelles**	**Site Viard**	**Site Rondelles**	**Site Viard**
Débit moyen annuel	NS	NS	NS	NS
Débit moyen période d'activité végétale	NS	NS	NS	NS
Précipitations totales	NS	NS	NS	NS
Précipitations période d'activité végétale	NS	NS	NS	Augmentation après 1989, baisse après 1992
Température minimale - moyenne annuelle	NS	NS	NS	NS
- moyenne période d'activité végétale	NS	NS	Augmentation après 1999, baisse après 2001	NS
Température maximale - moyenne annuelle	NS	NS	Augmentation après 1989	Augmentation après 1989
- moyenne période d'activité végétale	NS	Augmentation après 1989	Augmentation après 1989	Augmentation après 1989

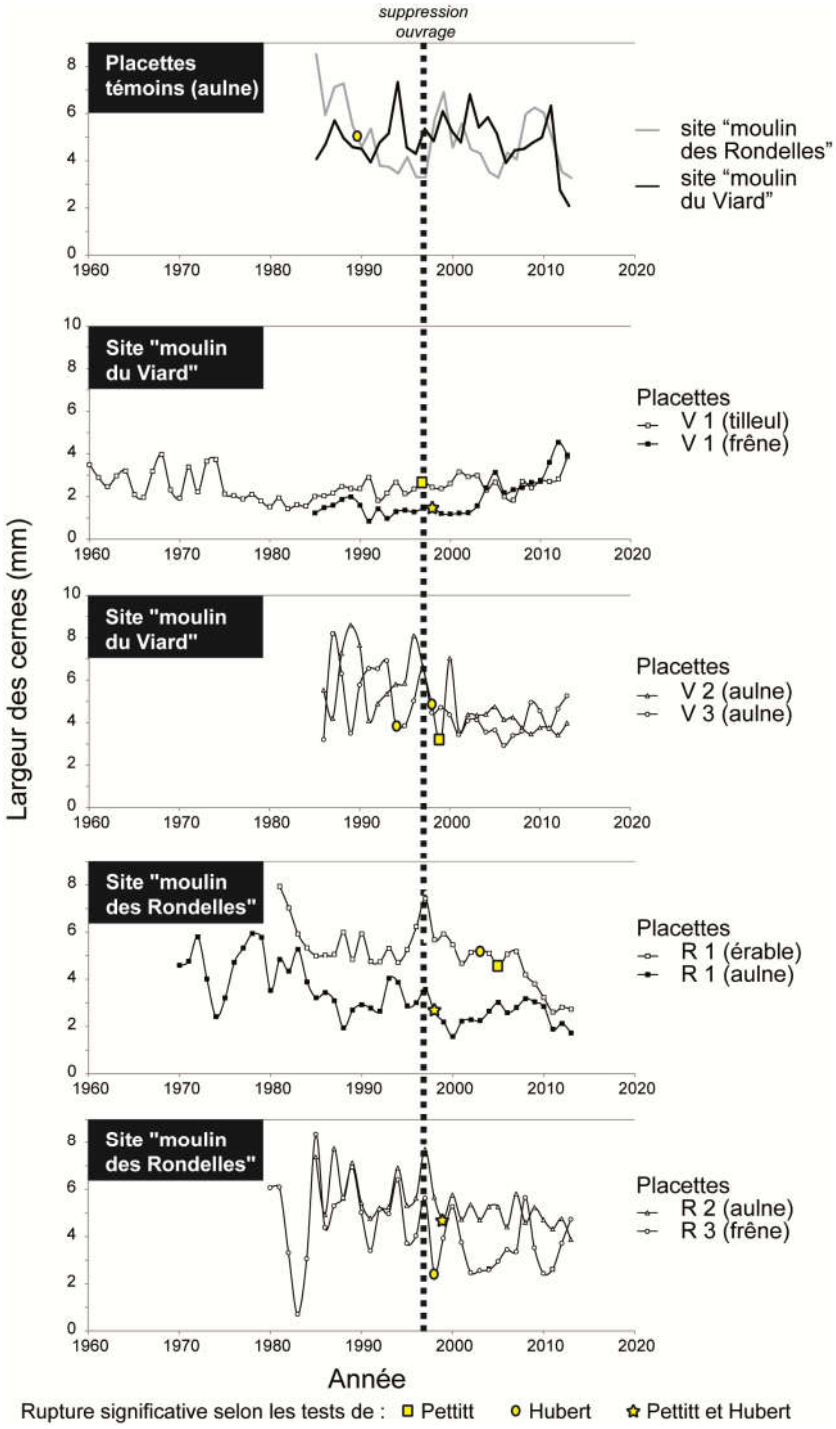


Figure 45. Chroniques moyennes de la croissance des arbres des placettes des 2 sites.

Le changement majoritaire dans la croissance des arbres est une baisse (66 %) de celle-ci, mais certains individus enregistrent une augmentation (17 %). Les deux sites réagissent légèrement différemment puisque plus d'individus enregistrent une baisse significative sur le site du moulin des Rondelles (73% de diminution et 11% d'augmentation) que sur celui du moulin du Viard (61% de diminution et 23% d'augmentation). En l'état des observations, la différence la plus marquante entre les deux sites semble être la dimension des ouvrages puisque celui du moulin des Rondelles mesurait trois mètres contre deux mètres pour celui du moulin du Viard.

Il convient cependant de noter que les changements de croissance, bien que significatifs, restent modérés en amplitude (Figure 45) comparés, par exemple, aux observations de Shafroth *et al.* (2000) le long la Bill Williams River dans l'Arizona qui observent de très fortes mortalités pour des mouvements de nappe à partir d'un mètre de baisse ou de Dufour (2005) sur des frênes de la plaine du Rhône au niveau de l'île de la Platière dont la croissance a été réduite de moitié suite à des baisses d'environ un à deux mètres du niveau de la nappe alluviale. Aucun élément tangible ne permet d'expliquer cette différence, mais plusieurs hypothèses peuvent être formulées. Premièrement, la diminution du niveau de la nappe phréatique a pu être atténuée par une épaisseur importante de sédiments fins dans les berges. En effet, les sondages effectués à la tarière pédologique attestent de dépôts essentiellement limono-argileux sur des épaisseurs toujours supérieures à deux mètres. Or, ce type de substrat maintient une quantité d'eau disponible importante (que l'eau provienne de la nappe ou des précipitations) et limiterait l'effet de la diminution du niveau de la ligne d'eau par un effet tampon. Deuxièmement, la région d'étude connaît des conditions climatiques moins contrastées et moins contraignantes pour les espèces végétales que les contextes méditerranéens, semi-arides ou de têtes de bassin versant dans lesquels les études dendrologiques des ripisylves ont souvent été réalisées. De fait, l'impact sur la dynamique de la ripisylve à moyen terme est difficile à inférer sur la base de ces seuls résultats.

La position spatiale longitudinale, l'espèce d'appartenance des individus et l'altitude relative par rapport à la ligne d'eau sont des facteurs de contrôle dont l'influence est délicate à analyser. En effet, pour des raisons méthodologiques, il n'a pas été possible d'établir une stratégie d'échantillonnage permettant de tester chaque facteur indépendamment des autres.

En ce qui concerne l'influence de la position spatiale des placettes par rapport à l'ancien ouvrage, elle n'a pas été mise en évidence. En effet, les tests de rupture appliqués aux chroniques des croissances moyennes mettent en évidence une relative synchronicité des dates de rupture pour l'ensemble des placettes. Ce résultat pourrait s'expliquer par l'absence de prise en compte dans la stratégie d'échantillonnage de placette localisée très loin de l'ancien ouvrage puisque le maximum est ici de 550 mètres. Compte tenu de la pente des tronçons, cela génère des différences en matière d'abaissement de la ligne d'eau relativement faibles entre les placettes (au maximum 0,5 m pour le moulin des Rondelles et 0,9 m pour le moulin du Viard).

Concernant les différences interspécifiques, les espèces de bois dur (érable, frêne, tilleul) se distinguent parfois de l'aulne. La différence peut intervenir par une réponse plus tardive, comme avec les érables de la placette 1 du moulin des Rondelles, ou par une réponse inverse, comme les tilleuls et les frênes du site du moulin du Viard pour lesquels la croissance est plus forte après suppression du barrage et non plus faible comme pour les aulnes. Ces différences peuvent s'expliquer par des exigences écologiques, des fonctionnements physiologiques et des capacités de mobilisation de la ressource en eau différents (Besnard, 1987 ; Dufour, 2005 ; Singer *et al*., 2012 ; Nadal-Sala *et al*., 2017). Cependant, l'ampleur brute des modifications de croissance restant relativement faible, l'influence à long terme de cette action reste difficile à prévoir sur la base de ces simples observations. Un approfondissement de cette question par l'utilisation des isotopes de l'eau semble une perspective intéressante pour analyser plus en détail ces différences. De même, l'absence de suivi piézométrique de l'impact de la suppression des barrages est frein à la bonne compréhension des résultats. La réalisation de suivis avant/après d'un nombre significatif d'opérations permettrait de combler cette lacune.

Enfin, en ce qui concerne la position des arbres sur la berge, la comparaison des altitudes relatives des individus et des différences de croissance après/avant la suppression est également délicate à analyser. En effet, les aulnes sont presque toujours situés plus bas sur les berges que les autres espèces (Figure 46), ce qui est cohérent avec les caractéristiques écologiques de cette espèce. De plus, il n'existe pas de relation statistique simple et significative entre ces variables : des individus de la même espèce peuvent enregistrer des différences de croissance très dissemblables malgré une position altitudinale proche. Par exemple, les quatre aulnes situés à 1,5 m sur le site du moulin des Rondelles appartiennent tous à la placette 2, ils ont pourtant des comportements très variables puisque le différentiel de croissance fluctue entre 200 et -350 millimètres. Ainsi, les résultats indiquent l'absence de lien entre la position altimétrique par rapport au chenal et la modification de croissance des arbres, contrairement par exemple aux observations de Dufour (2005) sur le frêne.

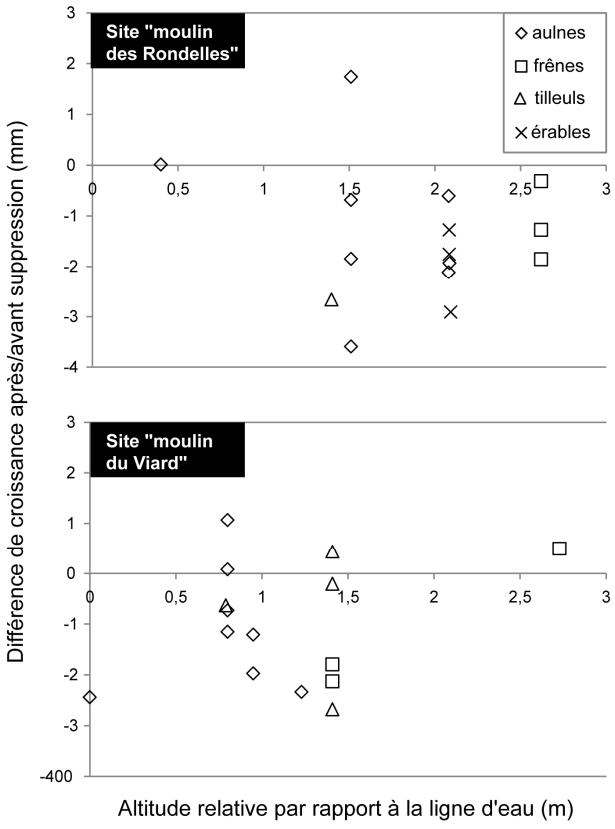


Figure 46. Relation entre l'altitude relative des arbres par rapport à la ligne d'eau et la différence de croissance radiale entre la période après la suppression du barrage et avant la suppression (les arbres des placettes témoins ne sont pas représentés).

1.4. Conclusion : la variabilité intraforme des patrons végétaux

L'analyse des deux exemples précédents contribue à affiner la compréhension des relations biogéomorphologiques au sein des plaines alluviales, et notamment en matière de variabilité de structures et de fonctionnements au sein d'une même forme fluviale. L'étude de végétation terrestre colonisant les anciens chenaux confirme le passage progressif de la prédominance des facteurs physiques aux facteurs biologiques (Pautou *et al*., 1985 ; Francis, 2006 ; Corenblit *et al*., 2007) avec, dans le cas de la Sacramento, une fenêtre d'environ 25 ans au sein de laquelle l'effet des facteurs physiques est sensible sur la végétation. Mais, au sein de la forme elle-même, une distribution de la végétation spécifique, par rapport aux berges

du chenal principal ou à la partie aquatique des anciens chenaux, se combine avec cette dynamique temporelle. Ainsi, la représentation de la plaine alluviale comme un espace continu structuré par des gradients physiques progressifs est clairement à affiner. Pour cela, il conviendrait de revenir sur de nombreux travaux, essentiellement descriptifs, menés sur les plaines alluviales au cours des décennies précédentes (Carbiener, 1970 ; Pautou, 1984) afin de relire la distribution de la végétation sur la base de nouvelles informations. Par exemple, l'analyse détaillée des différents groupes de plantes observées au sein des différentes formes des plaines permettrait probablement d'affiner les modèles explicatifs proposés (Bornette *et al*., 2008) dans la mesure où ces groupes n'enregistrent pas nécessairement les mêmes microconditions (Decocq, 2002 ; Dufour et Piégay, 2010). Cette analyse détaillée comprend également une dimension bioclimatique et temporelle. Ainsi, Lite *et al.* (2005) montrent qu'en milieux semi-arides la distribution de la richesse végétale le long d'un gradient latéral peut s'inverser entre la saison sèche et la saison plus humide. De même, la mesure rétrospective des cernes de croissance des arbres de la ripisylve suite à la suppression d'obstacles à l'écoulement démontre des différences de réponse entre espèces. Cette différence n'est pas surprenante, mais l'analyse dendrologique soulève la question des seuils de réponse. Ainsi, il est possible de détecter un changement dans la croissance ligneuse, mais l'effet à long terme sur la communauté reste à analyser.

Chapitre 2. Structure et dynamique du géosystème fluvial à l'échelle des tronçons fluviaux : l'exemple de la Magra (Italie)[35]

[35] Section reprise d'un texte publié en 2015 (Dufour *et al.,* 2015) et résultant d'un travail collectif qui doit beaucoup à Hervé Piégay et Massimo Rinaldi.

2.1. Contexte et objectifs scientifiques

Les corridors fluviaux suivent des trajectoires paysagères complexes, dont la forme dépend non seulement de la nature, de la conjonction et de l'ampleur des processus de contrôle mais aussi de la réponse des systèmes biologiques. Dans la mesure où l'organisation spatiale de la végétation riveraine des cours d'eau est soumise à l'influence de plusieurs facteurs, il reste souvent difficile de décrypter les trajectoires dans toute leur complexité, c'est-à-dire d'établir un lien clair entre cette organisation, son évolution récente et chacun des facteurs (prélèvements humains, changement climatique, changement morphologique, effet d'héritage).

La Magra offre une opportunité d'analyser ce lien, car elle a été affectée par des modifications hydromorphologiques et anthropiques significatives et spatialement délimitées au cours des dernières décennies et des derniers siècles. Ainsi, de précédentes études géomorphologiques ont montré un contraste entre deux tronçons fluviaux (Rinaldi *et al.*, 2009). En effet, si ceux-ci sont soumis au même régime hydrologique et sont tous les deux des tronçons non confinés à charge grossière, ils se distinguent par leur localisation au sein du réseau, leur pente (plus forte en amont) et l'intensité des pressions humaines (Figure 47 et Tableau 13). Dans ce cadre, une approche comparative permet d'analyser les rôles respectifs des facteurs locaux (*c.-à-d.* agissant à l'échelle du tronçon) des facteurs s'exprimant à l'échelle du bassin sur la structure et l'évolution récente de la mosaïque fluviale en relation avec les changements morphologiques (cf. p. - 87 -).

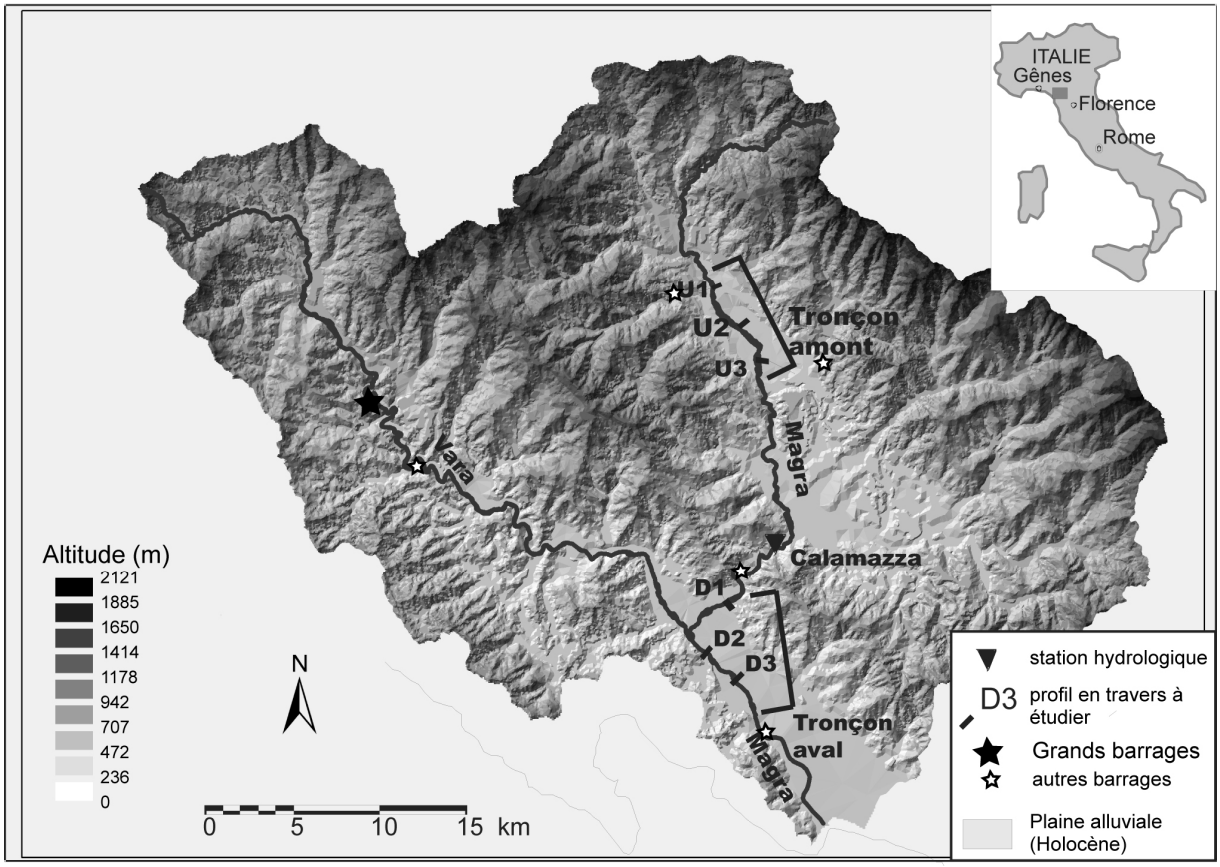


Figure 47. Localisation des tronçons d'étude le long de la Magra, Italie.

Tableau 13 : caractéristiques des deux tronçons étudiés (voir Rinaldi *et al.*, 2009).

	Tronçon amont	Tronçon aval
Caractéristiques géomorphologiques		
Longueur (m)	9 500	10 000
Altitude (m)	190-120	25-5
Pente moyenne (1989) ($m.m^{-1}$)	0,009	0,0024
Distance à la source (km)	6,5 - 16	33 - 43
Incision du chenal (1910-2010) (m)	2 – 4	5 – 8
Érosion latérale moyenne (1995 - 2003) ($m.an^{-1}$)	4,9	1,8
Activités humaines^		
Reboisement des versants et contrôle torrentiel (B°)	Fin 19e – début 20e s.	Idem
Barrage (B°)	3 petits barrages ; seconde moitié du 20e s.	1 barrage ; 1930s
Épis (T°)	aucun	1920s – 1930s
Extractions en lit mineur 1960-1980 (T°)	modérées	intenses*

° T : échelle tronçon ; B : échelle bassin

* volume estimé entre 10 et 100 fois supérieur au transport solide annuel.

2.2. Rétraction du chenal et développement de la végétation alluviale, démêler les causes

L'influence cruciale des activités humaines sur les rivières européennes a été attestée depuis plusieurs décennies par de nombreuses études. En ce qui concerne les rivières des Alpes et du pourtour alpins, l'incision et la rétraction du lit sont souvent interprétées comme le résultat complexe de la superposition de facteurs de contrôles s'exprimant aux échelles locales et du bassin versant (ex. Comiti *et al.*, 2011 ; Comiti, 2012 ; Rinaldi *et al.*, 2009 ; Surian *et al.*, 2009). Conformément à ces travaux, les différences en matière de pression humaine (notamment d'extraction) dans le contrôle des ajustements morphologiques de la Magra, déjà mise en évidence par ailleurs (Rinaldi *et al.*, 2009), sont ici confirmées. Une rétraction importante de la bande active a eu lieu entre 1954 et 2006 (Figure 48B) : alors que la bande active occupait en 1937 entre 60 et 70 % du corridor remanié sur l'ensemble de la période étudiée, elle en occupe en 2006 seulement 20 à 30 %. De plus, depuis la Seconde Guerre mondiale, l'incision du lit a toujours été plus forte dans le tronçon aval (le plus modifié) que dans le tronçon amont (Figure 48A).

L'analyse de la dynamique de deux tronçons de la Magra suggère que leur rétraction importante et leur métamorphose de tronçons en tresses vers des tronçons à méandres ou divagants au cours de la période 1950-1980 sont essentiellement dominées par des facteurs locaux. Ainsi, il n'y a pas de développement progressif de la rétraction de l'amont de vers l'aval, puisque le phénomène débute sur les deux tronçons en même temps (Figure 48). Ce résultat exclut le tarissement des sources sédimentaires comme cause principale du phénomène. De plus, la chronique hydrologique ne montre pas de signes permettant de relier la rétraction à une éventuelle baisse de l'activité morphogène sur la période 1954-1980 (Figure 49). Si les changements qui s'opèrent au sein de bassin versant sur le long terme en matière de modification de l'occupation du sol ou de modification du contexte hydroclimatique peuvent expliquer la tendance générale de changement du chenal au cours des deux derniers siècles, les facteurs locaux semblent prédominants pour expliquer l'accélération du phénomène enregistrée depuis les années 1950. Ce résultat est cohérent en

temporalité et en intensité avec d'autres observations faites en France et en Italie (Liébault et Piégay, 2002 ; Surian et Rinaldi, 2003 ; Rollet *et al*., 2014).

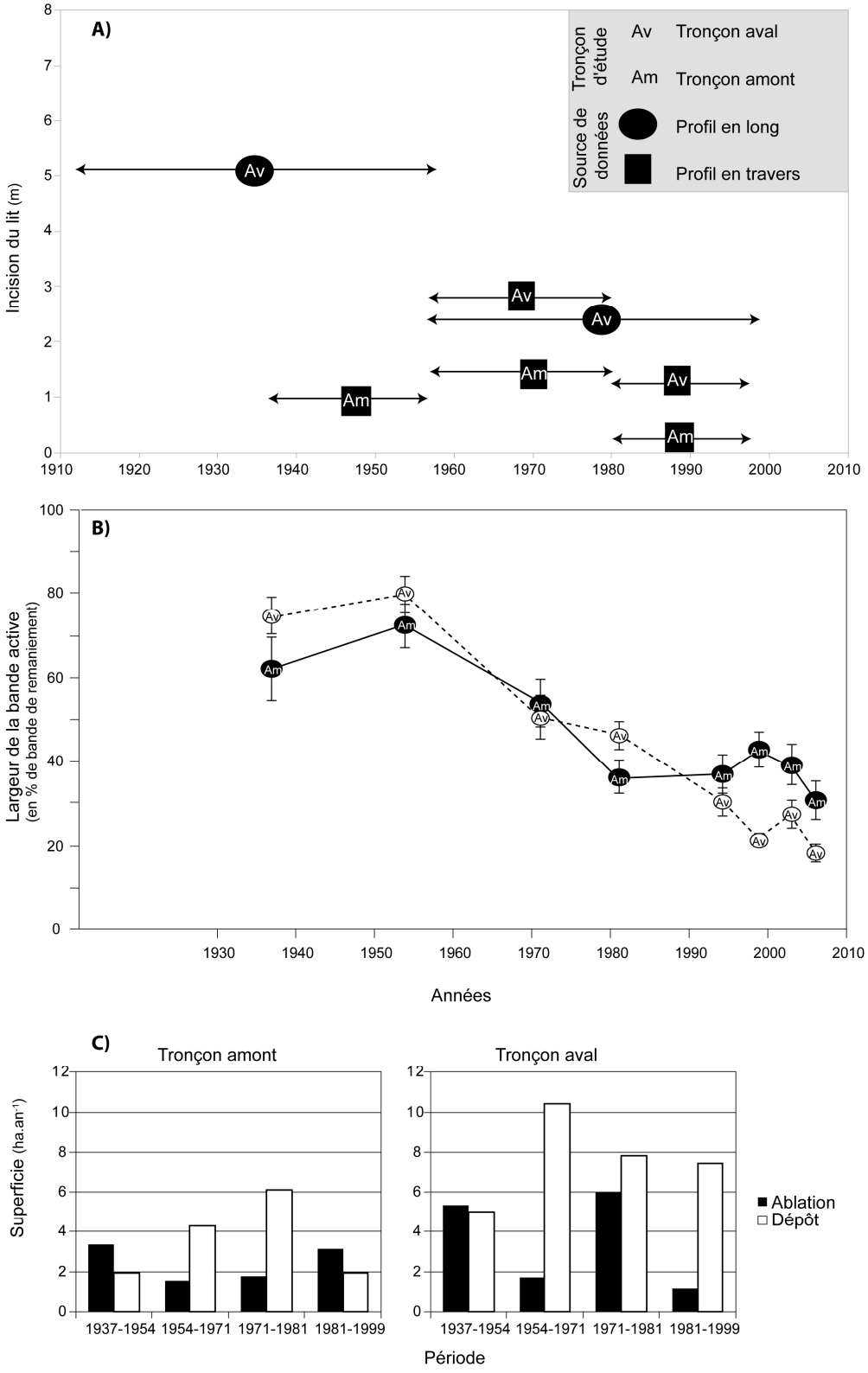


Figure 48. Évolution morphologique de la Magra sur la période 1937-2006, A) incision du lit mineur, B) rétraction de la bande active, C) surfaces érodées et stabilisées par la végétation alluviale.

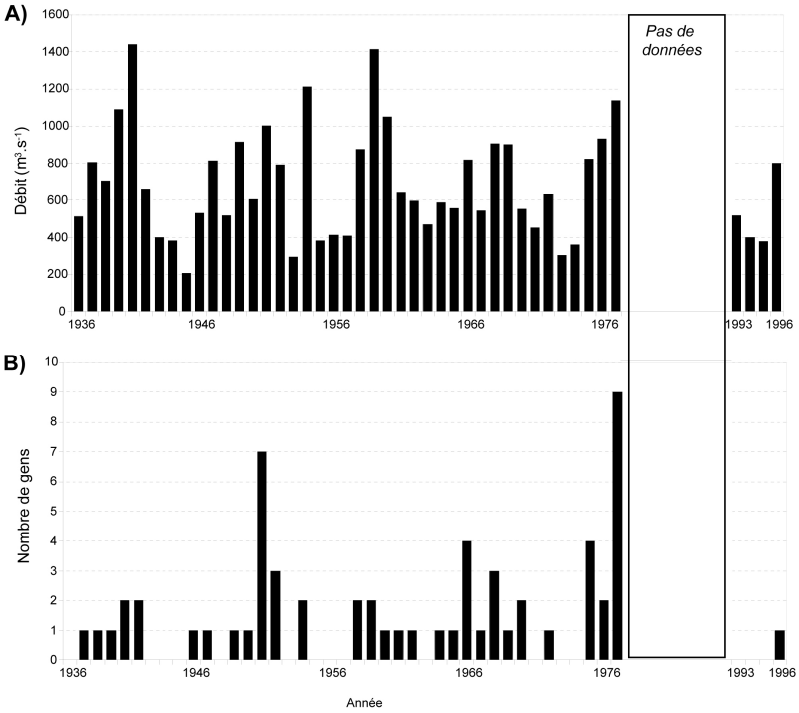


Figure 49. Chronique des crues de la Magra sur la période 1936-1996 A) débit maximum journalier annuel, B) nombre de jours où le débit $Q_{1,5}$ est dépassé.

À l'échelle du tronçon, deux facteurs principaux peuvent expliquer la rétraction (Liébault et Piégay, 2002) : l'incision du lit, souvent liée à des extractions massives de sédiments dans le lit mineur du cours d'eau, et le développement de la végétation riveraine des cours d'eau du fait de l'abandon ou de la modification des pratiques agro-sylvo-pastorales qui exercent une forte pression sur le couvert végétal (coupe pour le bois de chauffe, pâturage, etc.). Il est difficile de savoir si l'un des deux facteurs a joué un rôle dominant dans le processus de rétraction, car entre 1950 et 1970, ils ont souvent été concomitants. En Italie, l'incision du lit a été traditionnellement considérée comme la cause principale, pour plusieurs raisons : (1) la rétraction a été principalement étudiée par des géomorphologues qui ont concentré leurs recherches sur les variables morphologiques et non sur les objets biologiques ; (2) peu de données quantitatives sont facilement accessibles pour évaluer les changements de pratiques des sociétés rurales (ce point reste d'ailleurs une question de recherche à creuser) ; et (3) le rôle de la végétation comme un facteur de contrôle de la géométrie des chenaux a émergé lentement et relativement tardivement dans la littérature scientifique. Le long de la Magra, la rétraction dans le tronçon aval est légèrement plus importante que dans le tronçon amont (Figure 48B). Ce résultat semble suggérer que la rétraction est plus importante là où les extractions ont été les plus importantes et où l'incision est la plus marquée (Figure 48A). Notons que le tronçon aval est également celui qui connaît la superposition du plus grand nombre de facteurs : baisse générale des apports sédimentaires à l'échelle du bassin, présences d'épis et baisse des apports de la Vara du fait de la présence d'un barrage dans le bassin de cet affluent (même si la proportion du bassin interceptée est inférieure à 15 % du bassin de la Magra). Les épis sont connus pour pouvoir influencer significativement les processus d'incision et de rétraction (Zawiejska et Wyżga, 2010), mais ils ne peuvent être considérés comme la cause unique de ces changements dans la mesure où ces changements sont également observés dans le tronçon amont où il n'y a pas d'épis. L'influence de l'évolution des pratiques agro-sylvo-pastorales mise en évidence par exemple en France sur l'Eygues (Kondolf *et al.*, 2007) ou sur l'Ain (Dufour, 2005 ; Rollet, 2007) n'est pas évidente dans le cas de la Magra.

2.3. Structure de la mosaïque paysagère et dynamique en rapport avec la dynamique fluviale

a. Dynamique paysagère (1937-1999)

Depuis la Seconde Guerre mondiale, la Magra est caractérisée par une modification du style fluvial, avec le passage d'un style en tresses à un style divagant (tronçon amont) ou méandriforme (tronçon aval). Quantitativement, ce changement est cohérent avec la tendance observée par Piégay *et al.*, 2009 sur plusieurs tronçons en tresses du bassin du Rhône. Ce changement morphologique se traduit par une diminution de la superficie du chenal en eau et des bancs de sédiments et le développement des milieux forestiers (Figure 50) (Marston *et al.*, 1995 ; Piégay *et al.*, 2003 ; Dufour, 2005 ; Perona *et al.*, 2009). En matière d'organisation spatiale de la mosaïque paysagère, la rétraction du chenal joue un rôle fondamental et la diversité de la mosaïque augmente dans les deux tronçons (Figure 51). Ceci est principalement dû à la réduction de la dominance par le chenal en eau et les bancs de galets au profit des milieux riverains. Enfin, contrairement au tronçon aval, la diversité n'a pas augmenté au sein du tronçon amont au cours de la période 1980-2000 et la rétraction s'est également arrêtée. La dynamique morphologique récente laisse présager que la mosaïque paysagère devrait se maintenir, du moins jusqu'à ce que l'un des facteurs de contrôle ne soit significativement modifié (par exemple modification du régime hydrologique sous l'effet du changement climatique). Ainsi le paysage actuel semble être un nouvel état biomorphologique métastable (à l'échelle de temps de la gestion) en partie auto entretenu par les interactions entre dynamique fluviale et végétation riveraine (Tabacchi *et al.*, 2009).

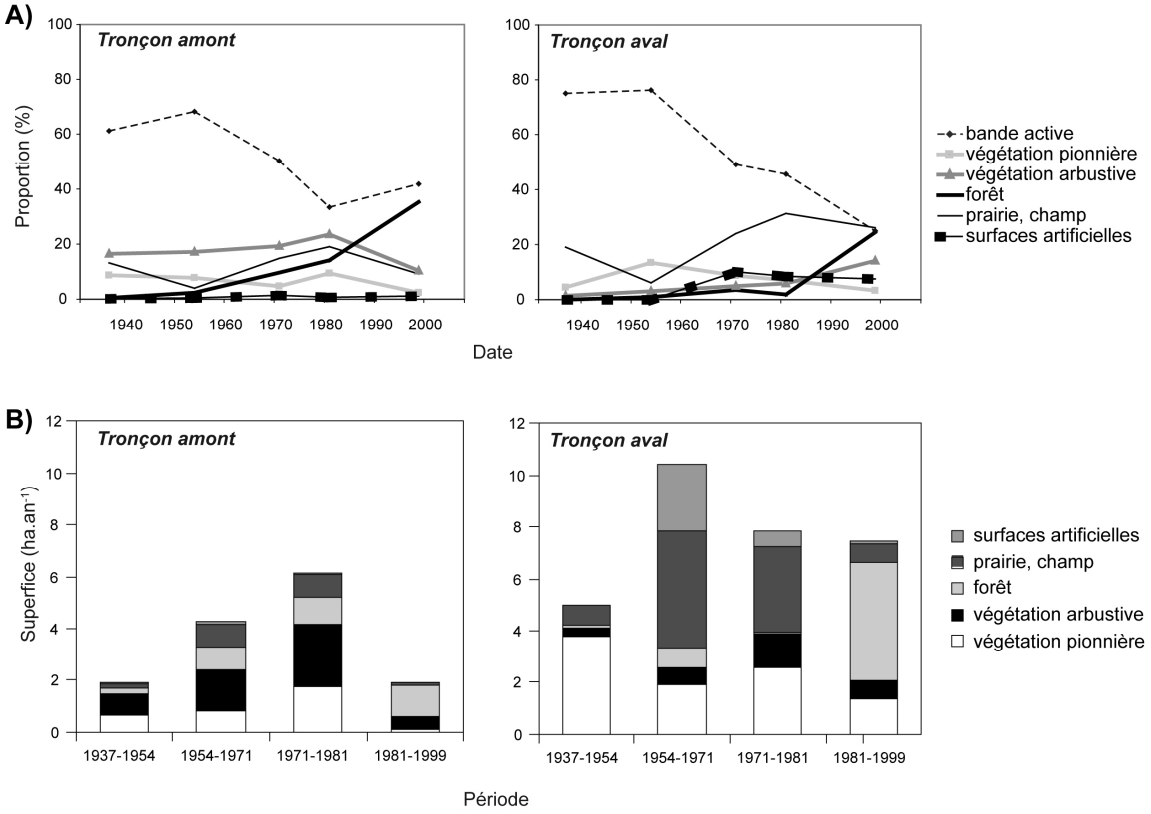


Figure 50. Évolution des unités paysagères de la Magra sur la période 1937-1999, A) dynamiques de grandes unités, B) nature et surface des unités remplaçant la bande active entre deux observations.

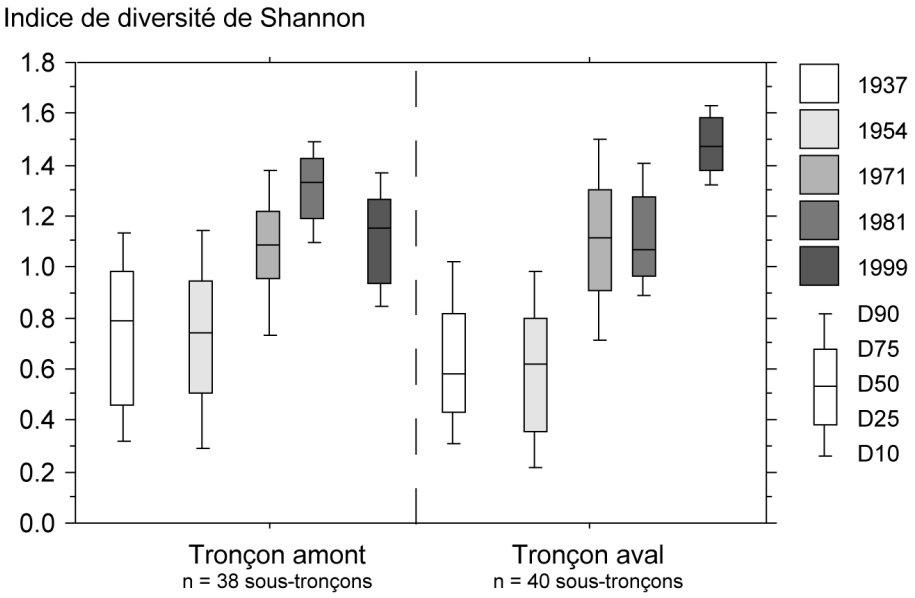


Figure 51. Évolution de la diversité de la mosaïque paysagère de la Magra sur la période 1937-1999. La diversité est calculée par unité spatiale de 250 de long.

b. Structure actuelle du corridor : comparaison intertronçons

Du fait de ces changements contrastés entre les deux tronçons, ces derniers ont, actuellement, des patrons morphologiques sensiblement différents, avec un chenal plus méandriforme et moins mobile pour le tronçon aval, et donc des structures de mosaïque paysagère également différentes (Beechie *et al*., 2006 ; Nakamura *et al*., 2007). La diversité paysagère est plus forte à l'aval en partie du fait de distribution plus régulière des surfaces entre les différentes unités (Tableau 14). Cependant, la diversité de l'âge des surfaces n'explique que très partiellement cette diversité paysagère (Tableau 15 ; Figure 52). Ce résultat implique que la diversité des unités paysagères résulte en partie de la mobilité du chenal, mais aussi, au sein d'une forme d'un âge donnée, des variations internes des conditions biophysiques. La mobilité du chenal est plus forte dans le tronçon amont (Figure 48) mais cela ne génère pas une diversité paysagère plus forte, comme cela est observé sur la Tagliamento pour les habitats aquatiques par Arscott *et al.* (2000), car cela maintient notamment des surfaces importantes en bancs de sédiments. Ainsi, le secteur aval, historiquement le plus impacté par les activités humaines, apparaît aujourd'hui comme le plus divers en matière de mosaïque paysagère.

Tableau 14 : caractéristiques actuelles des unités composant la mosaïque paysagère de la Magra.

	Nombre de tâches		Superficie (ha)		Proportion (%)	
Unités	**amont**	**aval**	**amont**	**aval**	**amont**	**aval**
Surfaces artificielles	78	232	8,8	114,4	3,3	21,1
Végétation buissonnante	5	134	0,9	40,7	0,3	7,5
Prairie	148	337	20,2	107,0	7,8	19,7
Unité aquatique	61	86	23,1	59,3	8,9	10,9
Bancs de galets	232	192	85,7	73,9	33,0	13,6
Végétation pionnière	281	216	29,1	25,4	11,2	4,7
Forêt	186	242	91,9	122,5	35,4	22,5

Tableau 15 : caractéristiques de la structure actuelle du corridor.

	Indice	Tronçon amont	Tronçon aval
Diversité de la mosaïque	Diversité de Shannon	1,5	2,0
	Uniformité de Shannon	0,7	0,9
	Dominance	0,5	0,1
Distribution de l'âge des surfaces	0 à 25 ans	28,9%	10,7%
	25 à 69 ans	58,9%	85,2%
	Plus de 69 ans	12,2%	4,1%
	Moyenne (ans)	41	43

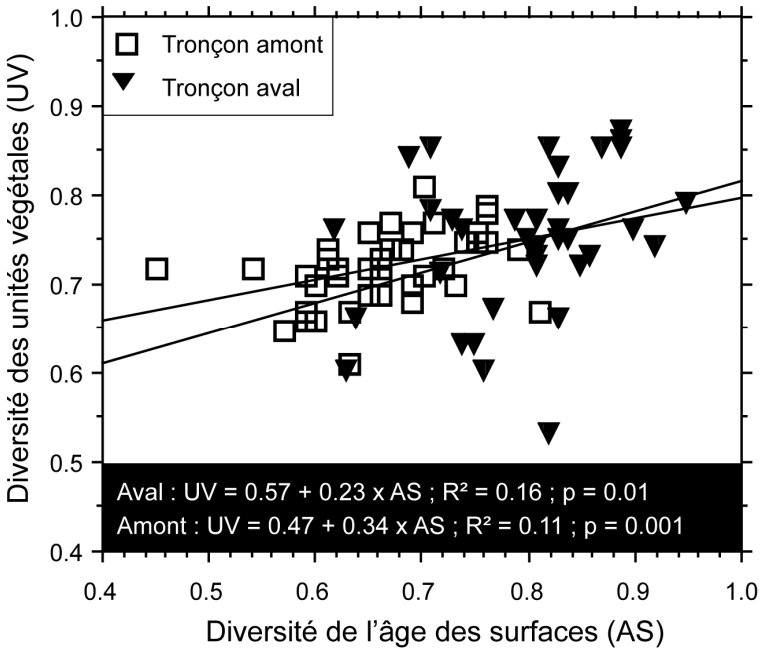


Figure 52. Relation entre la diversité des unités paysagère et la diversité de l'âge des surfaces dans le corridor de la Magra.

2.4. Conclusion : nature et critères d'appréciation des trajectoires paysagères

L'analyse de la structure et de la dynamique du corridor riverain de la Magra illustre au moins trois questions en matière de dynamique et de gestion des milieux alluviaux (en fait, pertinentes pour de nombreux milieux) : une question méthodologique et deux questions thématiques. La question méthodologique porte sur la capacité à démêler les causes de changement des paysages alluviaux et les questions thématiques sont liées au développement des boisements alluviaux sur certains tronçons qui illustre l'enjeu du retour du sauvage sur de larges espaces, notamment dans les pays européens ; retour du sauvage, qui lui-même implique des réflexions sur les critères, et donc les valeurs, qui sous-tendent les pratiques de gestion.

a. Démêler les causes reste difficile

L'application à la Magra d'un cadre d'analyse explicitement spatio-temporelle afin de hiérarchiser les causes d'évolution de la structure des forêts alluviales met en évidence les limites partielles de cette approche. En effet, malgré son application avec succès dans

d'autres contextes (Liébault, 2003 ; Dufour, 2005 ; Rollet, 2007), dans le cas de la Magra, il n'a pas été possible *in fine* de trancher entre les différents facteurs locaux de contrôle. Pour contourner ce problème, il est possible de proposer deux pistes complémentaires. Premièrement, il est possible de multiplier le nombre de tronçons d'étude afin d'augmenter la possibilité à séparer les facteurs de contrôle comme des variables indépendantes. Secondairement, il serait pertinent de développer l'analyse de l'évolution des usages locaux par une approche historique des pratiques agricoles, pastorales et sylvicoles. Cela permettrait de disposer d'une chronologie quantitative du seul facteur de contrôle que n'a pas pu être caractérisé dans le cadre de cette étude.

b. Le ré-ensauvagement des paysages alluviaux

L'analyse des mosaïques paysagères, et de leurs dynamiques, est une activité classique en géographie (ex. Bertrand, 1968 ; Bravard, 1981a ; Cohen et Hotyat, 1995 ; Marston *et al*., 1995 ; Marty, 2005 ; Gautreau, 2005) et l'évolution des paysages alimente de nombreuses recherches scientifiques au-delà de la géographie (Schnitzler et Génot, 2012 ; Clément, 2014). Dans la plupart des cas, ces études cherchent à analyser des dynamiques naturelles et sociales mêlées au travers de la présence, de la proportion et de l'agencement d'unités paysagères. En se basant sur une distinction grossière entre unités intensives, semi-naturelles et friches (Bertrand et Bertrand, 2002 ; Clément, 2014), il est ainsi possible d'observer des situations d'intensification (ex. le front pionnier amazonien) et des situations de « ré-ensauvagement » ou de « renaturation » (ex. les zones de déprise rurale dans les moyennes montagnes d'Europe occidentale). Mes travaux, avec d'autres, contribuent à affiner la compréhension d'une des situations de renaturation, celle des fonds de vallées des cours d'eau alpins et périalpins (Pautou et Gruffaz, 1993 ; Piégay, 1995). Malgré des chronologies et des ampleurs variables, cette situation présente des similarités avec d'autres fonds de vallées en Europe de l'Ouest (ex. Lespez, 2012a ; Petit, 2015 ; Hooke et Chen, 2016) et avec d'autres milieux comme les versants, le périurbain, les tourbières, les prairies (Lepart *et al*., 2000 ; Marty, 2005 ; Génot, 2008 ; Schnitzler et Génot, 2012 ; Bowen *et al*., 2007 ; Pereira et Navarro, 2015).

La mise en évidence du phénomène et des causes (ex. changement de pratiques) pose la question de la nature du projet social associé à ces territoires ou portions de territoires. Doit-on lutter contre la fermeture du paysage ? Doit-on jardiner une mosaïque paysagère diverse ? Doit-on laisser la spontanéité du biologique s'exprimer sans interventions ? L'étude des trajectoires passées, en démontrant encore et encore le caractère coconstruit de ces paysages, plaide pour un examen fin des futurs possibles au regard des connaissances biophysiques, mais aussi sociales, économiques, culturelles et politiques. Cela induit le passage d'un argumentaire basé sur la dichotomie naturel-bon / artificiel-mauvais à un pilotage des trajectoires qui permet d'infléchir une vision trop strictement dualiste des relations natures/sociétés. Mais cette évolution oblige à justifier plus de choix (ex. quels attributs de la biodiversité ?) et ce pilotage est donc, par certains aspects, plus compliqué à mettre en œuvre (Larrère et Larrère, 2015). Le cas de la Magra ne permet pas nécessairement de discuter cette dimension sociale puisqu'elle n'a pas fait l'objet d'une étude approfondie, mais il permet d'illustrer l'enjeu du choix des critères sur lesquels appuyer une expertise naturaliste. Un travail plus fin de collaboration entre géographes et historiens sur la dynamique des pratiques rurales et l'évolution des ripisylves associées reste encore en grande partie à développer dans une large gamme d'hydrosystèmes pour les périodes moderne et contemporaine (Garnier, 2004)

c. Les critères d'appréciation écologique

Le cas de la Magra illustre une situation largement répandue dans le contexte alpin (Bravard et Peiry, 1993 ; Liébault et Piégay, 2002 ; Surian et Rinaldi, 2003 ; Piégay *et al*., 2009 ; Rinaldi *et al*., 2013) : transition d'un style en tresses vers des styles à chenal unique. Cette évolution, si elle s'inscrit dans une tendance à long terme en lien avec la fin du Petit Âge glaciaire, est en grande majorité produite sous l'effet des activités humaines, comme d'ailleurs auparavant le développement du tressage lui-même. L'effet de la dynamique morphologique sur le paysage riverain soulève une tension potentielle en matière de gestion, le terme gestion étant ici à prendre dans le sens d'une définition collective d'un état objectif et des moyens pour atteindre cet objectif. En effet, le caractère coconstruit du géosystème excluant *de facto* le recours à un critère de virginité, il convient de baser l'évaluation des futurs possibles sur d'autres critères. Or, d'une part, la quasi-disparition d'un style fluvial auparavant largement développé peut être considérée par certains aspects comme un héritage à maintenir pour les bienfaits écologiques qu'il produit (Arscott *et al.*, 2000 ; Gurnell et Petts, 2002 ; Tockner *et al.*, 2006). Mais, d'autre part, la mise en place d'une nouvelle morphologie (à méandres ou divagante) se traduit par la mise en place d'une mosaïque dont la valeur écologique est appréciée du fait du développement de forêts alluviales reconnues comme des unités écologiques de valeur (Hughes *et al*., 2001 ; Takahashi et Nakamura, 2011) et de l'accroissement de la diversité de la mosaïque paysagère (Ward *et al*., 2002). Ainsi, selon l'attribut du corridor considéré, et donc selon le point de vue de l'observateur, la dynamique observée peut faire l'objet d'une considération plutôt positive ou plutôt négative.

L'évaluation variable d'une qualité écologique n'est pas l'apanage des corridors fluviaux et fait, par exemple, également l'objet de débat pour les prairies (Lepart *et al*., 2000 ; Génot, 2008 ; Kasari *et al*., 2016). Cela peut sembler évident par certains aspects, mais il convient de rappeler la prudence qui doit être de mise lorsque des indicateurs sont mobilisés. Pour Larrère et Larrère (2015), la mise en avant de la biodiversité comme pivot des actions de gestion environnementale présente des avantages, comme de proposer une base morale solide qui intègre les usages passés et futurs. Mais, cela pose le problème de la façon d'arbitrer entre des d'indicateurs spécifiques d'évaluation de cette biodiversité. Dans le cas de la Magra, la diversité de la mosaïque est plus forte sur le site aval, mais le site amont, plus dynamique, comporte une part plus importante de milieux alluviaux pionniers accueillant des espèces spécifiques et représentant donc un enjeu fort de biodiversité à large échelle. Cela nécessite également une forme de reconnaissance de la biodiversité anthropique et une clarification des raisons de valoriser les tronçons naturels aux dépens des tronçons plus modifiés. En effet, Sitzia *et al.* (2016), sur trois cours d'eau italiens, observent une diversité végétale plus forte sur les tronçons avec des modifications anthropiques moyennes que sur les tronçons faiblement modifiés.

De façon sous-jacente, cela pose la question de la nature de l'analyse scientifique qui sous-tend le diagnostic. Les différents attributs qui caractérisent un corridor doivent donc être évalués et mis en regard en fonction de leurs complémentarités (Gregel *et al*., 2002 ; DiBari, 2007 ; Woolsey *et al*., 2007 ; Tabacchi *et al*., 2009 ; Steel *et al*., 2010). Mais l'enjeu de la hiérarchisation et de la combinaison des différents attributs est complexe (Woolsey *et al*., 2007 ; Feld *et al*., 2014), surtout lorsque l'évaluation environnementale, en dehors des projets emblématiques lourdement suivis, doit se faire un cadre de ressources humaines et financières limitées. Quel taxon, quel habitat, quelle échelle, quelle fonction retenir et comment les combiner ? Comment légitimement faire ces choix ? Peut-on imaginer que la

communauté scientifique possède assez d'outils pour intégrer tous les points de vue ? Actuellement, chaque discipline tend à souligner certains attributs comme le transport solide, les îles pionnières ou la longueur d'écotones. Ainsi, les disciplines les moins représentées sont peu intégrées et des aspects restent difficilement pris en compte dans la définition des objectifs de gestion, comme les dimensions sociales ou culturelles. Des pistes pour essayer d'améliorer cette intégration, et leurs limites, seront discutées dans la suite de ce texte aussi bien par l'usage de la notion de services écosystémiques (Wainger *et al.*, 2010 ; Bullock *et al.*, 2011 ; cf. p. - 160 -) que par le développement de positions épistémologiques capables d'intégrer ces points de vue (Tadaki *et al.*, 2014 ; cf. p. - 215 -).

Chapitre 3. Structure et dynamique du géosystème fluvial à large échelle : l'exemple des tronçons en tresses du bassin du Rhône[36]

[36] Section reprise d'un texte publié en 2015 (Belletti *et al.,* 2015) et résultant d'un travail collectif qui doit beaucoup à Barbara Belletti et à Hervé Piégay.

3.1. Contexte et objectifs scientifiques

L'étude de tronçons fluviaux sur la basse vallée de l'Ain démontre que l'abandon des pratiques sylvicoles et pastorales locales après la Seconde Guerre mondiale peut être le moteur du boisement des lits majeurs alors que, pendant longtemps, les facteurs invoqués étaient essentiellement soit des facteurs de contrôle amont (réduction du régime de crue, réduction des apports sédimentaires) soit une modification locale du chenal (ex. incision suite à des extractions massives de granulat dans le lit mineur) (Piégay, 1995 ; Dufour, 2005 ; Rollet et al., 2014). Cependant, l'observation de systèmes fluviaux côtiers sur la rive nord et la rive sud de la Méditerranée montre l'absence de recolonisation végétale au cours du 20e siècle en lien soit avec une stabilisation précoce du lit par les aménagements (cas du Gapeau ; Capanni, 2011) soit avec une pression anthropique directe toujours très forte pour ce qui concerne les prélèvements de matériel végétal (cas de Oued Laou ; coll. M. Ater de l'université de Tétouan). De plus, l'analyse de sites le long de petits fleuves côtiers dans le nord-ouest de la France montre des dynamiques d'expansion des ripisylves du fait de la mise en défend récente du chenal par des clôtures (ex. Forget *et al.*, 2013 ; Petit, 2015) ou des dynamiques plus anciennes (Lespez, 2012a). Ainsi, à large échelle, existe-t-il une grande diversité de trajectoires contemporaines possibles (Liébault et Piégay, 2002 ; Surian et Rinaldi, 2003 ; Brierley et Fryirs, 2005 ; Gautier *et al.*, 2016). La multiplication des tronçons étudiés est un enjeu majeur pour décrire la diversité des structures paysagères selon la position spatiale des tronçons. Il s'agit d'un moyen d'articuler la compréhension des dynamiques locales et la compréhension de la représentativité à large échelle des exemples locaux et, donc, de mieux cerner les relations de causes à effets (cf. p. - 83 -). De fait, depuis ma thèse, une partie de mes travaux ont porté sur la description des corridors fluviaux à large échelle selon deux axes : un axe méthodologique avec le développement d'approches géomatiques (cf. p. - 90 -) et un axe thématique portant sur l'analyse des corridors fluviaux afin de démontrer le rôle spécifique des différents facteurs de contrôle sur la structure du corridor. Pour illustrer ce travail, la suite de cette section présente les travaux réalisés sur les tronçons en tresses du bassin du Rhône lors de la thèse de B. Belletti (2012, co-encadrement avec H. Piégay).

Afin de comprendre la diversité spatiale des comportements biogéomorphologiques des tronçons en tresses, 53 tronçons ont été étudiés sur la période 1950-2000. Ces tronçons ont été sélectionnés afin de représenter une large gamme de contextes à large échelle, notamment en altitude, en taille de bassin, en position latitudinale/longitudinale et en pente. Ces tronçons ont également été retenus, car ils n'ont visiblement pas fait l'objet de modifications directes de la géométrie (recalibrage, endiguement), ce qui permet de considérer leur dynamique biogéomorphologique en dehors de ces influences, dont l'effet a fait l'objet d'études par ailleurs (Bravard et al., 1986 ; Mendonça-Santos *et al.*, 1997 ; Dufour *et al.*, 2007). Dans ces conditions, rétraction du chenal et développement de la végétation alluviale sont fonctionnellement liés, et observer la première permet de caractériser en partie la seconde.

3.2. Distribution spatiale de la rétraction des tronçons en tresses (1950-2000)

L'étude de 53 tronçons en tresses dans Alpes françaises montre que la plupart ont enregistré une diminution de la largeur de bande active, au profit de la végétation alluviale,

entre les années 1950 et les années 2000 (Figure 53). Ce résultat est cohérent avec les résultats déjà connus pour le sud-est de la France ou par les cours d'eau du nord de l'Italie (Bravard et Peiry, 1993 ; Liébault et Piégay 2002 ; Surian et Rinaldi, 2003 ; Surian *et al.*, 2009 ; Piégay *et al.*, 2009 ; Comiti *et al.*, 2011 ; Ziliani et Surian, 2012). La déconnexion entre les tronçons alluviaux et les sources sédimentaires, combinée avec des modifications locales des régimes hydrosédimentaires et les travaux de protection des berges, est généralement avancée pour expliquer la contraction et la disparition des tronçons en tresses (Rinaldi, 2003 ; Surian et Rinaldi, 2003 ; Surian *et al.*, 2009 ; Piégay *et al.*, 2009). Pour le sud-est de la France, Liébault et Piégay (2002) ont identifié les actions humaines sur les versants et dans les plaines alluviales comme facteurs catalytiques de rétraction.

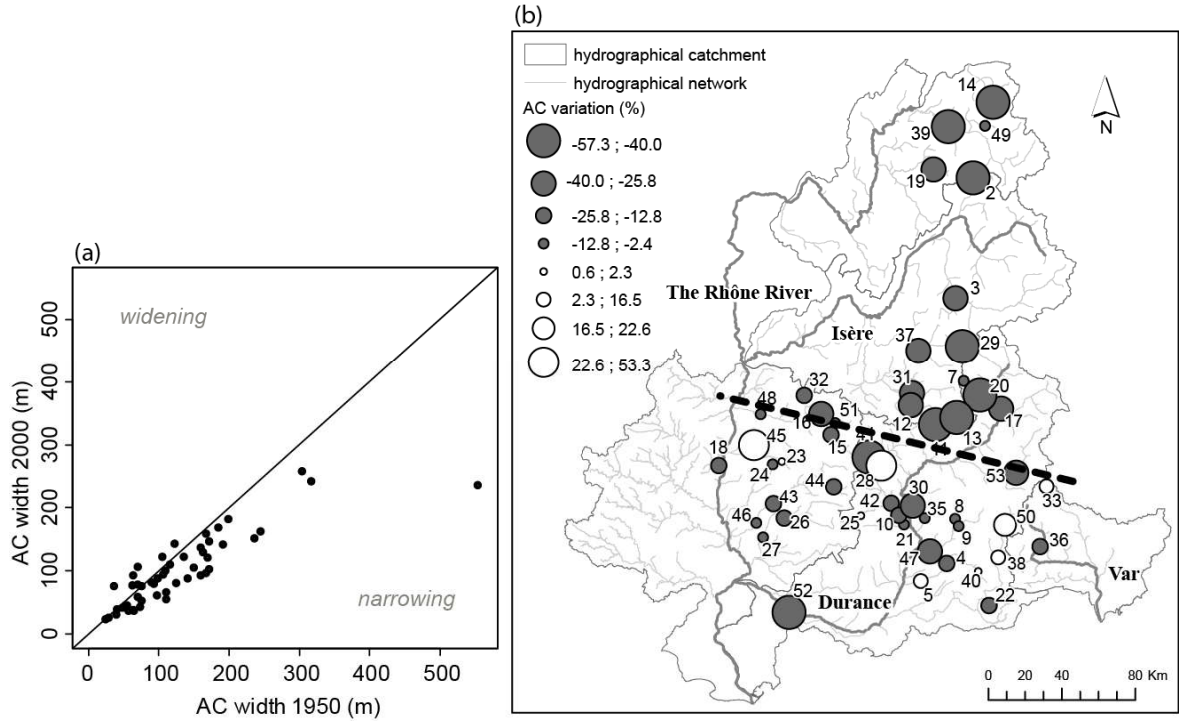


Figure 53. Changement de largeur de la bande active entre 1950 et 2000 (a) en valeur brute (b) en pourcentage (Belletti *et al.*, 2015).

L'étude des tronçons en tresses du bassin du Rhône complète ces résultats par la mise en évidence des différences significatives entre le nord et sud, avec des rétractions plus fortes dans le nord. Mais, avec d'autres (ex. Arnaud-Fassetta et Fort, 2004), elle montre surtout que la rétraction n'est pas un patron aussi généralisé que le suggèrent des études précédentes (ex. Bravard et Peiry, 1993 ; Liébault et Piégay, 2002 ; Piégay *et al.*, 2009). Le maintien de largeurs des bandes actives significatives, voire de leur élargissement, semble pouvoir s'expliquer en partie par les fortes productions sédimentaires. En effet, cela se rencontre essentiellement dans les tronçons verticalement stables ou en exhaussement qui correspondent généralement aux secteurs de faible densité de populations humaines et de faible contrôle des activités torrentielles (Liébault *et al.*, 2013). Ce résultat est cohérent avec celui de Bravard (2010) qui, pour le Rhône, observe un effet significatif des sources sédimentaires, notamment des affluents. À l'inverse, le développement d'îles végétalisées importantes en surface ou en nombre s'observe notamment dans les tronçons du nord du bassin plus fortement et plus directement modifiés par les activités humaines.

3.3. Rétraction et régime de crues

La mise en relation de cette dynamique avec les régimes de crues révèle une dynamique paysagère fortement influencée par les crues décennales (Belletti *et al*., 2014), alors que par exemple sur le Guil, Arnaud-Fassetta et Fort (2004) identifient plutôt les crues trentennales ou centennales comme significatives. Au-delà du processus bien connu, la caractérisation de la fréquence de retour la plus significative soulève un enjeu méthodologique fort pour les travaux menés à large échelle. En effet, lorsqu'il s'agit de distinguer des comportements contrastés d'une région à l'autre, l'enregistrement pour certains tronçons de crue récente, génère un biais dans l'observation. En revanche, le fait d'inclure dans l'analyse un nombre important de tronçons permet de contre-balancer ce biais, puisqu'il est possible de distinguer des groupes de tronçons représentés par suffisamment d'individus pour pouvoir conclure. Il est, par exemple, possible de constituer une première partition entre les tronçons à crue récente et les tronçons à crue ancienne, et ensuite, dans un second temps, de partager ces groupes sur la base des variables d'intérêt comme l'intensité de la fourniture sédimentaire.

3.4. Distribution spatiale des îles végétalisées dans les tronçons en tresses

Afin de mieux comprendre la diversité des conditions biomorphologiques rencontrées dans les tronçons en tresses, les îles de ceux-ci ont été caractérisées. Les îles sont un objet morphologique qui représente un enjeu écologique et qui permet de caractériser et suivre l'évolution des conditions au sein de l'hydrosystème (Gurnell et Petts, 2002 ; Grivel, 2008 ; Gautier *et al*., 2016). Dans le cas des rivières en tresses, les auteurs distinguent généralement les tronçons à bancs peu ou pas végétalisés (*bar-braided*) des tronçons présentant des îles végétalisées (*island braided*). Les observations dans le bassin du Rhône, amène également à distinguer au sein de ce dernier groupe, deux types : les tronçons avec des îles relativement petites et nombreuses (*multiple island braided*) et les tronçons avec des îles relativement grandes et peu nombreuses (*large island braided*).

Les études menées dans les rivières nord-américaines par Beechie *et al.* (2006) et sur la Tagliamento par Petts *et al.* (2000), Gurnell *et al.* (2001) et Gurnell et Petts (2006) considèrent généralement que la distribution spatiale des types de tronçons suit une logique amont/aval avec un développement des tronçons à îles vers l'aval où les conditions d'énergie, de sédimentation et de rugosité favorisent le développement des îles. À l'échelle du cours principal du Rhône, Bravard (2010) observe un patron plus discontinu des tronçons en tresses du fait de la conjonction entre apports sédimentaires et contrôles structuraux. À l'échelle des Alpes françaises, l'observation des 53 tronçons montre, premièrement, qu'il y a peu de différence en matière de structure des îles entre les tronçons ayant enregistré des crues récentes (types 2, 3 et 4), quelle que soit leur position spatiale (Figure 54). Cela signifie que des tronçons avec des pentes, des dynamiques de rétraction et des apports sédimentaires contrastés présentent la même structure en matière d'îles végétalisées, cette structure étant évaluée *via* 4 indicateurs : la proportion d'îles dans la bande active (en superficie), la densité d'îles (en nombre), la proportion d'îles accueillant des formations forestières et la densité d'écotones entre les unités végétales et les autres unités de la bande active. Ainsi, le régime hydrologique, dans ce cas, domine la structure.

En revanche, pour les tronçons n'ayant pas enregistrés de crues récentes, et donc pour lesquels les processus de colonisation ont eu le temps de se manifester, des différences apparaissent. Par exemple, à pente équivalente (type 5 et 6), les tronçons avec plus d'apports

sédimentaires, et donc moins de rétraction, présentent moins d'îles forestières et une densité plus faible d'îles. Ce résultat, avec d'autres concernant les différences entre l'est et l'ouest du bassin (Belletti *et al*., 2013), illustre la superposition complexe des facteurs de contrôles des structures biomorphologiques et la nécessité de les caractériser à large échelle dans des contextes variés afin de distinguer les effets de ces facteurs les uns par rapport aux autres.

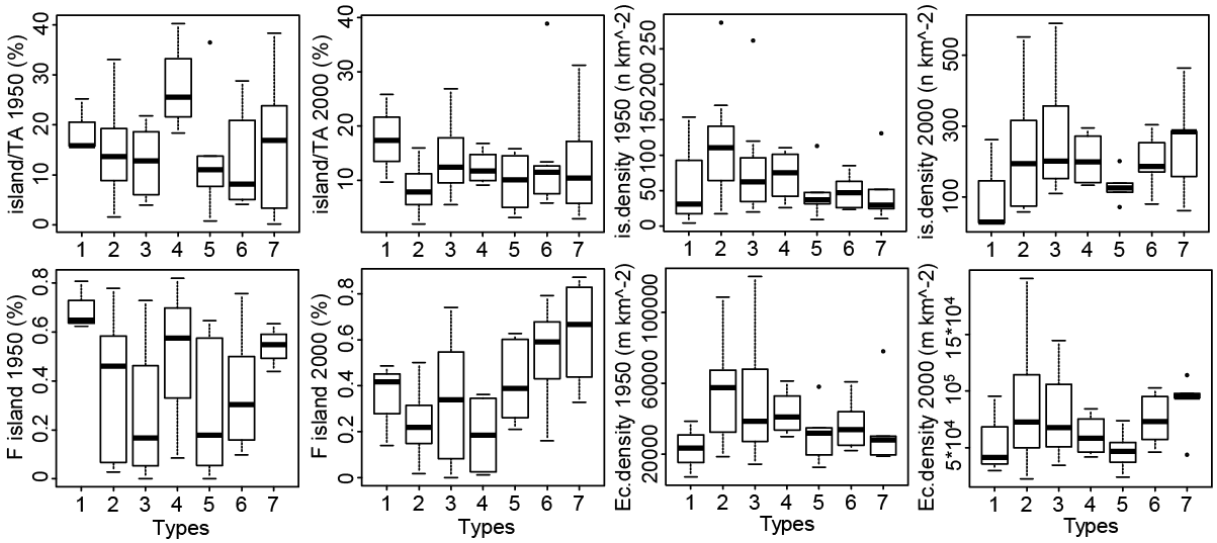


Figure 54. Caractéristiques des îles végétalisées des tronçons en tresses, par type. Les types correspondent à des contextes similaires en matière de facteurs de contrôle (pente, crues, etc.). Chaque indicateur a été mesuré sur les photographies aériennes des années 1950 et 2000 (*island/TA* = proportion d'îles dans la bande active, *is.density* = la densité d'îles, *F island* = proportion d'îles accueillant des formations forestières, *Ec.density* = densité d'écotones) (Belletti *et al*., 2015).

Conclusion : quantifier et hiérarchiser les facteurs de contrôle de la végétation alluviale

Mon analyse de la végétation terrestre des hydrosystèmes repose sur un parti pris méthodologique de quantification des structures biologiques (mesure des tâches du paysage, mesure de l'abondance des espèces, mesure de la croissance des individus, etc.), de spatialisation de ces informations quantifiées (distance amont/aval, hauteur au-dessus du chenal, etc.) et de recours à une mesure temporellement répétée (diachronie à partir de photographie aérienne, chronique de croissance ligneuse, etc.). Cette quantification n'est pas une fin en soi et l'interprétation des résultats issus de cette quantification nécessite une bonne compréhension qualitative des processus en jeu. Ces résultats ne remettent pas fondamentalement en cause les modèles explicatifs imaginés et utilisés depuis plusieurs décennies en matière de fonctionnement géosystémique des plaines alluviales. En revanche, ce parti pris a permis de produire une contribution significative à la compréhension de la végétation alluviale des hydrosystèmes fluviaux, notamment :

- d'être plus fin dans la détection des changements qualitatifs en cours dans les plaines alluviales. Par exemple, l'analyse de l'effet de la suppression de petits barrages sur la croissance des arbres de la ripisylve révèle des changements qui sont susceptibles, à terme, de modifier significativement l'état hydrologique et écologique de la plaine alors que l'observation qualitative à un moment donné ne le permet pas. Or, s'il est parfois possible d'observer, par exemple, des mortalités massives d'arbres en lien avec des modifications du fonctionnement hydromorphologique de l'hydrosystème, il convient parfois de modifier la nature de l'observation afin de capturer d'autres signaux de changement plus difficilement perceptibles,
- d'établir une hiérarchisation des facteurs de contrôles dans la distribution et la dynamique de la végétation. Ainsi, les crues la Sacramento sont relativement moins importantes pour la végétation terrestre des anciens chenaux que pour celle du reste de la plaine. De même, le contrôle des apports sédimentaires et du régime de crues sur le patron de végétalisation des tronçons en tresses ne relève pas de la même temporalité : les apports sont plus structurants à l'échelle de temps historique alors que le régime est plus structurant à l'échelle de temps décennale,
- de démontrer de nouvelles sources de variabilités liées à la position géographique des objets au sein de la plaine ou du réseau ou, autrement dit, de démontrer que la variabilité de la hiérarchie des facteurs de contrôle s'explique par la spatialité des objets et des processus. Par exemple, au sein de la plaine alluviale, l'étude des anciens chenaux de la Sacramento montre que leur localisation se traduit par un fonctionnement hydrosédimentaire particulier et, donc, par une réponse différente de la distribution de la végétation aux perturbations hydromorphologiques par rapport aux berges du chenal principal. De même, au sein d'un réseau hydrographique, l'étude de tronçons en tresses du bassin du Rhône montre des différences de dynamiques biomorphologiques en fonction de la production sédimentaire amont et du contexte bioclimatique plus

ou moins favorable au développement de la végétation. Si le principe général de cette variabilité des fonctionnements en lien avec des positions spatiales différentes est connu, mes travaux contribuent à un examen plus exhaustif des facteurs qui génèrent celle-ci, et

- d'illustrer comment il est possible d'utiliser la localisation géographique des observations naturalistes comme un moyen de mimer une forme d'expérimentation *in situ*. Par exemple, dans le cas de la Magra, la comparaison de deux tronçons, avec des positions spatiales différentes permet de séparer les différentes causes possibles qui expliquent l'évolution de la végétation alluviale. Cet exemple démontre également les limites du recours à une approche comparative basée sur trop peu de sites. Dans ce cas, il est ainsi possible d'attribuer le développement forestier à des causes locales, sans pour autant qu'il soit possible de les partager.

Partie 4. Contribution à la gestion biophysique des hydrosystèmes

Introduction

Le rôle fondamental joué par les cours d'eau et leurs marges dans de nombreux cycles biogéochimiques et dans le maintien de la diversité biologique se traduit par une participation significative de ces éléments au bien-être des sociétés (National Research Council, 2002 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La plupart des fonctions associées aux cours d'eau et à leurs marges sont aujourd'hui considérées comme particulièrement dégradées par plusieurs décennies, voire siècles, d'aménagements (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). De fait, les milieux fluviaux sont emblématiques des enjeux d'intégration des dimensions écologiques et sociales (ex. Dufour *et al*., 2008 ; Barthélémy *et al*., 2010 ; Germaine et Barraud, 2013a). Ces enjeux ont été formalisés aussi bien scientifiquement, comme en atteste l'abondante littérature sur l'analyse et la gestion de la structure, du fonctionnement et de la dynamique des hydrosystèmes, que par le biais de prescriptions législatives notamment européennes (directives nitrate en 1991, habitats en 1992, eau en 2000, inondation en 2007, etc.).

L'évolution des pratiques de gestion des hydrosystèmes, et notamment de la prise en considération de la dimension biophysique, s'inscrit évidemment dans un contexte plus global des stratégies de gestion environnementale. Historiquement, la conscience et la dénonciation de problèmes écologiques sont anciennes, mais les messages d'alerte et les mouvements de contestation portant une charge écologique ont été en grande partie écartés du débat politique jusqu'à la seconde moitié du 20e siècle (Fressoz, 2012). Depuis la Seconde Guerre mondiale, l'élaboration progressive de politiques publiques dans le domaine de l'environnement se caractérise, entre autres, par des changements de paradigmes : volonté d'intégration accrue des populations dans les gestions des espaces protégés, développement d'activité de restauration écologique, inflexion depuis la protection de la nature vers la gestion de biodiversité, émergence d'autres critères que la biodiversité comme la solidarité écologique, la naturalité, etc. (Depraz, 2008 ; Génot 2008 ; Blandin 2009 ; Larrère et Larrère, 2015). De fait, ces politiques prétendent s'inscrire dans une modernité écologique qui souligne la nécessité d'une gestion soutenable des ressources naturelles notamment du fait de l'interdépendance entre les sociétés et leurs environnements (Buttel, 2000 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; Arnauld de Sartre *et al*., 2014a).

Le cas de la gestion biophysique des hydrosystèmes illustre ces évolutions ; il est particulièrement intéressant puisqu'il s'agit d'un exemple où les liens fonctionnels qui relient les composantes biologiques, physiques et sociales sont primordiaux. Ainsi, le besoin d'une prise en compte très intégrée des différentes dimensions représente un enjeu scientifique et opérationnel fort (Nilsson, 1992 ; Wasson, 1992 ; Hughes *et al*., 2005). L'apparition d'une littérature opérationnelle dédiée à la végétation alluviale depuis les années 1980/1990 est assez emblématique de cet enjeu, notamment sur le besoin d'une prise en compte fonctionnelle des relations entre végétation et processus hydrosédimentaires. Cette littérature est variée : publications, guides et plaquettes à destination des gestionnaires et des riverains (Yon et Tendron, 1981 ; Knopf *et al*., 1988 ; Nilsson, 1992 ; National Research Council, 2002 ; Piégay *et al*., 2003a ; Schnitzler-Lenoble, 2007) (Figure 55). Depuis les 20 dernières années, la multiplication des références semble attester un besoin en matière de connaissances adaptées à différents contextes et de références spécifiques aux milieux

alluviaux afin d'aider le gestionnaire dans le choix des modalités de gestion : guide de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (Boyer, 1998), recommandations de gestion de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage suisse (Roulier *et al*., 1999), guide de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (Jund et al., 2000), guide de gestion pour les forêts des grands fleuves (Pont, 2007), etc. La même tendance peut être observée dans les pays anglo-saxons : McKee *et al*. (1996), Kuntson at Naef (1997), National Research Council (2002), RipFor-Team (2003), SEPA (2009), etc.

Les enjeux scientifiques liés à la gestion biophysique sont donc de deux ordres. Premièrement, il s'agit d'analyser le cadre conceptuel dans lequel cette gestion se produit et sur lequel elle se base. Ce point est important notamment afin de comprendre les effets de gouvernementalité[37] associés à cette gestion. Deuxièmement, il s'agit de (co-)produire de connaissances que les gestionnaires puissent mobilisées dans leurs pratiques.

Figure 55. Exemple de publications concernant la gestion des ripisylves, A) brochure éditée par l'Agence de l'Eau Rhin Meuse, B) brochure éditée par le Centre Régional de la Propriété Forestière des Hauts de France (2012).

Mes travaux scientifiques comportent un caractère opérationnel dans la mesure où ils produisent des connaissances qui alimentent le travail des gestionnaires de milieux forestiers et les gestionnaires de l'eau. Concrètement, les contacts établis dans le cadre de ma thèse, et régulièrement entretenus depuis, avec des organismes tels que l'Office National des Forêts, Agences de l'Eau ou le réseau des Réserves Naturelles de France, constituent une base forte

[37] La gouvernementalité étant ici comprise dans le sens de « manière d'exercer le pouvoir au sein de la modernité, fondée en particulier sur l'association entre les différentes dimensions qui la constituent : une manière particulière de parler du monde (savoirs), des institutions visant à réguler les rapports entre les hommes, des formes d'exercice du pouvoir et des pratiques incorporées par les acteurs » (Arnauld de Sartre *et al*., 2014b).

de diffusion des connaissances produites. À l'image des préconisations en matière d'aménagement et de gestion développées précédemment (Dufour et Piégay, 2004), la plupart des activités de recherches développées depuis ma thèse présentent une dimension appliquée : travail sur la notion de référence dans le cadre des projets de restauration, suivi de la réactivation des marges fluviales sur le Rhône, gestion intégrée continent / littoral sur le Gapeau, gestion intégrée des problématiques environnementale et de risques sur les rivières en tresses du bassin de la Durance, conservation des espèces en lien avec la dynamique fluviale sur l'Ain et la Sacramento River, etc.

Dans le domaine opérationnel, mes activités post-thèse s'inscrivent donc dans une continuation aussi bien en matière de collaborations concrètes que de réflexions conceptuelles. Les inflexions, sans être majeures, sont notables. Elles concernent essentiellement un élargissement des réflexions au-delà de la végétation et la prise en compte de nouvelles notions comme, par exemple, celle de services écosystémiques. Ces élargissements se traduisent par un regard plus global porté sur la gestion des plaines alluviales. Concrètement, mes travaux relèvent, d'une part, d'un travail réflexif de discussion et de clarification (du moins de tentative de clarification) des notions mobilisées dans la gestion des hydrosystèmes et, d'autre part, d'un travail plus directement opérationnel de diagnostic, d'élaboration d'indicateurs et de suivi des actions de gestion. Le positionnement se veut à la fois appliqué et critique : appliqué dans le souci de proposer des éléments de réponse, même partiels, aux gestionnaires et critique dans le souci de questionner les valeurs et les implicites à l'œuvre dans la gestion. Précisons que ce dernier point inclut aussi un regard critique sur la sphère scientifique et mes propres travaux et qu'il vise non seulement à identifier des problèmes, mais aussi à proposer des pistes constructives.

Chapitre 1. Clarifier les notions mobilisées dans la gestion des hydrosystèmes

Introduction

Le travail réflexif sur les notions mobilisées dans la gestion biophysique des hydrosystèmes a été particulièrement développé afin de clarifier l'ambiguïté autour de la notion de référence dans les pratiques de restauration des hydrosystèmes fluviaux (Dufour et Piégay, 2009 ; Provansal *et al*., 2012). En effet, les quatre dernières décennies ont été caractérisées par la multiplication des projets de restauration des hydrosystèmes fluviaux et le développement de stratégies de gestion alternatives (Boon *et al*., 1992 ; Ormerod, 2004). Dans un premier temps, ces actions postulaient que les interventions humaines avaient profondément dégradé l'état (naturel) de ces milieux et proposaient un retour à un état antérieur à la perturbation identifiée. Ce retour à un état antérieur, considéré comme meilleur, plus naturel, une sorte de « Paradis perdu », présente cependant de nombreuses limitations tant pratiques que théoriques (Bravard, 2003 ; Dufour et Piégay, 2009). Dans un deuxième temps, les actions de restauration ont plutôt visé le rétablissement de l'expression des processus dynamiques qui contrôlent les tronçons fluviaux à l'état naturel (Ward *et al*., 2002). Mais, dans ce cas également, des questions viennent limiter la portée opérationnelle de ce principe général : les mêmes processus hydrologiques et sédimentaires sont-ils valables quel que soit le contexte géographique ? Que faire quand l'expression d'un processus limite la biodiversité ? Comment intégrer la diversité des rationalités des acteurs ? Etc. Ainsi, récemment, la mise en œuvre des programmes de restauration des cours d'eau et de leurs marges s'oriente-t-elle de plus en plus vers la définition d'objectifs de restauration (Palmer *et al*., 2005) intégrant non seulement l'intégrité des milieux naturels mais aussi le bien-être humain (Dufour et Piégay, 2009). Ainsi, la réflexion sur la notion de référence a-t-elle été prolongée par une réflexion sur la notion de services écosystémiques et sur sa capacité ou non à améliorer la définition des objectifs de gestion environnementale, notamment lors de la formalisation des attentes de la société.

1.1. Quelle référence biophysique pour la restauration des hydrosystèmes ?

a. Contexte : l'émergence de la restauration écologique comme modalité de gestion environnementale[38]

Le développement de la restauration écologique est considéré par de nombreux auteurs comme l'émergence d'un nouveau paradigme structurant les politiques de gestion environnementale fondé sur le principe du rétablissement d'un écosystème qui a été endommagé ou détruit (Hobbs et Harris, 2001 ; Society for Ecological Restoration International Science et Policy Working Group, 2004 ; Aronson *et al*., 2006). Il viendrait compléter, plus que remplacer, les autres paradigmes que sont la protection/préservation des milieux, la conservation/gestion raisonnée des ressources issues de ces milieux et le développement d'activités économiques soutenables par limitation et atténuation des impacts.

[38] Section en partie reprise d'un texte publié en 2009 (Dufour et Piégay, 2009) et d'un projet ANR non financé ; elle mobilise des réflexions issues d'échanges notamment avec Hervé Piégay, Anne Julia Rollet, Gabrielle Bouleau, Laurent Lespez, Marie-Anne Germaine et Jean Michel Cador.

L'originalité de la restauration écologique résiderait dans sa capacité à proposer un cadre d'action positif en permettant de retisser un lien distendu entre l'humanité et son environnement et en dépassant la dualité nature/culture des approches préservationiste et conservationiste (Jordan, 2003 ; Martinez et Lopez-Barrera 2008). Dans ce sens, la restauration écologique est une pratique symbolique autant que biophysique (Gobster et Hull, 2000 ; Jordan, 2003 ; Brierley et Fryirs, 2008 ; Van Wieren, 2008)[39] et elle est censée intégrer la demande sociale dans son cadre théorique en proposant de restaurer des services écosystémiques rendus par les milieux naturels, d'améliorer la qualité des paysages, etc. (Clewell et Aronson, 2010). D'un point de vue épistémologique, Gross (2006) considère que la restauration écologique possède un positionnement original, car elle combine des pratiques scientifiques des deux modes définis par Gibbons *et al*. (1994) : d'une part le mode 1, caractérisé par des pratiques scientifiques fermées au monde extérieur, majoritairement disciplinaires et évaluées par les pairs, et, d'autre part, le mode 2, défini par des pratiques transdisciplinaires, une intégration des autres acteurs et une évaluation basée sur la portée sociale des recherches.

La nécessité de restaurer les milieux naturels est défendue essentiellement sur la base de trois arguments (Benayas *et al*., 2009 ; Clewell et Aronson, 2010 ; Buckley et Niemi, 2011 ; Bullock *et al*., 2011 ; Blignaut *et al*., 2013a ; Ma *et al*., 2014). Sur le plan éthique, il s'agit de retrouver des écosystèmes et une biodiversité auxquels le monde économique peine à accorder de la valeur et, par ce biais, inscrire les êtres humains dans une relation plus équilibrée avec leur environnement. Sur le plan social et économique, il convient d'agir afin que les écosystèmes et la biodiversité associée rendent à nouveau des services écosystémiques dégradés par les activités humaines et assurent le bien-être des êtres humains, notamment des plus vulnérables. Enfin, sur un plan prospectif, la restauration du capital naturel vise à assurer une bonne résilience des systèmes naturels, et donc des socioécosystèmes, dans un contexte où les changements globaux exercent une forte pression sur les milieux et les populations (freiner le déclin de la diversité biologique, lutter contre le changement climatique, autonomisation des populations locales, etc.).

S'il est possible d'identifier des actions ponctuelles de restauration de telle ou telle fonction dès la fin du 19e siècle (ex. restauration des terrains en montagne), la multiplication conjointe d'actions de restauration et d'une activité académique autour de cette question date des années 1970 à 1990 (Jordan, 2003 ; Clewell et Aronson, 2010). Cette période a vu se développer les projets, les publications scientifiques (ex. premier numéro de *Restoration Ecology* en 1993), les réseaux et les études scientifiques (ex. création de la *Society for Ecological Restoration* en 1987 ou programme « Recréer la nature» lancé par le ministère de l'Environnement français en 1996), les réglementations (ex. *Clean Water Act* aux USA en 1972), les bureaux d'études spécialisés, etc. De fait, la restauration écologique fait aujourd'hui l'objet de prescriptions politiques et législatives. Elle est explicitement intégrée dans les accords multilatéraux internationaux : convention des Nations unies sur la diversité biologique, convention sur la désertification, convention Ramsar sur les zones humides, etc. ; c'est également un des axes prioritaires identifiés lors de Rio+20 (Jørgensen, 2013). Elle constitue l'une des composantes de la transition écologique promue par exemple en France

[39] Il y a probablement un travail à mener sur la restauration écologique comme pratique du « don » au sens anthropologique développé sous l'impulsion de M. Mauss, la communauté étant ici étendue des humains au vivant comme cela est proposé, par exemple, dans l'approche écocentrée d'un J.B. Callicott. Le seul auteur qui, à ma connaissance, évoque cette question est W.R. Jordan (2003) mais il ne la développe pas.

par le MEDDE. Les projets se multiplient et ils concentrent une part importante et croissante des financements dédiés à la gestion des milieux naturels. Ainsi, près de 8 milliards de dollars ont été engagés dans un programme de restauration des Everglades en Floride (Clarke et Dalrymple, 2003) et Bernhardt (2005) estime qu'environ 15 milliards de dollars ont été dépensés aux USA entre 1990 et 2003 rien que dans la restauration des cours d'eau. Peu à peu, la restauration écologique tend à s'imposer comme une priorité globale en matière de gestion durable des ressources naturelles (Aronson et Alexander, 2013).[40]

Ce cadre mouvant des pratiques de restauration interagit avec un cadre conceptuel également mouvant des conceptions scientifiques qui peuvent l'alimenter (ex. Roche *et al*., 2005 ; Dufour et Piégay, 2009 ; Lespez, 2012b ; Bouleau, 2014). Revenir sur l'évolution de ces conceptions est donc une façon de participer à la clarification des discussions (parfois vives) autour de ces enjeux, car, si certains principes sont théoriquement connus, leur prise en compte dans les débats est parfois cruellement absente[41]. Ainsi, les éléments présentés ci-dessous pourront paraître fort convenus, mais mon expérience, aussi bien en relation avec les gestionnaires qu'avec certains collègues scientifiques, m'incline à pense que ce travail reste nécessaire. Plus particulièrement, il me semble qu'un point de discussion mérite (encore et toujours) des clarifications, celui de l'usage de la notion de référence, car sans compréhension fine des mots, il est difficile, voire impossible, de dégager des objectifs partagés (Hull et Robertson, 2000).

b. Une référence ancienne, car naturelle ?

Les quatre dernières décennies ont été caractérisées par la multiplication des projets de restauration des hydrosystèmes fluviaux et le développement de stratégies de gestion alternatives (Boon *et al.*, 1992 ; Ormerod, 2004). Dans un premier temps, ces actions postulaient que les actions humaines, notamment depuis la révolution industrielle, avaient profondément dégradé l'état naturel de ces milieux. Ainsi, la plupart des actions de restauration proposaient un retour des cours d'eau à un état de référence, état antérieur à la perturbation identifiée. Faire référence à un état antérieur, considéré comme meilleur, plus naturel, voire vierge, une sorte de Paradis perdu, présente deux inconvénients majeurs (Bravard, 2003 ; Dufour et Piégay, 2009 ; Lespez, 2012b).

Premièrement, il méconnaît la longue coévolution des hydrosystèmes sous la double influence de processus naturels et de processus humains. Cette coévolution implique des états ou des fonctionnements passés perçus comme naturels mais en réalité coconstruits (ex. Bravard, 1981b ; Petts *et al*., 1989 ; Muxart *et al.*, 2003 ; Ashton *et al.*, 2006 ; Walter et Merritts, 2008 ; Lespez *et al*., 2015). Cette coconstruction ne disqualifie pas nécessairement le recours

[40] Par certains aspects, l'importance effective de la restauration peut être relativisée. Ainsi, Morandi *et al.* (2016) rappelle que les sommes allouées à la restauration des hydrosystèmes par les Agences de l'eau restent très inférieures à celles consacrées à d'autres catégories d'intervention.

[41] Une des causes possibles de ce constat est la faible perméabilité des communautés épistémiques entre elles, par exemple entre les scientifiques travaillant sur la restauration des hydrosystèmes et les scientifiques travaillant sur la restauration d'autres milieux ou en histoire environnementale. Ainsi, les travaux publiés en sciences sociales sur la restauration des forêts par Gobster et Hull (2000) ne sont quasiment jamais cités par les articles sur les hydrosystèmes alors même qu'ils apportent des éléments pertinents. Évidemment, le constat et la cause restent à prouver, l'existence et l'isolement partiels d'une communauté épistémique sur les hydrosystèmes n'ayant, à ma connaissance, jamais été étudiés.

au passé comme référence, mais elle disqualifie le choix du passée comme référence sous le prétexte du retour à un état ou un fonctionnement naturel (dans le sens de vierge). En effet, s'il est discutable de mettre sur un même plan l'influence des sociétés préindustrielles (longtemps sous-estimer) et l'influence des sociétés industrielles (indéniablement plus soutenue), il convient néanmoins de reconnaître dans un certain nombre de cas un rôle structurant ancien des activités humaines.

Deuxièmement, il rencontre de nombreuses limitations pratiques : quelle période de référence retenir ? Comment accéder au fonctionnement ancien ? Est-il réaliste d'envisager de restaurer des systèmes complexes contrôlés par de nombreux facteurs ayant leurs propres dynamiques s'exprimant sur des pas de temps différents ? Pourquoi l'état passé d'un système correspondrait-il aux relations actuelles et futures entre ce système et la société ? Etc. Or, il est admis aujourd'hui que les systèmes fluviaux suivent des trajectoires complexes puisque les facteurs de contrôle s'expriment par des conjonctions toujours différentes (Hughes *et al.*, 2005 ; Brierley et Fryirs, 2005 ; Dufour et Piégay, 2009 ; Lespez, 2012b). Cette notion de trajectoire cherche à intégrer des notions scientifiques parfois anciennes, mais peu intégrées dans ces questions (ex. irréversibilité du temps évolutif), ou parfois plus récentes, mais en partie renouvelées (ex. équilibre métastable, non-équilibre, incertitude) (Deléage, 1991 ; Vallauri, 1997 ; Bravard, 1998 ; Picouët *et al.*, 2004 ; Sear *et al.*, 2007 ; Brierley et Fryirs, 2008 ; Philips, 2011 ; Lespez, 2012b). Il en résulte des couples état / fonctionnement, et des attributs écologiques associés, temporellement transitoires et il semble donc impossible de reconstituer la conjonction des facteurs de contrôle qui a donné naissance à chacun de ces couples.

L'impossibilité de rétablir un état ancien a été soulignée par certains auteurs dès les années 1990 (Stanford *et al.*, 1996 ; Palmer *et al.*, 2005) mais l'utilisation d'un état ancien supposé plus naturel comme référence reste un implicite fort. Par exemple, dans un document publier par la société d'écologie de restauration en 2004, il est indiqué explicitement que l'écosystème restauré n'est pas nécessairement un état passé, mais il est également écrit que supprimer un barrage permet le retour d'un régime de crue historique, ignorant ainsi le fait que, même sans barrage, le régime futur sera probablement différent du régime passé du fait du changement climatique et des modifications au sein du bassin (Society for Ecological Restoration International Science et Policy Working Group, 2004).

c. Une référence aux processus dynamiques, car naturels ou fonctionnels ?

Dans un deuxième temps, les actions de restauration ont plutôt visé le rétablissement de l'expression des processus dynamiques qui contrôlent les tronçons fluviaux à l'état naturel comme la mobilité latérale du chenal, les crues et les transferts sédimentaires au sein du système fluvial (Nilsson, 1992 ; Ward *et al.*, 2002 ; Roche *et al.*, 2005 ; Schnitzler-Lenoble, 2007). Dans cette approche, la référence est moins passée que naturelle ou fonctionnelle et la restauration devient une forme de réhabilitation, c'est-à-dire un retour à la capacité de réalisation de certaines fonctions au sein d'un système.

Le développement d'approches basées sur les processus, en lien notamment avec l'amélioration des connaissances, a concerné notamment la végétation riveraine des cours d'eau (Naiman *et al.*, 2005 ; Boon *et al.*, 1992 ; Auble *et al.*, 1994 ; Hughes *et al.*, 2001, 2005 ; Stella *et al.*, 2013). Ainsi, plutôt que de déterminer un cadre topographique ou une distribution de la végétation de manière fixe, ces approches se basent sur les processus

physiques qui génèrent et maintiennent des habitats cibles ou de la diversité (Ward *et al*., 2001 ; Hughes *et al*., 2005). Par exemple, dans le cas des bras morts, leur partie terrestre est un objet biogéomorphologiquement spécifique qui contribue significativement à l'hétérogénéité de la plaine alluviale (Dufour *et al*., 2014). Ils augmentent la richesse spécifique de l'hydrosystème fluvial comme la partie aquatique de ces bras morts (Bornette *et al*., 1998) ou les plans d'eau marginaux temporaires (Ishida *et al*., 2010). Non seulement ils accroissent la diversité de la flore, mais ce sont également des surfaces clefs en matière de reproduction des espèces arborées pionnières comme les peupliers et les saules (Stella *et al*., 2011). Si l'objectif de gestion est de maximiser la biodiversité, il convient donc de disposer d'une large gamme de bras morts d'âges variés. Cela passe par le fait de préserver le processus de création des bras (*c.-à-d.* le recoupement) et la protection des bras plus anciens. La mobilité du chenal est donc un enjeu crucial (Bravard *et al*., 1986 ; Bornette *et al*., 1998 ; Piégay *et al*., 2000 ; Greulich *et al*., 2007 ; Micheli et Larsen, 2010 ; Stella *et al*., 2011).

La base écologique de cette approche est plus forte que la précédente, mais, dans ce cas également, des questions susceptibles de limiter sa portée générale demeurent : les mêmes processus hydrologiques et sédimentaires sont-ils valables quel que soit le contexte géographique ? Que faire quand l'expression d'un processus limite par exemple la biodiversité ? Les crues, ou la mobilité latérale du chenal, sont-elles systématiquement favorables à tous les écosystèmes et aux populations riveraines ? Etc. Ces questions sont majoritairement liées au fait que l'assise conceptuelle de cette approche renvoie aux notions d'intégrité et de bonne santé des écosystèmes et que ces notions possèdent une dimension normative très forte. Or l'idée d'une situation idéale, optimale ou normale pose inévitablement la question des valeurs sous-jacentes à la définition des attributs de cette situation et semble y apporter une réponse implicite supposant qu'il existe une forme d'universalité des valeurs et des attributs. Hull et Robertson(2000) souligne que l'analogie entre santé des personnes et santé des écosystèmes ne fonctionne pas pour des raisons de différence de nature entre les objets. Il me semble intéressant de noter que cette analogie permet une réflexion enrichissante, pour peu que l'on s'intéresse aux discussions autour de la notion d'état normal et d'état pathologique en psychiatrie et en médecine. Ainsi, en psychiatrie, le recours à la notion de normalité soulève la question du rapport normal/anormal, notamment au regard des différences culturelles : le consensus d'un groupe d'experts pour déterminer des modèles d'inconduite peut être remis en cause par des experts issus d'autres cultures (Pélicier, 1997). En médecine, les travaux de G. Canguilhem sur la normalité offrent également un éclairage intéressant. Il rappelle que la notion de norme contient une dimension statistique et une dimension normative souvent confondues (Canguilhem, 1988). Sans rentrer dans le détail, il souligne notamment que l'état anormal d'un individu n'est pas nécessairement un état pathologique, mais que le pathologique est anormal. De même, par analogie, un tronçon fluvial peut être anormal d'un point de vue statistique sans pour autant être dysfonctionnel (Hobbs, 2016). Distinguer norme et moyenne permettrait de révéler la normativité subjective implicite dans la thérapeutique comme dans l'action de restauration[42].

De fait, deux approches implicites de la référence coexistent dans cette approche processuelle, il s'agit soit d'une dynamique désirable, car le caractère dynamique est considéré comme naturel soit d'une dynamique désirable du fait de sa capacité à maintenir certaines fonctions ou propriétés désirables comme la diversité. La première approche est

[42] La complétude de l'analogie reste à démontrer, mais elle me semble fertile à développer.

une version réarrangée de l'approche dans laquelle la référence est implicitement la rivière naturelle mais, dans ce cas, le naturel étant défini par son caractère spontané et non vierge. Or, des processus spontanées peuvent se traduire par une perte d'habitats rares ou à une baisse de la diversité de certains groupes taxonomiques. La seconde est implicite, car elle mobilise des attributs pour justifier un fonctionnement à restaurer sans pour autant, dans la majorité des cas, expliciter les motivations de ces choix. Ainsi, un lien implicite est fait entre le caractère dynamique (*c.-à-d.* la spontanéité des processus naturels)et les attributs désirables d'un tronçon donné. Or, ce lien est en réalité complexe, dépend du système considéré et est basé sur des valeurs implicites.

À ce titre, le cas de la Magra, qui passe d'un style en tresses à un style à chenal unique au cours du 20e siècle, est exemplaire. D'un côté, il s'agit de la disparition d'un style morphologique très dynamique d'un point de vue hydrosédimentaire, ayant été largement répandu dans l'arc alpin (Bravard et Peiry, 1993 ; Gurnell et Petts, 2002) et qui peut être considéré comme un héritage à préserver (Arscott *et al*., 2000 ; Gurnell et Petts, 2002 ; Tockner *et al*., 2006). Mais, d'un autre côté, ce dynamisme passé correspond à un couple état/fonctionnement non stable et coconstruit entre péjoration climatique et exploitation anthropique des versants et ce dynamisme générait une mosaïque paysagère moins diverse qu'aujourd'hui. En effet, le fonctionnement morphologique actuel produit des bénéfices écologiques également valorisés comme l'expansion des boisements riverains (Hughes *et al*., 2001 ; Takahashi et Nakamura, 2011) et une diversité paysagère plus importante (Ward *et al*., 2002 ; Hupp et Rinaldi, 2007 ; Mikus *et al*., 2013). Ainsi, même si l'on reconnaît que ces couples état/fonctionnement passés ne sont pas vierges (et il me semble que l'idée d'un retour à un état ancien/naturel est aujourd'hui moins présente dans les actions de restauration), comment choisir une référence entre plusieurs fonctionnements possibles et mutuellement exclusifs (Woolsey *et al*., 2007) ? Par exemple, le tronçon amont de la Magra est essentiellement dominé par deux unités, les forêts et bancs de galets, ce qui se traduit par une plus faible diversité paysagère que le tronçon aval. En revanche, ce dernier accueille en plus grande proportion ces unités, reconnues comme écologiquement importantes (Hughes *et al*., 2001). A minima, le choix nécessite de mobiliser plusieurs attributs différents et complémentaires (DiBari, 2007 ; Gregel *et al*., 2002 ; Woolsey *et al*., 2007 ; Tabacchi *et al*., 2009 ; Steel *et al*., 2010).

d. Une référence définie par les objectifs sociaux ?

En parallèle, la mise en œuvre des programmes de restauration des cours d'eau et des leurs marges mobilise une troisième approche, basée sur la définition d'objectifs explicite de restauration intégrant non seulement l'intégrité des milieux naturels mais aussi le bien-être humain (Baker et Walford, 1995 ; Hillman et Brierley, 2005 ; Aronson *et al*., 2006 ; Kondolf *et al*., 2006 ; Dufour et Piégay, 2009 ; Alexander *et al*., 2016 ; Morandi *et al*., 2016). Il ne s'agit plus seulement de se limiter à ce que l'on peut avoir (quel type de rivière, quel mode de fonctionnement, quel régime de crues, quelles espèces, etc.), mais de poser aussi la question de ce que l'on veut avoir (quels besoins, quelles attentes collectives et individuelles, etc.) (Gobster et Hull, 2000 ; Barraud et Germaine, 2013 ; Magilligan *et al*., 2017). Cette approche reconnaît qu'il est possible de restaurer plusieurs couples état/fonctionnement possibles (Jungwirth *et al*., 2002 ; Palmer *et al*., 2005), que l'enjeu réside dans le choix entre ces possibles et que ce choix ne peut être réalisé que par l'explicitation des objectifs de restauration

(Wheaton, 2005 ; Nilsson *et al.*, 2007). Elle est notamment basée sur l'observation que les notions de naturalité, d'intégrité ou de santé des écosystèmes sont également des constructions subjectives qui, finalement, aboutissent tout de même à donner la priorité à un état sans humains ou passé, qui est, dans tous les cas, un état donné parmi un vaste ensemble d'états possibles (Gobster et Hull, 2000).

Philosophiquement, c'est une position qui peut s'appuyer sur une éthique de type pragmatique proche de celle proposée par exemple par B.G. Norton qui souligne les risques liés à des approches anthropocentrées ou biocentrées trop « dures » qui valorisent respectivement uniquement des valeurs instrumentales ou intrinsèques. Ces positions extrêmes, pour lui, paralysent l'action et il propose d'intégrer l'ensemble de la gamme des valeurs distribuées le long d'un continuum (Afeissa, 2009). Ce positionnement revient à proposer une approche pluraliste qui déplace la réflexion vers la question des dispositifs politiques associés (De Longeaux, 2009 ; Larrère et Larrère 2015). En effet, cette approche nécessite une réflexion sur la nature du processus mis en œuvre dans la définition des objectifs. Sur le versant biophysique, la plupart des auteurs convergent vers la nécessité de définir une gamme de ce qui est biophysiquement atteignable. En revanche sur le versant sociale, il existe des divergences dans la mesure où il est avancé que ce biophysiquement atteignable doit être soit socialement acceptable (Brierley et Fryirs, 2008) soit socialement voulu (Dufour et Piégay, 2009), ce qui est significativement différent.

Cette approche est également caractérisée par une remise en cause d'une finalité inscrite dans la nature, qui serait externe aux sociétés. Autrement dit, la nature ne fixe pas d'objectifs et il faut nécessairement un processus de traduction par des humains qui possèdent certaines valeurs (Latour, 1999 ; Ferret, 2011)[43]. Donc la définition des objectifs est à la fois un travail biophysique et un travail social (politique, éthique, etc.).

Cette approche possède une dimension anthropocentrée évidente puisqu'elle repose sur la définition sociale des états et des fonctionnements à restaurer. Mais, le choix social n'est pas nécessairement celui de maximiser les fonctions les plus directement utiles à la société et il peut très bien être celui d'une valorisation d'attributs plus naturels comme la spontanéité. De fait, cette approche intègre le recours à la naturalité comme critère de restauration possible sur la base des arguments développés par exemple par A. Schnitzler et J.C. Génot (Schnitzler-Lenoble, 2007 ; Génot, 2008 ; Schnitzler et Génot, 2012) même s'il me semble que ce choix d'une nature férale comme modèle ne puisse pas faire l'économie d'une validation comme objectif partagé. À l'opposé, cette approche pourrait théoriquement justifier le maintien d'un paysage culturel, et d'une forme spécifique de biodiversité, ou le développement d'autres aménités comme projet territorial. Mais cela nécessiterait, dans le premier cas, une justification argumentée des raisons de ce maintien qui dépasse la volonté de conserver un état en grande partie mal compris, car perçu comme une forme d'équilibre entre les sociétés et leurs environnements (Lepart *et al.*, 2000) et, dans le second, un processus d'évaluation de ces aménités intégré dans les dispositifs de gestion territoriale (Morandi *et al.*, 2016).

[43] Sans rentrer dans le détail, cette question renvoie à des débats nombreux en matière de politique et d'éthique environnementale sur l'existence de justifications morales dans la gestion des écosystèmes (Maris, 2016). Pour illustrer la permanence des ambiguïtés et des implicites, il est possible de signaler que l'affirmation selon laquelle la nature ne peut pas dire ce qui doit être est ancienne (Mill, 2003) mais que les discours restent souvent ambigus. Par exemple, il est possible de trouver dans un même texte des phrases comme « la nature ne prescrit rien » et « Il est difficile, devant les merveilles qu'offrent la nature, de ne pas percevoir une harmonie, une logique propre et comme une intention de celle-ci » (Piermont, 2010).

De même, cette approche reconnaît qu'au sein des hydrosystèmes coconstruits, certaines structures artificielles peuvent présenter un intérêt socioécologique (ex. les ripisylves des casiers Girardon sur le Rhône, les interfaces forêts/plans d'eau issues des extractions le long de l'Arve, les étangs créés par certains seuils ou barrages, etc.) qui, s'il est collectivement reconnu, peut faire l'objet d'une préservation ou d'une restauration. Le maintien intentionnel de ces paysages passés non intentionnels renvoie clairement à une dimension socioculturelle (Lepart *et al*., 2000 ; Marty, 2005).

Pour mener à bien cette approche basée sur l'explication des objectifs, il convient évidemment d'améliorer la capacité à comprendre la variabilité des fonctionnements biophysiques dans une large gamme de contextes géographiques (Hillman et Brierley, 2005). Mais il convient également, et c'est probablement là le point le moins bien connu, de progresser dans la capacité à formaliser et à réguler les attentes de la société envers ces systèmes en intégrant la multiplicité des acteurs, de leurs valeurs et de leurs rationalités, la diversité des usages au sein d'un même tronçon fluvial ou d'un même bassin versant et les interactions d'échelles. En effet, Baker et Eckerberg (2016) identifient au moins 8 logiques différentes qui peuvent être suivies dans les projets de restauration (retour au passée, résoudre un problème écologique, développer des activités récréatives, etc.) et qui sont basées sur des valeurs différentes (voir aussi Clewell et Aronson 2006). Cela explique en partie qu'un même critère puisse faire l'objet d'appréciation dans plusieurs domaines de valeurs, comme la naturalité avec des valeurs écologiques, économiques et éthiques (Schnitzler et Génot, 2012). Il convient donc non seulement d'expliciter les objectifs, mais aussi les valeurs sous-jacentes à ces objectifs (Hull et Robertson, 2000), ce qui implique de progresser dans la capacité à mettre en œuvre et/ou développer des pratiques politiques à même d'organiser et de hiérarchiser les choix en fonction de ces valeurs sociales et de ces connaissances biophysiques (Larrère et Larrère, 2015). Il ne s'agit tant de définir ce qui est socialement acceptable (Brierley et Fryirs, 2008), que ce qui est socialement désiré puis, dans un second temps, de développer les modalités politiques d'atteinte de ce « désiré ».

e. Comment prendre en compte la localisation géographique d'un site dans la définition de la référence ?

Jusqu'à présent, la prise en compte des spécificités locales des milieux dans la restauration écologique est surtout visible dans la définition des conditions de référence par les sciences naturelles (pour une synthèse, voir Hawkins *et al*., 2010). Pour un milieu donné, les conditions de référence correspondent aux attributs qu'il devrait avoir s'il n'avait pas été dégradé par les activités humaines : composition spécifique, structure des populations, forme du chenal, continuité biologique, etc. Pour déterminer ces conditions, il est possible de recourir à une approche historique et à la définition de sites dits « de référence » (White et Walker 1997).

Dans le premier cas, il s'agit d'utiliser la connaissance de la trajectoire du site pour définir un état ou un fonctionnement à retrouver. Cette approche, de type « *placed based* », est basée sur le principe de l'expertise poussée des conditions actuelles et passées d'un site et de son bassin afin de définir la nature des structures et des fonctionnements potentiels (Brierley *et al*., 2013). Afin de faciliter le diagnostic, cette approche repose souvent sur une démarche typologique, c'est-à-dire par classification des tronçons fluviaux en types homogènes. Cette

approche, souvent mobilisée par les géomorphologues, est basée sur des critères tels que la pente du chenal, le style fluvial, etc. (Rosgen, 1994 ; Bethemont *et al*., 1996 ; Brierley et Fryirs, 2005 ; Kelly-Quinn *et al*., 2009). Cependant, l'approche typologique ne prend en compte qu'une partie de la variabilité des conditions, celle qui s'exprime à travers le style fluvial.

Dans le second cas, la définition de cet état ou de ce fonctionnement est basée sur des sites localisés ailleurs et considérés comme des références. Il s'agit de sites non ou peu perturbés par des pressions anthropiques, dont l'intégrité biophysique est considérée comme préservée (Karr *et al*., 1986 ; Wasson, 1989 ; Oberdorff *et al*., 2002 ; ONEMA, 2006). La variabilité naturelle des conditions de milieu dans l'espace est alors intégrée par un échantillonnage de ces sites réalisé dans une logique de stratification. Pour cela, des zones géographiques homogènes sont définies par une régionalisation de critères biophysiques spatialisés ; on parle d'écorégions (Omernik, 1987) ou d'hydroécoregions pour les hydrosystèmes (Wasson, 1996 ; Wasson *et al*., 2002). La restauration écologique vise alors à rapprocher un site dégradé des conditions observées dans les sites de référence pour une écorégion. Ces conditions de référence ne sont pas l'objectif de la restauration (qui est la satisfaction des besoins dans le respect de l'état écologique du cours d'eau), mais elles servent à fixer le cap et à évaluer l'efficacité de la restauration. Théoriquement, plus le découpage est fin (c'est-à-dire avec de petites régions), plus cette démarche donne de bons résultats, mais cela implique de caractériser un nombre très important de sites de référence (Herlihy *et al*., 2008). Lorsque le découpage d'un espace se traduit par des zones non représentées par des sites de références, les conditions sont inférées par des modèles statistiques établis sur la base de relations avérées entre des pressions et des indicateurs (Hawkins *et al*., 2010 ; Labay *et al*., 2015).

La systématisation des mesures sur de nombreux sites de référence se traduit par le développement d'indicateurs avec des valeurs étalons (Oberdorff *et al*., 2002 ; Johnson et Fecko, 2008 ; Hawkins *et al*., 2010) : présence de telle ou telle espèce, présence de tel ou tel groupe fonctionnel, telle largeur de cours d'eau, etc. Dans le cadre de la Directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE) de 2001, les indicateurs biologiques reposent sur l'analyse des poissons, des macro-invertébrés, des macrophytes, des diatomées et du phytoplancton. Ces indicateurs biologiques ont fait l'objet d'un processus d'intercalibration à l'échelle européenne afin d'homogénéiser et de rendre comparable les méthodes entre les états membres (Pardo *et al*., 2012). Si les indicateurs biologiques sont le fruit d'un développement qui date des années 1970, les indicateurs morphologiques synthétiques sont encore peu développés : voir par exemple l'Indice de qualité morphologique dans Rinaldi *et al*. (2013) ou la puissance fluviale dans Malavoi et Adam (2007). Idéalement, les valeurs étalons devraient être adaptées pour chaque hydroécorégion ; en France, ce n'était historiquement le cas que pour les poissons (ONEMA, 2006) mais des travaux ont été réalisés, ou sont en cours, par exemple pour l'IBGN (basé sur les macroinvertébrés) ou pour les variables morphologiques (Gob *et al*., 2014).

Malgré les progrès considérables réalisés sur les plans conceptuels et pratiques, certaines questions scientifiques restent en suspens (Feld *et al*., 2011). Ainsi, l'existence d'un biais ou de difficultés dans le choix des indicateurs ou des sites de référence est un élément parfois évoqué dans la littérature (Boulton, 1999 ; Whittier *et al*., 2007 ; Halse et al. 2007 ; Pardo *et al*., 2012), mais ni l'adéquation des choix scientifiques (réalisés nationalement par des réseaux scientifiques particuliers) avec la diversité des situations territoriales ni l'impact local de ces choix sur la façon dont les pratiques de restauration promues par des institutions publiques façonnent les cours d'eau n'ont été réellement examinés.

f. Conclusion

L'examen des discussions autour de l'idée de restauration des hydrosystèmes montre une complexification de la définition de la référence, en lien avec l'appréhension conceptuelle dynamique des relations natures/sociétés, depuis les années 1980 et l'émergence progressive des approches basées sur la notion d'objectifs en parallèle des approches basées sur la notion de référence.

Si la démarche globale a été peu remise en cause, en revanche la notion de site de référence et les critères de description (un état, des espèces, un fonctionnement ?) ont fait l'objet de débats vifs dans les années 1990/2000 mobilisant les écologues, les géographes, les historiens de l'environnement, etc. (ex. : Stanford *et al*., 1996 ; Ward *et al*., 2001 ; Palmer *et al*., 2005 ; Dufour et Piégay, 2009 ; Hawkins *et al*., 2010 ; Lespez *et al*., 2013). Actuellement, le positionnement majoritaire chez les scientifiques et les gestionnaires consiste à dire que (1) si l'approche historique renseigne de façon pertinente la trajectoire d'un site, vouloir rétablir un système dans ses conditions préperturbation est impossible à mettre en œuvre dans la plupart des situations (où les pressions anthropiques sont anciennes et multiples). Le recours au passé est fondamental pour cadrer le débat et définir des gammes de conditions possibles, mais l'état et le fonctionnement passés ne sont ni vierges ni restaurables dans leur intégralité. De plus, (2) la restauration d'un état fixe n'est pas compatible avec un objectif de durabilité et de résilience des systèmes écologiques, une approche basée sur les processus et l'intégration des différentes échelles spatiales (du tronçon au bassin versant) semble plus pertinente notamment pour ce qui concerne l'intégration de dynamiques à venir (Stanford *et al*., 1996 ; Dufour et Piégay, 2009 ; Choi *et al*., 2008 ; Clewell et Aronson, 2010 ; Beechie *et al*., 2010). Certains auteurs vont plus loin et, lorsque cela est possible, proposent des modalités de restauration passive où ce sont les processus naturels qui « font le travail » (Kondolf, 2013 ; Forget *et al*., 2013). Le recours à une référence fonctionnelle correspondant au rétablissement de processus est un argument écologiquement plus puissant, mais il ne permet pas de hiérarchiser les processus et les attributs à favoriser. Cette hiérarchisation est d'autant plus difficile que la spécificité des contextes géographiques peine à être pleinement intégrée. Enfin, (3) la combinaison des approches modélisatrices et régionalisées permet un bon compromis entre intégration des spécificités régionales et généralisation des diagnostics (Hawkins *et al*., 2010). Ainsi, la marge de progression scientifique et opérationnelle reste très importante en matière de capacité à opérer ce travail de hiérarchisation et elle nécessite un effort d'explicitation des attributs valorisés, sur la base d'analyses biophysiquement contextualisées, et de valeurs sous-jacentes, sur la base de la compréhension fine des relations natures/sociétés. *In fine*, l'examen de la place de la référence dans les actions de restauration met surtout en évidence que la restauration n'est pas une simple pratique comme je l'avais pensé initialement. En effet, le positionnement philosophique, l'institutionnalisation scientifique, l'investissement financier et la dimension normative implicite des actions de restauration amènent à élargir le débat depuis des questions éthiques et technico-scientifiques vers des terrains plus sociaux et plus politiques. Penser la restauration comme une pratique est alors trop limitant comme cadre analytique et il conviendrait probablement plus de la considérer comme un dispositif, défini comme un agencement d'éléments ayant une influence sur un champ d'action (Foucault, 1977). Ces éléments ont des natures variées : discours, archétypes, institutions, lois, énoncés scientifiques, propositions philosophiques, etc. Combinés, ils possèdent un effet normatif

dans la mesure où ils incitent à conduire certaines actions, à tenir certains discours, etc. Un dispositif émerge généralement comme une réponse à une urgence (ici la dégradation de milieux et des ressources associées) et prend sens au fur et à mesure de son déploiement. De fait, le principe de la restauration (et les notions associées comme celle de référence) est fondé sur des savoirs et sur une modification des politiques environnementales afin de compenser au maximum les impacts négatifs des activités humaines et de permettre le maintien des civilisations modernes. Le déploiement de ce dispositif reste à analyser finement, en matière d'enjeux sociopolitiques mais surtout en matière d'influences réciproques ou de trajections entre ces enjeux et la matérialité des milieux (cf. p. - 223 -).

1.2. À quoi peut bien servir la notion de services écosystémiques ?[44]

Introduction : les services écosystémiques entre Panacée et boîte de Pandore

L'expression « services écosystémiques » a acquis, ces dernières années, une popularité considérable aussi bien dans les publications scientifiques que dans le monde de la gestion de l'environnement. Cette notion est souvent présentée comme une piste majeure d'amélioration des pratiques de gestion des milieux naturels (Daily et Matson, 2008), voire, plus caricaturalement, comme une panacée capable de guérir les maux de l'environnement en développant la conscience des décideurs politiques, des acteurs économiques et des citoyens, en freinant la consommation des ressources naturelles, en finançant les actions de préservation de l'environnement, etc. Pour certains, au contraire, elle représente un danger : l'introduction massive sur le marché des objets de nature, pourtant malmenés par ces mêmes marchés, ce qui revient donc à guérir le mal par le mal (Maris, 2014). Les services écosystémiques seraient alors une boîte de Pandore impossible à refermer une fois ouverte, un pas décisif et irréversible vers la marchandisation de la nature.

Le foisonnement conceptuel et méthodologique observé depuis dix ans rend nécessaire un travail fin de délimitation de ses domaines de validité (Schroter *et al*., 2014). En effet, cette notion est à la fois simple (dans son appréhension intuitive) et complexe (dans son interprétation et son usage). Ainsi, sa définition, les « bénéfices que les hommes tirent des écosystèmes » (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), a fait l'objet de débats au sein de la communauté scientifique ; il existe d'ailleurs plusieurs termes illustrant cette idée comme service environnemental, aménité, etc.[45] Il convient également de s'interroger sur la vocation d'une notion comme celle de services écosystémiques et sur ses effets réels en matière de gestion des milieux naturels. Cette notion est-elle à même d'améliorer sensiblement les pratiques de gestion environnementale ? Si oui, comment ? Si non, pourquoi ?

L'objet de cette section n'est pas de discuter sa définition (cf. Boyd et Banzhaf, 2007 ; Wallace, 2007 ; Fisher *et al*., 2009 ; Barnaud *et al*., 2011 ; Lamarque *et al*., 2011) ni ses dimensions éthique et heuristique (Schroter *et al*., 2014 ; Lele *et al*., 2013), mais plutôt de réfléchir aux apports et aux limites que la notion de services écosystémiques représente pour la gestion des cours d'eau. Pour cela, deux caractéristiques de cette notion peuvent être

[44] Section reprise d'un texte publié en 2016 (Dufour *et al*., 2016) et résultant d'un travail collectif qui doit beaucoup à Xavier Arnauld de Sartre, Monica Castro, Anne Julia Rollet et Johan Oszwald.

[45] Dans ce texte j'utilise l'expression « services écosystémiques » au sens large ; pour une clarification voir Amigues et Chevassus-au-Louis (2011).

analysées. Dans un premier temps, il s'agira d'analyser l'origine et les conditions de mise en œuvre de cette notion. Il est possible de faire l'hypothèse que cette métaphore d'origine scientifique est en passe de devenir un dispositif (dans le sens de Foucault) de gouvernementalité, c'est-à-dire un ensemble d'éléments hétérogènes qui ont pour vocation de produire des normes, des mouvements de pensée ou des systèmes pour gouverner l'environnement. Or, les composantes d'un tel dispositif ne sauraient être considérées comme des abstractions neutres découplées des conditions de leur production et de leur usage. Dans un second temps, il s'agira de proposer une typologie des usages de la notion appliquée à la gestion des hydrosystèmes. Ainsi, l'analyse de la généalogie et de la diffusion de cette notion permettra de définir des domaines de validité qui renseignent sur les opportunités et les limites de son usage opérationnel en matière de gestion des milieux fluviaux.

a. Une généalogie qui limite le domaine de validité

L'origine et la dynamique scientifique de la notion de services écosystémiques ont fait l'objet d'une littérature abondante (Mooney et Ehrlich, 1997 ; Gomez-Baggethun *et al*., 2010 ; Méral, 2012 ; Suarez et Corson, 2013 ; Pesche, 2013 ; Castro et Arnauld de Sartre, 2014). Ces études, qui s'appuient notamment sur des données bibliométriques, distinguent classiquement trois périodes articulées autour de deux dates charnières : 1997 et 2005.

L'idée que les milieux naturels rendent des services aux hommes est évidemment ancienne. Par exemple, Osborn en 1949 fustige l'Homme qui « détruit d'autres êtres vivants, animaux et végétaux, sans vouloir chercher à comprendre en quoi ils contribuent au grand schéma de la vie, [et qui donc] contribue sans le savoir à la détérioration de sa propre vie ». Mais la notion telle que nous la connaissons aujourd'hui a en grande partie été forgée dans les années 1970 à 1990. Le terme est utilisé dans un rapport préparatoire à la conférence de Stockholm de 1972 (Study of Critical Environmental Problems, 1970) publié par le *Massachusetts Institute of Technology*. Son utilisation dans les milieux scientifiques devient plus fréquente dans les années 1990 et il est repris largement dans les sphères politiques à partir du début des années 2000. En 1997, deux textes clefs sur les services écosystémiques sont publiés : celui dirigé par Robert Costanza (Costanza *et al*., 1997) et celui dirigé par Gretchen Daily (1997), représentant les deux domaines qui ont forgé cette notion, respectivement l'économie écologique et la biologie de la conservation. Entre 1997 et 2005, après s'être établie dans les milieux scientifiques, la notion de services écosystémiques commence surtout à s'institutionnaliser dans la sphère politique internationale. Ce processus d'institutionnalisation de la notion aboutit en 2005 à la publication du *Millennium ecosystem assessment*. Ce texte promeut sa propre vision des services écosystémiques en introduisant un troisième courant de pensée – celui de la Resilience Alliance (alliance pour la résilience), qui représente une vision gestionnaire de l'écologie, ancrée dans l'écologie systémique fonctionnelle issue des frères Odum (Castro et Arnauld de Sartre, 2014).

La publication des différents rapports du MEA place clairement la notion de services écosystémiques dans les sphères politiques et elle devient, en s'alliant ou se substituant au concept de biodiversité, la nouvelle façon de penser la conservation de la nature. De fait, bien que cette notion ait été pensée à destination des politiques (échelles globale et nationale), plusieurs groupes se lancent dans un processus de « traduction » de ce concept scientifique vers le monde des décideurs et des gestionnaires de milieux (échelles régionale et locale). Par exemple, les ministres de l'environnement, réunis en 2007 en Allemagne, lancent une

initiative internationale pour « analyzing the global economic benefit of biological diversity, the costs of the loss of biodiversity and the failure to take protective measures versus the costs of effective conservation », connue sous le nom *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB). Scientifiquement, cela se traduit par des travaux de développement de méthodes et d'outils de caractérisation des services afin de rendre la notion pleinement opérationnelle.

Ce bref historique montre clairement le glissement progressif qui s'est opéré en l'espace d'une vingtaine d'années du statut de métaphore (à vocation principalement pédagogique) à celui de dispositif (avec une volonté opérationnelle plus affirmée) (Norgaard, 2010 ; Arnauld de Sartre *et al*., 2014a).

À l'origine, l'expression « services écosystémiques » apparaît comme une métaphore établissant un lien entre deux champs lexicaux différents, celui de l'économie (« services ») et celui de l'écologie (« écosystémiques »). L'usage de métaphores est classique en politique et en sciences, notamment en géographie (Berdoulay, 1988). Elles permettent de communiquer sur un monde complexe, de créer de nouveaux sens. Avec des notions comme environnement, écosystème, biodiversité et dernièrement services écosystémiques, les dernières décennies ont été particulièrement prolixes en matière de métaphores sur la nature – métaphores qui influent sur les visions de la nature (Larson, 2011). La force de la métaphore est son apparente évidence, renforcée par des exemples archétypaux comme les abeilles pollinisant les cultures ou les forêts épurant l'eau. Cependant, l'adhésion à la métaphore des services écosystémiques est intuitive si l'on accepte l'idée d'une relation hommes/nature qui est à la fois marquée par la dépendance des hommes à l'égard des écosystèmes et par le fait que ces écosystèmes sont là pour servir les hommes. Or, cette évidence n'en est pas une, du moins pas pour tout le monde. La notion de services écosystémiques a clairement été forgée à l'intérieur du cadre de pensée de la modernité écologique : il s'agit de remédier à la crise de la biodiversité induite par l'homme par un recours à la technologie (ici, l'ingénierie écologique) et une gestion par le marché. En même temps qu'elle parle de la séparation entre hommes et écosystèmes, elle met en évidence les liens entre ces deux entités.

Dire cela, aide à dresser une première limite à son périmètre de validité : en tant que notion moderne, elle est valide à l'intérieur de la modernité (Arnauld de Sartre *et al*., 2014b). Ainsi, l'intérêt de la notion de services écosystémiques n'est pas évident en dehors des sociétés modernes. Notons que la légitimité de la notion à l'intérieur même de la modernité est discutable. En effet, pour certains auteurs, la place effective de la nature au sein de la modernité (et non sa place dans le projet moderne) n'est pas partagée par tous. De fait, certaines sociétés dites modernes, ou groupes sociaux au sein de ces sociétés, n'ont jamais adhéré au Grand Partage, c'est-à-dire au processus de séparation de l'homme et la nature, et n'ont pas de raison de considérer la nature comme soumise à l'homme.

Néanmoins, cette notion n'a pas vocation à simplement constater les liens entre hommes et nature. L'institutionnalisation et les tentatives d'opérationnalisation dont elle a fait (et donc elle fait encore) l'objet montrent clairement que la métaphore s'est mue progressivement en un dispositif. Comme vu précédemment, un dispositif est un agencement d'éléments variés ayant un effet normatif dans la mesure où ils incitent à conduire certaines actions, à tenir certains discours, etc. (Foucault, 1977). De fait, la notion de services écosystémiques (comme l'idée de restaurer les systèmes biologiques) est fondée sur des savoirs, elle vise à influer sur les politiques environnementales afin de limiter au maximum les impacts négatifs des activités humaines et de permettre le maintien des

civilisations modernes. Pour M. Foucault, un tel dispositif est ouvert aux contestations qu'il finit par intégrer. En cela, c'est également une notion de compromis et, de ce fait, la notion de services écosystémiques est fortement politique : elle cherche à répondre à un contexte dans lequel la protection de la nature est contestée et vise à fournir des arguments aux défenseurs de la nature (Arnauld de Sartre *et al*., 2014b).

En résumé, la notion de services écosystémiques est fondée sur une vision particulière, celle de la modernité écologique, qui constitue l'environnement comme objet politique à réguler au travers, en particulier, des savoirs sur cet environnement, voire du marché. La notion de services n'implique pas nécessairement une utilisation dans la sphère économique, voire marchande : elle la rend possible en proposant une métaphore qui renvoie à ce champ lexical. C'est dans la mise en œuvre de la notion que cette possibilité peut se réaliser – ou non. En tant que dispositif au sein de cette modernité, cette notion est fortement politique et elle se manifeste *via* des institutions, des politiques et un processus d'intériorisation de normes par des acteurs. Ce constat rend nécessaire un examen précis des formes que prend cette notion et notamment des différents usages qui en sont faits.

b. Les services écosystémiques, une notion à tout faire ?

Une réflexion sur la généalogie de la notion permet une première délimitation de son domaine de validité. Dans un second temps, il convient de préciser ce domaine de validité dans le cas de gestion des cours d'eau en examinant la diversité des usages de la notion de services écosystémiques dans sa dimension opérationnelle. Comment ce dispositif est-il susceptible d'agir – ou pas – dans le cadre de la gestion des hydrosystèmes ? Par définition, un dispositif est un assemblage d'éléments divers (discours, règles, etc.), diversité qui permet l'usage de la notion dans des situations variées. De fait, la diversité des contextes dans lesquels les services écosystémiques sont utilisés ou mentionnés illustre parfaitement le concept de dispositif. L'intérêt heuristique de considérer les services écosystémiques comme un dispositif est de rendre visibles cette diversité et la complexité du déploiement de cette notion. Par exemple, en analysant l'usage de la notion de services écosystémiques au cours de la conférence Rio+20, Arnauld de Sartre *et al.* (2014c) ont identifié au moins six catégories de discours différents :

- économique (catégorie dominante), les services écosystémiques sont un moyen d'internaliser les coûts de la dégradation des milieux naturels par les activités humaines,
- social, les services écosystémiques fondent le bien-être des hommes, il faut les protéger,
- politique, les services écosystémiques sont un outil de dialogue et négociation,
- heuristique, les services écosystémiques sont un outil de qualification et de quantification des interactions hommes/nature,
- gestionnaire, les services écosystémiques comme outils de gestion, et
- sécuritaire, les services écosystémiques comme facteur de limitations des désordres climatiques.

L'examen des retours d'expériences dans le domaine de la gestion des hydrosystèmes permet d'identifier au moins trois usages de la notion : un usage de sensibilisation globale (celui de son origine), un usage d'animation démocratique et d'aide à la décision et un usage de financement des actions de gestion ou de restauration (Figure 56). Cette typologie,

nécessairement schématique, vise à clarifier la discussion. Elle est issue d'une analyse non exhaustive de la littérature scientifique et opérationnelle. L'absence d'exhaustivité incite à la prudence sur la validité de la typologie, mais cette dernière permet d'amorcer une réflexion sur la base des usages et non des définitions conceptuelles.

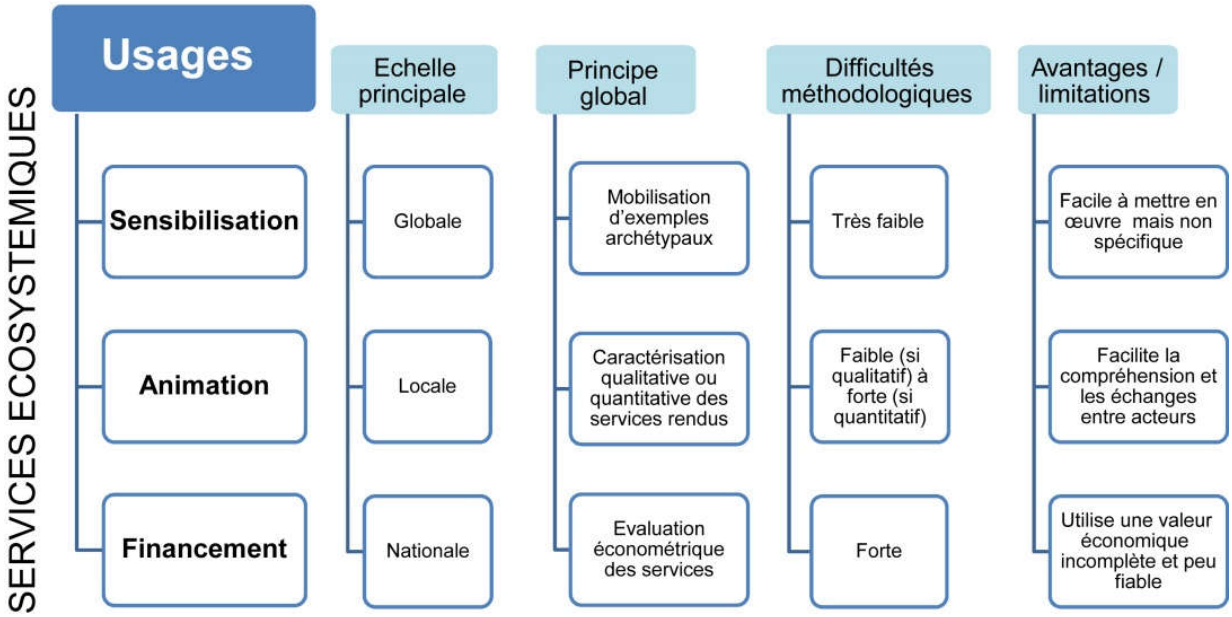


Figure 56. Synthèse des principaux types d'usages de la notion de services écosystémiques dans la gestion des cours d'eau.

b.1. L'usage de sensibilisation globale

L'usage de type « sensibilisation » est à l'origine même du développement de la notion de services écosystémiques : communiquer et alerter sur la dépendance des sociétés aux milieux naturels et montrer leurs valeurs. Cet usage repose notamment sur la mobilisation d'exemples archétypaux et d'évaluations globales. Dans le domaine de la gestion de l'eau, l'un des exemples les plus emblématiques de cet usage est probablement celui de la production d'eau potable pour l'agglomération de New York. Il est fondé sur le choix de gestion de l'agglomération de New York qui, voyant la qualité de son eau se dégrader, a décidé de consacrer environ 1,5 milliard de dollars sur dix ans à la réduction des pollutions dans le bassin versant d'alimentation situé dans la région des Catskills située à 150 km plus au nord (Chichilnicky et Heal, 1998). La préservation d'un cadre environnemental de bonne qualité dans cette région a permis, en retour, d'économiser le coût de la construction d'une usine de traitement de l'eau d'un montant estimé à 7 milliards de dollars (plus 400 millions par an de fonctionnement). Depuis la fin des années 1990, cet exemple est abondement repris et mis en avant comme un des exemples gagnant-gagnant de la rentabilité économique de la préservation des écosystèmes.

« Près de 9 millions de personnes vivent à New York ; certaines d'entre elles ne s'en rendent même pas compte, mais elles boivent l'une des meilleures eaux potables au monde. Chaque jour, le réseau d'eau de New York achemine 4,5 milliards de litres d'eau ; les restaurants chics la servent en carafe et, dans les échoppes de pizzas ou de bagels, on affirme que l'eau est l'un des ingrédients clefs qui assurent la qualité de la pâte. Et pourtant, l'eau de New York n'est même pas filtrée ! Le secret de l'excellence de cette eau potable ? Des années de volonté politique pour un service public de qualité, mais aussi la recherche de la rentabilité

économique : la valorisation des services écologiques en actes. » (Extrait du dossier « l'eau de New York » sur le site de l'association Coordination Eau Ile-de-France ; http://eau-iledefrance.fr, publié en avril 2014).

« Une même approche de l'Albarine à New York en passant par Bruxelles ! En 1996, la ville de New York a fait le choix de se lancer dans un programme ambitieux de restauration écologique et de protection des aires de captages d'eau plutôt que de mettre en place des usines de traitement de l'eau potable. Là encore, il s'agissait du choix le plus durable et le plus économique. » (Extrait de la lettre d'information du Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Bassin Versant de l'Albarine, n°14, Juillet 2013).

Un autre exemple souvent mobilisé afin de sensibiliser au rôle des plaines alluviales dans la gestion des crues est celui du Rhin. En effet, sur le secteur Bâle/Worms, plusieurs générations d'aménagements ont profondément modifié le fonctionnement hydrologique du Rhin au cours des 19e et 20e siècles. Si l'implantation de digues et d'épis, ainsi que la construction d'usines hydroélectriques ont permis d'obtenir des résultats satisfaisants en matière de navigation, de protection contre les inondations et de production d'énergie, elles ont également soustrait une large part du lit majeur aux inondations entraînant ainsi une accélération de la propagation du pic de crue à l'aval (Dister, 1992 ; Schmitt *et al*., 2009).Cet exemple constitue un argument dans la promotion des actions de réhabilitation des plaines alluviales.

« De telles "améliorations" ont non seulement dévasté les écosystèmes ripariens, mais ont aggravé la capacité destructrice des crues à l'aval. Une rivière rectifiée, plus courte et plus étroite, avec moins de végétation le long de ses rives, est une rivière plus en pente, qui coule plus vite, et qui a souvent une capacité moindre à absorber des débits importants. Le temps qu'il faut à une crue du haut Rhin pour aller de Bâle, à la frontière suisse, à Karlsruhe, en Allemagne, a été réduit de moitié. Cette accélération accroît le potentiel destructeur des crues et réduit les délais pour évacuer les populations. Elle aggrave aussi les inondations en synchronisant le pic de crue du Rhin avec les pics de crues de ses affluents les plus importants. » (Extrait de Patrick McCully, 2007« Avant le déluge - Crues et changement climatique », rapport annuel de l'International Rivers Network sur les barrages, les rivières et les peuples 2007, International Rivers Network, Berkeley, CA.).

En matière d'évaluation globale, le travail de Costanza *et al.* (1997) reste une référence régulièrement employée afin de souligner la valeur des écosystèmes et, plus spécifiquement, la forte valeur par unité de surface des écosystèmes aquatiques (environ 14 800 et 8 5000 dollars par hectares et par an respectivement pour les zones humides et les lacs et rivières).

« En considérant les milieux humides au sens de la convention Ramsar, par exemple, les estuaires, les herbiers, les récifs coralliens, les lacs et les rivières ainsi que les mangroves, les marais et les plaines inondables, la valeur économique présentée dans cette même étude s'élève à 19 744 milliards de dollars US 1994 par an (Costanza et al., 1997). » (Source : http://www.zones-humides.eaufrance.fr).

Ces exemples n'ont pas vocation à être discutés ni débattus ; ils illustrent la dépendance générale des sociétés humaines aux hydrosystèmes et aux processus biophysiques qui s'y déroulent. Ils donnent des arguments généraux pour justifier le bien-fondé des politiques publiques de préservation ou de restauration des hydrosystèmes. Évidemment, la nature archétypale de ces exemples s'accompagne d'inconvénients majeurs, comme la simplification et la naturalisation des phénomènes. Une fois l'exemple produit, le réceptionnaire n'a

généralement pas accès (ou ne cherche pas à avoir accès) aux précautions d'usages concernant la précision, les erreurs, les présupposés, le contexte géographique, etc. associés à celui-ci. Ainsi, la politique de gestion l'eau dans les régions des Catskills comme processus exemplaire de paiement pour services écosystémiques, a-t-elle été discutée par Isnard et Barraqué (2010) et Laurans et Aoubid (2012) qui portent un regard plus critique sur l'opération. De même, la transférabilité de l'exemple rhénan ou la validité réelle des estimations de Costanza *et al.* (1997) sont discutables. Mais dans cet usage, le plus important est le message général diffusé, la dimension pédagogique de l'exemple qui doit permettre de comprendre facilement le lien entre écosystèmes et bien être humain.

b.2. L'usage d'animation du débat et d'aide à la décision

L'usage de type « animation / aide à la décision » renvoie à la capacité de la notion de services écosystémiques, entre autres, à faciliter les discussions autour d'un territoire donné ou d'une question environnementale. Cette capacité nécessite de mobiliser les acteurs de la gestion des hydrosystèmes au sein de démarches participatives ou collaboratives au cours desquelles chacun exprime et localise des valeurs qu'il attribue à des milieux, des paysages ou des objets de nature au sens large. Dans ce cadre, la notion de services écosystémiques offre une grille de lecture permettant d'identifier un panel de fonctions assurées par les milieux naturels sur un territoire donné en minimisant le risque d'oublier certaines fonctions (Jorda-Capdevila et Rodríguez-Labajos, 2015). Elle permettrait notamment de révéler des valeurs de non-usage généralement peu tangibles (Chevassus-au-louis *et al*., 2009).

Dans le cadre de cet usage d'animation du débat et d'aide à la décision, l'identification des valeurs ne signifie pas nécessairement une évaluation économique des services, il peut en effet s'agir de caractériser l'appréciation qualitative des valeurs paysagères et culturelles d'un tronçon fluvial (voir par exemple Zhu *et al*., 2010 sur la Murray River en Australie). Cependant, cette évaluation économique est possible et, dans ce cas, elle possède plutôt une valeur relative. L'objectif « n'est pas de donner une valeur économique à la nature, ce qui est inutile, mais de traduire la valeur des pertes consécutives à la destruction des écosystèmes en termes qui permettent de comparer les services écosystémiques avec d'autres enjeux sociétaux » (Salles, 2011). Concrètement, cet usage recouvre deux approches différentes : une approche qualitative et une approche quantitative.

Premièrement, la notion de services écosystémique peut être mobilisée de façon qualitative. Les services sont identifiés, éventuellement localisés, et surtout un lien est établi entre processus biophysiques d'une part et services d'autre part. Le service est alors « la porte d'entrée » qui permet à plusieurs acteurs possédant des bagages scientifiques et des parcours individuels différents d'échanger. Par définition, un service requiert un bénéficiaire. L'avantage d'utiliser la notion de services est alors de rendre plus concrète la valeur d'un écosystème. Les acteurs peuvent alors débattre de la nature des interventions envisageables afin de conserver ou de restaurer tel ou tel service en agissant sur les processus qui le génèrent. Cet usage correspond en partie à une déclinaison locale de l'usage pédagogique identifié précédemment, mais il le dépasse. Ainsi, sur la Dordogne, dans le cadre du projet ESAWADI, des ateliers ont été réalisés avec des usagers et les gestionnaires de la rivière afin, premièrement, de sensibiliser les premiers aux liens entre le fonctionnement biophysique de cette rivière (rôle du transport solide, importance de la mobilité latérale du chenal) et les usages effectifs (pêche, canoë, etc.) et, deuxièmement, d'identifier l'impact de l'évolution des modes de gestion de l'hydrosystème sur les services rendus (Catalon, 2015).

Sur l'Ain, la notion de services écosystémiques a également été utilisée au cours des discussions qui ont eu lieu lors de la définition de certaines modalités de gestion par le syndicat de gestion de la basse vallée de l'Ain. Depuis les années 1980, cette basse vallée fait l'objet d'une démarche de gestion intégrée et de nombreuses études scientifiques ont contribué à cette démarche. Le bassin versant et le cours principal de l'Ain ont connu d'importants changements au cours des derniers siècles, notamment le reboisement des versants, l'industrialisation des affluents, la modification des pratiques agro-pastorales et la construction de barrages hydroélectriques (Bravard, 1986 ; Rollet, 2007). La dynamique fluviale de la basse vallée a été sensiblement affectée par ces changements : rétraction et incision du chenal, développement d'un pavage sédimentaire à l'aval des barrages et perte de mobilité de certains secteurs (Bravard *et al*., 1989 ; Piégay *et al*., 2000 ; Rollet *et al*., 2014). Cela entraîne corrélativement des modifications pour les biocénoses : baisse de la diversité de la mosaïque paysagère, régression des zones humides et perte d'habitats piscicoles (Rollet *et al*., 2014). Dans le contrat de bassin, validé par la commission locale de l'eau (CLE) le 19 décembre 2005, l'objectif 1 est le maintien de la dynamique fluviale de la rivière d'Ain. Concrètement, cela s'est traduit par des actions de recharge sédimentaire. Or, lors des débats qui ont conduit à l'adoption de ce contrat, deux types d'arguments ont été mobilisés afin de sensibiliser les membres de la CLE à l'importance de maintenir et de restaurer la dynamique sédimentaire : les arguments écologiques et les arguments liés à la ressource en eau. En effet, l'incision du chenal de l'Ain n'affecte pas uniquement les biocénoses, elle représente un risque d'abaissement du niveau des nappes phréatiques d'accompagnement dans la plaine. Lors de la réunion de la CLE qui a validé le contrat de bassin, ce deuxième groupe d'arguments a clairement joué un rôle plus important que les arguments écologiques. Une figure illustrant ce risque a été longtemps commentée (Figure 57). Cet exemple est intéressant, car il illustre la puissance pédagogique de la notion. En effet, il n'y pas eu d'étude quantifiant la perte de volume d'eau directement liée à l'incision du chenal, mais l'évocation de ce lien entre le processus géomorphologique et le service « alimentation en eau » semble avoir été suffisante. Il illustre également que la notion était intuitivement utilisée avant d'être formalisée puisque le terme « services écosystémiques » n'a pas été utilisé lors des échanges. Mais il montre aussi le rôle d'autres facteurs dans l'aboutissement des débats. En effet, le cas de la basse vallée est une situation peu commune puisque les relations gestionnaires / scientifiques sont particulièrement fortes et anciennes (Bravard *et al*., 1990 ; Piégay *et al*., 2000 ; Rollet *et al*., 2005) et le contexte politique est plutôt favorable (existence de personnalités relais…). Cet exemple montre enfin certaines limites de la notion comme l'occultation de certaines questions : la simplicité de la relation incision/nappe permet de trouver une solution évidente à un enjeu et de ne pas ouvrir le débat vers d'autres questions comme, par exemple, le rôle des pompages agricoles sur la nappe.

Deuxièmement, la notion de services écosystémiques peut être mobilisée de façon plus quantitative. L'objectif est le même que précédemment (animation du débat, aide à la décision), mais, dans ce cas, un panel de services écosystémiques, ou plus souvent d'indicateurs de services, est évalué soit sur la base d'un système ordinal de notes soit sur la base d'une estimation économique (ex. Gilvear *et al*., 2013 ; Meehan *et al*., 2013 ; Vermaat *et al*., 2016 ; Scemama et Levrel, 2016).

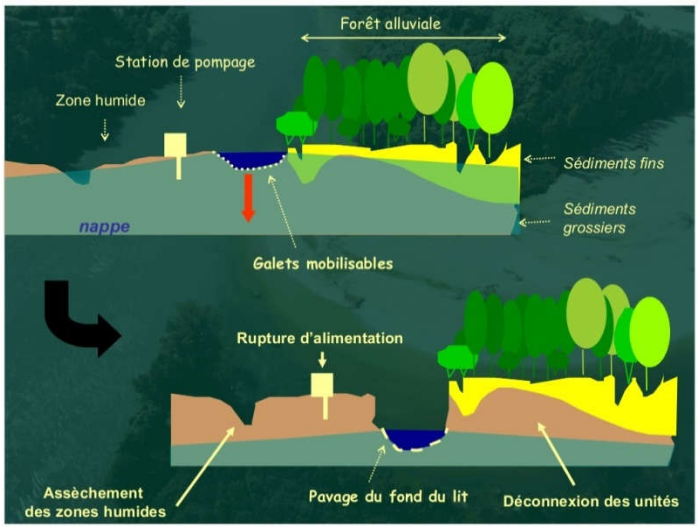


Figure 57. Extrait de la présentation des enjeux en matière de gestion de la dynamique fluviale sur l'Ain réalisée devant la commission locale de l'eau réunie en décembre 2005 en vue d'adopter le contrat de bassin. L'incision est présentée comme ayant des impacts sur les milieux riverains mais aussi sur l'alimentation en eau potable.

Par exemple, Gilvear *et al.* (2013) proposent un système de notes attribuées aux actions de restauration envisageables. La note globale de chaque action est calculée sur la base de sa capacité à améliorer six services (ou plutôt indicateurs de services) : biodiversité, gestion durable des inondations, amélioration de la pêche, qualité physique des habitats, contrôle de pollution diffuse et services culturels. L'impact de chaque action sur chaque service est évalué à dire d'expert et se voit attribuer un score de 0 (pas de bénéfice) à 3 (bénéfice important). Selon les auteurs, ce système permet de hiérarchiser les actions en donnant la priorité aux actions qui maximisent les bénéfices escomptés. Cette approche quantitative recouvre également les analyses coût/bénéfice où les bénéfices escomptés sont examinés au regard des coûts engendrés par la conservation ou la restauration d'un écosystème ou d'un fonctionnement (Loomis *et al.*, 2000 ; Holmes *et al.*, 2004 ; Meehan *et al.*, 2013). Enfin, il est possible de combiner ces deux approches comme le propose Posthumus *et al.* (2010). Afin d'évaluer l'impact de plusieurs scénarios de gestion sur les services rendus par un tronçon fluvial de la rivière Trent dans le comté de Nottingham en Grande-Bretagne, ils associent quatorze indicateurs de services caractérisés par des scores (ex. valeur paysagère, conversation des espèces), des indicateurs économiques (ex. marge nette des activités agricoles) ou d'autres métriques (ex. quantité de carbone stocké).

L'apport de la notion de services écosystémiques aux actions de débats et de prise de décision semble résider essentiellement dans le fait de fournir une grille de lecture multi-usages où les différentes valeurs associées aux écosystèmes sont prises en compte (Jorda-Capdevila et Rodríguez-Labajos, 2015). Elle peut faciliter la définition d'objectifs de gestion et l'adhésion des différents acteurs impliqués. Cependant, en tant qu'outil, la notion de services écosystémiques ne porte pas en elle les conditions organisationnelles du débat ou de la prise de décision, elle ne dit rien de la façon de réduire les tensions entre des usages concurrents. L'usage de la notion de services écosystémiques ne semble pas modifier fondamentalement la nature des processus de gouvernance sous-jacents. Ainsi, le processus politique et l'organisation technique de mise en œuvre de la notion restent prépondérants dans le succès de ces démarches. Au mieux, la notion de services peut-elle permettre d'améliorer la qualité des échanges et des décisions par une meilleure prise en compte de valeurs généralement négligées ? Mais, comme tous les outils de gestion environnementale, l'utilisation de cette notion ne garantit pas ce résultat. En effet, les résultats des systèmes de notes comme ceux des analyses coûts/bénéfices restent très dépendants des conditions de leur mise en œuvre :

qui fixe la liste des services pris en compte ? Comment sont-ils évalués ? Etc. Le risque est alors de produire des résultats soit relativement « évidents » (ex. dans le scénario « intensification agricole » le score « production » augmente) soit considérés comme « objectivement vrais ». De même, les tensions entre savoir expert et savoir vernaculaire ne sont pas résolues par l'usage de la notion de services écosystémiques (Tadaki *et al*., 2015b ; Lespez *et al*., 2016). De fait, l'efficacité de ces approches est très liée au contexte politique dans lequel ils s'insèrent, ce qui limite probablement leur efficacité dans les contextes à forts enjeux environnementaux où les conditions démocratiques échouent à se développer. De plus, cette efficacité est dépendante de la capacité technique à caractériser effectivement les services rendus, ou des indicateurs de services rendus, avec parfois un coût financier hors de proportion avec les objectifs de l'évaluation (Hughes *et al*., 2016).

b.3. L'usage de financement des actions de gestion et de restauration

L'usage de type « financement » repose fondamentalement sur des approches quantitatives (Aubertin et Damian, 2010). Il s'agit de quantifier la valeur monétaire des services rendus, dégradés ou restaurés au sein d'une zone afin de négocier la contribution d'agents économiques au financement des actions de préservation ou de compensation. La notion de services écosystémiques ne modifie pas les fondements de l'analyse économique des ressources environnementales, mais, comme dans l'usage précédent, elle fournit une grille de lecture des objets à caractériser[46].

Par exemple, la notion de services écosystémiques peut être utilisée dans le cas de la compensation, pratique qui a émergé en France depuis la fin des années 2000, qui vise à compenser les impacts résiduels d'une activité, notamment par achat de crédits auprès d'une banque de compensation. La banque attribue ensuite ces crédits, par exemple à des projets de restauration écologique. En théorie, ce processus assure un effet de mutualisation qui se traduit par des économies d'échelle, une meilleure cohérence écologique des projets, des contrôles facilités, de meilleures garanties de pérennité des sources de financement, etc. (Morandeau et Vilaysack, 2012). La compensation est basée sur le principe d'équivalence écologique, géographique, temporelle et sociétale ; la notion de services écosystémiques peut alors être utilisée pour évaluer cette équivalence soit par une approche fonctionnelle (telle fonction est dégradée en lieu donné et doit donc être restaurée ailleurs) soit par une approche économique (les services rendus par tel milieu dégradé valent tant d'euros qui doivent être versés à une banque de compensation).

Cependant, les approches quantitatives de caractérisation des services écosystémiques (pour le financement aussi bien que pour l'aide à la décision) présentent de nombreuses limitations relevant de plusieurs ordres. De fait, la capacité à quantifier économiquement les services est très variable selon la nature du service en raison d'une part de la difficulté technique de mesure du service rendu (Robertson, 2006 ; Oszwald *et al*., 2014) et d'autre part de la faible tangibilité de certaines valeurs (notamment de non-usages) (Chevassus-au-louis *et al*., 2009). La littérature scientifique contient de nombreuses études proposant des méthodes de quantification et de détermination de la valeur économique de nombreux services. Mais, les critiques sont également nombreuses aussi bien sur le plan des présupposés de ces méthodes que des réalisations techniques. Si la quantification des services écosystémiques est compliquée, établir un lien quantitatif entre ces services écosystémiques et le bien-être des sociétés dans un contexte précis, localement, est encore

[46] Pour un exemple de marché développé autour des ripisylves, voir le cas de l'Oregon (Guillozet, 2015).

plus difficile (Ruckelshaus *et al*., 2015). Ainsi, un nombre important de services, notamment parmi les services culturels, sont difficiles, voire impossibles, à évaluer de façon satisfaisante. La caractérisation quantitative des services rendus le long d'un tronçon fluvial ou au sein d'un bassin versant peut alors nécessiter un long et coûteux travail de collecte et de traitement de données inaccessible à la plupart des structures de gestion. Lorsque cette caractérisation n'est pas possible sur le tronçon fluvial ou le bassin, il convient de procéder soit à des estimations (qui donnent souvent des gammes de valeurs très larges), soit à un transfert de valeur. Mais au cours de ce mécanisme se cumulent des erreurs d'uniformité (constance d'un service écosystémique pour un type d'occupation du sol), des erreurs d'échantillonnage et de non-représentativité des sites tests (Nelson *et al*., 2009 ; Plummer, 2009 ; Tallis et Polasky, 2009 ; Eigenbrod *et al*., 2010). Enfin, les méthodes économétriques font l'objet de nombreux débats. Celles qui reposent sur du consentement à payer sont jugées comme peu fiables, et extrêmement variables dans le temps. Celles qui reposent sur des coûts de restauration, ou des manques à gagner, sont les plus utilisées, mais cette utilisation est complexe (Levrel *et al*., 2015) et fortement critiquée : non-sens économique, théories économiques sous-jacentes non valides (rationalité des acteurs, non prise en compte des aspects moraux ou éthiques…), forte imprécision, complexité des mécanismes financiers à mettre en œuvre, etc. (Milanesi, 2010 ; Karsenty et Ongolo, 2012 ; Maris, 2014).

Ces difficultés de mesurer la notion de services se rajoutent à d'autres questions, notamment juridiques, qui rendent très peu probable la création de marchés de la biodiversité – au sens d'un marché comme régi par la loi de l'offre et de la demande. Un numéro spécial de la revue internationale de droit économique a récemment posé les enjeux de la création de marchés pour la compensation et les services écologiques (Doussan et Douai, 2015). Le numéro montre bien que le lien entre les notions de compensation et de services écosystémiques peut s'inscrire dans une logique économique, le substrat des services écosystémiques s'inscrit dans la notion de communs, et relèvent dès lors d'acteurs non économiques (Martin, 2015). Non seulement les équivalences sont extrêmement complexes à trouver, mais leur échange passe par une multitude d'arrangements institutionnels (Boisvert, 2015), qui nous situent loin du marché comme lieu de rencontre de l'offre et de la demande.

Dès lors, il importe de distinguer trois choses : valeurs de la nature, valeur monétaire, et création d'un marché (Espagne *et al*., 2015). La notion de services écosystémiques cherche à renforcer l'idée de valeur de la nature pour le bien-être de l'humanité. La transformation de ces valeurs en une unité monétaire est souvent faite, mais ces valeurs sont peu fiables, que ce soit des valeurs définies par estimation des coûts ou consentement à payer. Elles ont toutefois une utilité, celle de créer une métrique qui permet de mettre les dégradations de la nature en regard d'autres métriques. Mais cela n'implique pas l'entrée dans une sphère marchande tant celle-ci ne repose pas sur des valeurs fondées en droit. Ces limites n'invalident cependant pas les analyses qui montrent que parler de nature en matière de valeurs économiques peut avoir des effets pervers, tant dans les représentations de la nature en jeu (Maris, 2014) que dans les politiques environnementales (Karsenty et Ezzine de Blas, 2014).

Conclusion

Certains auteurs voient dans la notion de services écosystémiques un vecteur d'amélioration des pratiques de gestion des hydrosystèmes : elle permettrait d'améliorer la

définition des objectifs, elle serait intégrative (en matière de disciplines et d'enjeux), elle apporterait des arguments en faveurs de la préservation et de la conservation des milieux, etc. (Chevassus-au-louis *et al.*, 2009 ; Gilvear *et al.*, 2013 ; Jorda-Capdevila et Rodríguez-Labajos, 2015). La dimension intégrative est importante, car elle s'inscrit pleinement dans le cadre de la gestion intégrée de l'eau. En effet, la multifonctionnalité est au cœur de la gestion intégrée et les services écosystémiques, pris dans leur ensemble, offrent une grille de lecture des milieux fondamentalement multifonctions (fonctions culturels, fonctions économiques, fonctions écologiques). Mais l'examen des usages effectifs et potentiels de la notion de services écosystémiques montre qu'avant de répondre à la question « Peut-on se servir des services écosystémiques ? », il conviendrait probablement de se demander « De quoi parle-t-on ? ». De pédagogie, de politique, d'outil opérationnel ? Cette typologie des usages reste à améliorer mais, en l'état, il me semble qu'elle permet de poser le débat. Se baser sur les usages permet de rappeler que les services écosystémiques ne relèvent pas que d'une approche économique, voire qu'ils ne devraient relever que marginalement d'une approche économique. En effet, si les usages de dimension pédagogique semblent pertinents, la plus-value opérationnelle des usages s'appuyant sur une caractérisation plus poussée des services écosystémiques (notamment quantitative, voire économique) peut être discutée compte tenu des limitations méthodologiques liées à la quantification des processus, des fonctions et des bénéfices sociaux associés aux services. Soit cette quantification possède également une dimension pédagogique (« faire sérieux »), et alors les valeurs obtenues servent à donner des ordres de grandeur. Soit cette quantification sert à fonder des décisions, elle alimente un système technocratique à la recherche d'outils d'arbitrages considérés comme objectifs (De Longeaux, 2009), mais dans ce cas l'investissement nécessaire à l'obtention de valeurs correctes rend probablement le processus de quantification peu accessible à la plupart des gestionnaires dans leurs pratiques courantes. Ainsi, clairement, pour certains auteurs, l'utilisation de la notion de services écosystémiques *via* des outils économétriques devrait rester à vocation pédagogique (Salles, 2011). E. Primmer et E. Furman (2012) vont plus loin et soutiennent que l'avenir et la valeur ajoutée de la notion de services écosystémiques en matière de gestion environnementale ne sont peut-être pas dans une évaluation et une cartographie fine des services écosystémiques dans la mesure où elles sont impossibles et n'amélioreront pas nécessairement la gestion ; mais qu'il faut probablement plutôt investir dans la compréhension des processus de gouvernance des services écosystémiques. En effet, la notion ne lève pas les problèmes méthodologiques liés à la caractérisation des milieux et à leur évaluation économique.

L'usage heuristique n'a pas été traité dans cette section, or une partie du succès de notion est probablement liée à son accueil globalement favorable au sein de la communauté des sciences naturelles. Il me semble que cet accueil favorable est peut-être lié au fait que les scientifiques y voient, premièrement, une justification de leurs recherches et une source de financement, deuxièmement, un moyen de sensibiliser le grand public et les décideurs en « simplifiant » un savoir perçu comme trop complexe et troisièmement, un moyen de faciliter les échanges interdisciplinaires autour de problématiques environnementales. Je dois reconnaître que depuis 2009, mon opinion sur la notion a légèrement évolué. En effet, ce n'est pas un concept neutre et je ne percevais pas, en 2009, la charge politique de celui. On pourrait ainsi voir le verre à moitié plein en retenant surtout les dimensions pédagogiques et heuristiques, mais il serait évidemment naïf de penser que ces usages peuvent ignorer les autres. Ainsi, les effets réels de chaque usage restent à analyser finement et à confronter.

Pour conclure, la notion de services écosystémiques ne rend pas le complexe simple. Elle

serait donc principalement un moyen, parmi d'autres, de comprendre, de réfléchir, d'interroger, de débattre, mais probablement pas un outil miraculeux capable de résoudre une question environnementale. Son apport effectif est pour l'instant encore limité et son apport potentiel est contraint notamment par des raisons techniques (en partie insurmontable) de difficulté d'évaluation des services rendus par les écosystèmes fluviaux (Hughes *et al*., 2016). Il existe clairement un besoin de connaissance scientifique sur la nature des services rendus par les cours d'eau, notamment sur les conditions biophysiques et socio-économiques nécessaires à la réalisation de ces services : Où ? Quand ? Pourquoi ? Comment intégrer la forte variabilité spatiale et temporelle des processus ? Comment passer de la connaissance des services rendus à l'échelle d'un site à une échelle plus large ? Mais les enjeux métrologiques ne doivent pas occulter le débat et le choix politique, ils doivent l'alimenter ; en effet, tous les services ne se valent pas (comme le laisseraient penser les méthodes qui évaluent les services par un score unique, cf. Gilvear *et al*., 2013) et tous les enjeux en matière de gestion des hydrosystèmes ne s'évaluent pas en matière de services. Ainsi, le besoin de connaissance concerne également l'analyse des effets réels de la notion de services sur les milieux et les populations dans une large gamme de contextes naturels, institutionnels, sociaux, etc. Cette analyse critique reste encore en grande partie à conduire et passe clairement par la distinction des différents usages qui sont faits de la notion.

1.3. Revenir aux objectifs explicites et aux processus sociopolitiques de leur définition, les alimenter

La plus grande partie de mon activité scientifique en matière de clarification des notions mobilisées dans la gestion biophysique des hydrosystèmes a consisté à analyser une partie des acceptions et des usages de ce que je considérais initialement comme une pratique, la restauration, et un concept, les services écosystémiques. J'espère que cette analyse participe, avec d'autres, à clarifier le débat et à dégager des pistes de recherches.

En matière de clarification, un point saillant ressort de l'analyse des notions de référence et de service écosystémique : le besoin d'une explicitation plus systématique des objectifs et des valeurs qui justifient la mise en œuvre d'une restauration ou le recours à la notion de services. En effet, dans les deux cas, les implicites sont nombreux et ils sont porteurs de malentendus voire de conflits. Étudier, aménager et vivre avec des objets hybrides coconstruits nécessitent une grande clarté dans les valeurs qui sont attribuées aux différentes dimensions constitutives de ces hybrides. Une des façons de clarifier les objectifs consiste peut-être à distinguer ce qui relève du potentiel biophysique et du projet social (Figure 58). De façon schématique, les analyses historiques et biophysiques permettent de définir une gamme d'états et de fonctionnements potentiels dont la connaissance alimente le processus de prise de décision. Cette gamme est définie par la reconstitution de la trajectoire historique du site et par l'étude de sites de référence au sein de la même écorégion. Ces sites doivent être comparables, par exemple appartenir à un type identique, mais présenter un fonctionnement différent (ex. plus dynamique, etc.). La gamme des possibles est d'autant mieux définie qu'elle se base sur des données fiables acquises par des méthodes pertinentes, ce qui a évidemment un coût pour l'opérateur. Les efforts en matière de régionalisation peuvent aider à baisser le coût de ces démarches, mais ils ne pourront probablement pas le rendre nul.

La prise de décision peut s'appuyer sur les valeurs socioculturelles et les services

écosystémiques associés à ces possibles. Par exemple, un fond de vallée boisé sans interventions de gestion non seulement génère un certain nombre de services (et de dyservices) mais il est également porteur de valeurs particulières en matière de relations natures/sociétés (ex. appréciation du caractère sauvage, sentiment d'abandon, etc.). De plus, la prise de décision est également un processus qui s'inscrit dans un contexte social, institutionnel, culturel, économique, etc. qu'il convient d'intégrer à la démarche. Notons enfin que le processus de définition de la gamme des possibles est également influencé par le contexte social dans lequel il est formulé.

In fine, l'articulation entre le fonctionnement potentiel et le projet de territoire représente un exemple particulier d'une dialectique plus globale d'articulation de deux registres, celui du vrai (généralement associé à la Science) et celui du bien (généralement associé à la politique).

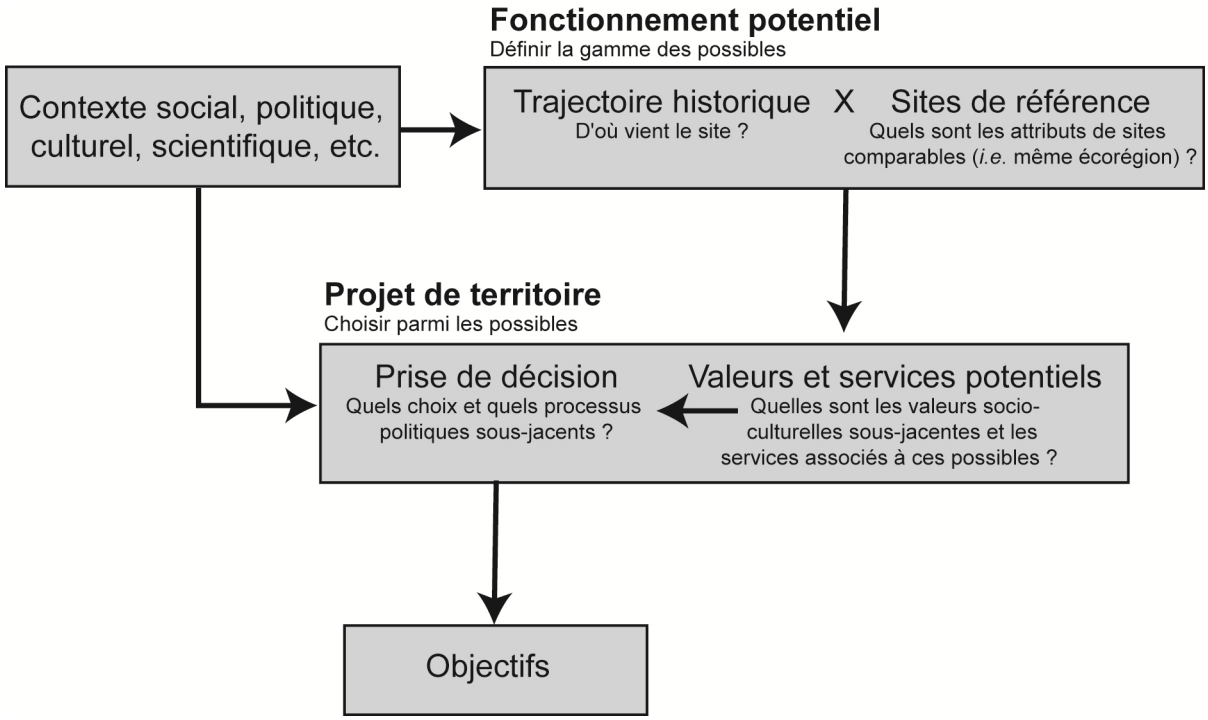


Figure 58. Exemple de processus de définition des objectifs de gestion ou de restauration des milieux

En matière de pistes de recherche, le point précédent implique, d'une part, une analyse des implications sociopolitiques du choix que les usagers font de telle ou de telle acception des notions et, d'autre part, une analyse de la façon dont chacun de ces usages produit, ou pas, des états et des fonctionnements. Cette analyse requiert une part de réflexivité sur les pratiques et l'implication des scientifiques dans les opérations d'évaluation et de gestion environnementale. Des pistes de contribution de la géographie, et notamment des approches biophysiques en géographie, sont proposées en perspectives de ce manuscrit (cf. - 195 -).

Chapitre 2. Proposer des diagnostics, des indicateurs et des méthodes

En parallèle d'un travail réflexif sur les notions, mes activités de recherche en matière de gestion biophysique des hydrosystèmes possèdent également une dimension plus directement opérationnelle. Dans ce chapitre, cette dimension est illustrée par trois exemples :

- un travail de diagnostic réalisé en amont des actions de gestion,
- la réalisation d'un suivi d'une action de gestion, et
- le développement d'indicateurs alimentant les protocoles de diagnostic et de suivi.

2.1. Participer au diagnostic : l'exemple du Bas-Rhône[47]

a. Contexte : la réhabilitation des marges fluviales du Rhône aval

La structure et la dynamique actuelles du Rhône, à l'image de nombreux grands cours d'eau, résultent de la superposition des différentes phases d'aménagements depuis au moins 150 ans, combinées avec les effets des mutations de l'occupation des sols au cours du 19e siècle. Cette superposition est notamment sensible dans la partie aval, où les facteurs locaux se conjuguent avec l'ensemble de pressions qui s'exercent dans l'ensemble du bassin versant. Les aménagements locaux ont provoqué ou induit d'importantes transformations morphologiques dans les systèmes fluviaux : fermeture et colmatage des bras secondaires, contraction de la bande active et accumulations sur les marges, incision du plancher alluvial (Bravard *et al*., 1986 ; Raccasi, 2008 ; Ollero, 2010). Ces mutations modifient les lignes d'eau, particulièrement en crue, affectant localement la sécurité des biens et des personnes lors des inondations. Elles ont aussi produit des paysages très anthropisés, dont les fonctions écologiques ont été fortement modifiées : réduction de la complexité, banalisation et perte de spécificité des boisements riverains, développement d'espèces invasives en lien avec les perturbations anthropiques, modifications de la composition et de la diversité des peuplements piscicoles et benthiques du fait de la modification des régimes hydrologiques (Michelot, 1989 ; Fruget et Dessaix, 2003 ; Gonzalez *et al*., 2010).

Le progrès des connaissances et la modification des pratiques de réhabilitation se traduisent actuellement par une volonté accrue de gérer différemment les lits fluviaux et leurs marges, en proposant notamment des actions de réactivation de la dynamique fluviale (Barthélémy et Souchon, 2009). Ainsi, les expériences visant à concilier la gestion des crues et la conservation de milieux et des espèces se sont-elles développées au cours des 20 dernières années (Downs et Thorne, 2000 ; Baptist *et al*., 2004 ; Golet *et al*., 2006 ; Geerling *et al*., 2008 ; Glenn *et al*., 2008 ; Bravard *et al*., 2009). Cependant, la volonté de concilier plusieurs enjeux est susceptible d'accroître la difficulté de réalisation des actions de réhabilitation (Tableau 16). Un diagnostic biogéomorphologique a ainsi été mis en œuvre, à l'instigation de la Compagnie Nationale du Rhône (CNR) gestionnaire du fleuve, afin d'éclairer les choix de gestion et plus précisément afin d'évaluer la possibilité de réhabilitation.

[47] Section reprise d'un texte publié en 2012 (Provansal *et al*., 2012) et résultant d'un travail collectif qui doit beaucoup à Mireille Provansal et Guillaume Raccasi.

Tableau 16 : synthèse des principaux enjeux identifiés sur le Rhône aval.

Enjeux	Effets potentiels de la réhabilitation	
	positifs	négatifs
Rétablir le transfert sédimentaire	Apports des sédiments remobilisés au littoral en déficit	
Conservation et préservation des milieux et des espèces	Amélioration du fonctionnement écologique des marges (maintien de perturbations) et diversification des habitats par remise en eau d'anciens bras	Risque de favoriser le développement d'espèces comme *Amorpha fruticosa* L., *Ludwigia* spp.
Pollution		Les sédiments remobilisés peuvent contenir des polluants (PCB, métaux)
Navigation		La remobilisation de sédiments peut se traduire des dépôts au sein du chenal et la mobilité de ce chenal incompatibles avec le maintien de la navigation
Risques (crue, érosion des berges)	Abaissement de la ligne d'eau à débit équivalent	(Ré)activation de phénomènes érosifs de terrains privés

b. Évolution morphologique séculaire du Rhône aval et émergence du projet de réhabilitation

L'évolution géomorphologique du Rhône aval et de ses marges au cours des 150 dernières années a été largement étudiée (Arnaud-Fassetta, 2003 ; Antonelli *et al*., 2004 ; Maillet *et al.*, 2007 ; Raccasi, 2008 ; Provansal *et al*., 2014) et a fait l'objet de nombreux travaux universitaires (Sabatier, 2006 ; Zanetti, 2006 ; Robresco, 2008). Les modifications de l'hydrosystème et du système fluvial ont été décrites à partir d'observations de terrain, de carottages associés à des analyses sédimentaires et sur la base de SIG, intégrant les évolutions 2D et 3D à partir d'archives aériennes et cartographiques. Depuis 2009, ces recherches sont soutenues par l'Observatoire des sédiments du Rhône, structure interdisciplinaire labellisée et financée par le Plan Rhône.

Le secteur étudié ici correspond à la plaine de niveau de base sur environ 80 km de long. La diminution de la pente du profil longitudinal (0,56 ‰ entre Avignon et Arles, 0,10 ‰ dans le delta) y réduit la puissance fluviale et favorise le dépôt des sédiments, qui ont construit au cours des siècles une très large plaine alluviale et le delta de Camargue. Dans ce dernier, le Grand et le Petit Rhône écoulent respectivement 90 et 10 % du flux.

Localisé en aval des dernières confluences (Ardèche, Durance et Gard), le système fluvial est influencé par ces affluents méditerranéens, qui contribuent à la formation d'un débit moyen élevé et accentuent les contrastes saisonniers (module annuel 1 800 $m^3.s^{-1}$; crue centennale supérieure à 11 500 $m^3.s^{-1}$ à Beaucaire). L'Ardèche et le Gard génèrent des crues rapides aux effets dévastateurs difficiles à prévenir (crues « cévenoles »). La Durance amplifie les crues d'amont, en durée et en débit. Les flux actuels de sédiments fins (MES, matières en suspension : 1 à 9 $Mt.an^{-1}$ en moyenne) sont précisément mesurés par la station SORA à Arles (Antonelli *et al*., 2008) ; plus de 70% de ces apports transitent lors des crues (> 3000 $m^3.s^{-1}$). La charge de fond, transitant par charriage/saltation, est formée de galets et gravillons jusqu'en aval d'Arles, puis de nappes sableuses dans le delta ; elle ne se déplace que lors des crues.

Depuis la fin du 19e siècle, trois facteurs ont profondément modifié le fonctionnement et la morphologie du chenal et de ses marges sur le Rhône aval :

- la fréquence et la hauteur des crues ont diminué depuis la fin du 19e siècle en lien avec la fin du Petit Âge glaciaire (Pichard, 1995). La décennie 1993-2003 a cependant connu une récurrence de crues majeures, dont la crue centennale de 2003 (11500 $m^3.s^{-1}$ à Beaucaire).
- les flux sédimentaires ont été fortement réduits (Provansal et Bravard, 2009). L'apport de limons a diminué de plus de 80% depuis un siècle, en relation avec la déprise agricole et les reboisements artificiels et spontanés dans le bassin versant ; les MES sont en outre piégées dans les aménagements fluviaux en amont (barrages réservoirs alpins, casiers Girardon sur le Rhône). L'alimentation en charge de fond grossière (sables, galets) a été pratiquement interrompue, du fait des prélèvements dans le lit des affluents, de la dérivation du débit naturel de la Durance dans le canal EDF et des aménagements hydroélectriques CNR sur Rhône.
- à partir des années 1860, l'ingénierie fluviale a modifié localement les conditions d'écoulement par des aménagements répondant successivement à des objectifs différents. Après les crues catastrophiques des années 1840-1856, les digues de protection contre les inondations ont été homogénéisées et confortées sur tout le linéaire jusqu'aux embouchures. Pour les besoins de la navigation à vapeur, les travaux de rectification du chenal s'étalent de 1870 à 1930 (Poinsard, 1992 ; Raccasi, 2008). La fermeture systématique des bras secondaires, déconnectés du chenal par l'amont, les transforme en lônes marécageuses ; des digues submersibles longitudinales réduisent la largeur du chenal et créent des sinuosités de grande amplitude pour faciliter la navigation ; leur action est renforcée par les « casiers » Girardon (du nom de leur inventeur), qui favorisent les atterrissements latéraux et accentuent la concentration du flux dans un chenal unique subrectiligne (Figure 59). Enfin, l'aménagement de l' «escalier hydroélectrique» du corridor rhodanien est réalisé entre la fin de la Seconde Guerre mondiale et la fin des années 1970 par la CNR : le secteur étudié se situe à l'aval du dernier barrage, celui de Vallabrègues, édifié en 1974.

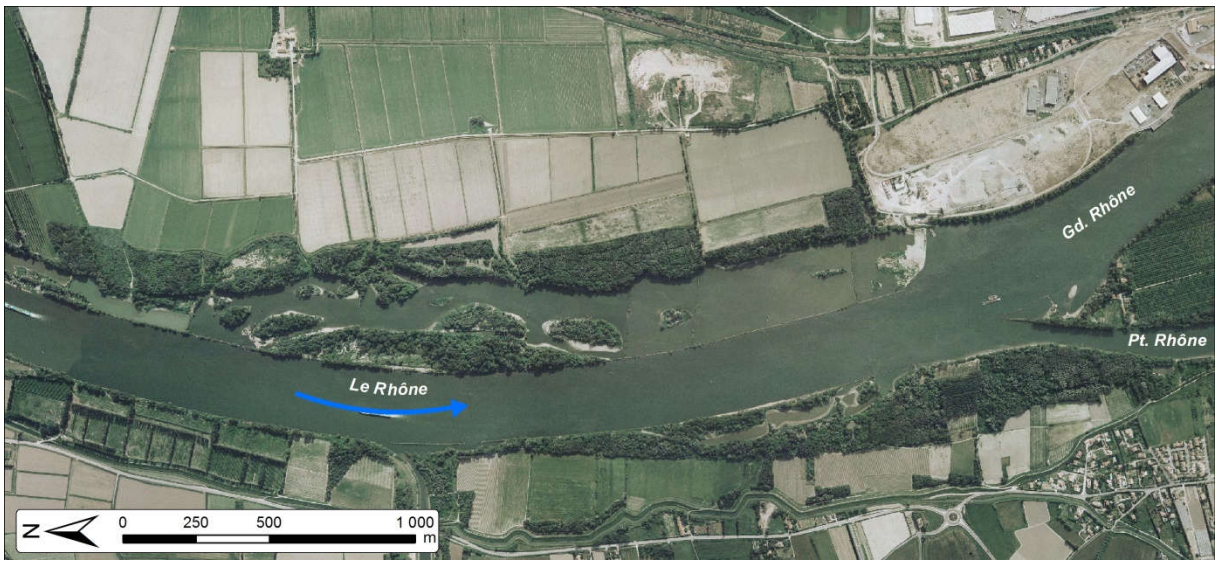


Figure 59. Digues submersibles et casiers en amont de la diffluence : les bancs mobiles sont désormais fixés et végétalisés, souvent accolés à la berge

La conjonction de ces facteurs de contrôle a profondément modifié la géomorphologie fluviale depuis 150 ans. Premièrement, les digues isolent les ségonnaux proches du fleuve, qui sont désormais seuls submergés lors des crues. Ces espaces concentrent les apports sédimentaires sur une bande étroite conquise par la ripisylve. Les bras secondaires barrés, et la plupart des casiers, sont atterris par une accumulation fine, à dominante limoneuse, épaisse de plusieurs mètres. La plaine, ancien lit majeur du fleuve, est désormais privée d'apports sédimentaires lors des crues. La comparaison des topographies y montre une accrétion très faible sur le tronçon Beaucaire-Arles (< 1m) entre 1870-2008 (Raccasi, 2008). Deuxièmement, la réduction des apports grossiers et le rétrécissement de la section d'écoulement ont favorisé la simplification de la bande active fluviale et l'approfondissement du chenal dès la fin du 19e siècle. Le fleuve subit une métamorphose, passant d'un style tressé, caractérisé par des bancs mobiles de graviers ou de sables, des îlots couverts de végétation basse et des bras secondaires fonctionnels, à un style sinueux, à chenal unique avec des bancs de sable accolés aux berges (Arnaud-Fassetta, 2003 ; Antonelli *et al*., 2004). L'incision du plancher alluvial est importante (entre -3 et -15 m) et très rapide à proximité des ouvrages. Elle est réalisée plus précocement (avant 1950) entre Arles et la mer, où la charge de fond sableuse est très mobile, plus tardivement (après 1950) sur le tronçon à charge graveleuse en amont d'Arles (Antonelli, 2002 ; Raccasi, 2008). Enfin, les ouvrages hydroélectriques de la CNR n'ont induit que des modifications à la marge sur les flux de MES, car ils deviennent « transparents » lors des crues. Néanmoins, la rétention d'une partie de la charge de fond dans les anciens bras, court-circuités par le canal usinier, explique l'érosion localisée du chenal en aval du barrage de Vallabrègues.

Il n'est pas toujours possible de séparer nettement le rôle spécifique de chacun de ces facteurs, mais la plupart des études soulignent l'importance des aménagements locaux (Arnaud-Fassetta, 2003 ; Raccasi, 2008 ; Provansal et Bravard, 2009). Depuis quelques décennies, le système fluvial semble néanmoins s'être stabilisé et avoir atteint globalement un état d'équilibre (Antonelli, 2002).

L'évolution séculaire a eu plusieurs conséquences importantes. D'une part, elle a transformé et en grande partie figé l'écosystème fluvial : l'élévation des marges alluviales et l'absence de nouveaux dépôts sédimentaires significatifs ont fait évoluer les forêts rivulaires de bois tendre vers des boisements vieillis, à proportion croissante de bois durs. D'autre part, elle a modifié les conditions hydrauliques notamment en période des crues, du fait de la réduction de la section d'écoulement. L'endiguement du fleuve a pu donner l'illusion d'une maîtrise globale, mais les crues majeures de la dernière décennie, qui ont gravement affecté les espaces périurbains, ont montré qu'il n'en était rien. Enfin, la réduction des apports d'amont, amplifiée par les stockages latéraux dans les aménagements, est un des facteurs du recul du littoral du delta (Provansal *et al*., 2003 ; Sabatier *et al*., 2006).

Dans lignée d'expériences menées sur d'autres tronçons du Rhône amont et moyen (Lamouroux *et al*., 2004 ; Bravard *et al*., 2009), la CNR a donc décidé de mettre en œuvre un projet de réhabilitation des marges du Rhône aval, avec plusieurs objectifs : diminuer les hauteurs d'eau en crue, reconnecter des anciens bras pour amélioration des conditions écologiques du tronçon et contribuer à la réactivation sédimentaire jusqu'à l'embouchure.

c. Stratégie d'intervention et de réhabilitation

La mise en œuvre d'un projet de réhabilitation des bras secondaires passe par une évaluation de sa faisabilité technique, administrative et financière et de son efficacité

scientifique potentielle. Il faut sélectionner les sites pertinents sur lesquels un diagnostic posé sur la base des études antérieures sera éventuellement complété par l'acquisition de données supplémentaires. Il faut évaluer ensuite la pertinence de la restauration quant à son efficacité probable.

c.1. Identification des sites potentiels

Le choix des sites est un problème classique dans les projets de restauration des milieux fluviaux à large échelle, dans un souci de prioriser les tronçons sur lesquels le maximum d'effets est attendu (Beechie *et al*., 2008). Dans le cas de tronçons fortement anthropisés, le choix est plus souvent résolu par l'élimination des sites sur lesquels l'intervention est délicate à mettre en œuvre pour des raisons techniques, politiques ou foncières (ex. Dufour *et al*., 2004). Sur le Rhône aval, le premier critère de sélection a été l'extension du domaine public fluvial, afin d'éviter ou de limiter les démarches sur les terrains privés, l'idée étant d'étendre ensuite éventuellement le périmètre si les premières actions se révélaient efficaces. Sur les 80 km concernés, 3 sites potentiels ont donc été sélectionnés, correspondant aux lônes de Pillet (longueur 3,7 km) et Ranchier (1,2 km) sur le Rhône entre Beaucaire et Arles et à la lône de Cassaïre (4,5 km) sur le Grand Rhône dans le delta.

c.2. Méthodologie du diagnostic biogéomorphologique

L'objectif du diagnostic est de caractériser (i) l'épaisseur et la nature des colmatages sédimentaires, (ii) le type de la végétation et la dynamique des espaces forestiers, (iii) les conditions hydrauliques nécessaires à la remise en eau et à la mobilisation des sédiments (définition des lignes d'eau et débits morphogènes nécessaires, calcul des forces tractrices). Le diagnostic repose sur plusieurs études préalables (Antonelli, 2002 ; Villiet, 2005 ; Zanetti, 2006 ; Monaco, 2008 ; Raccasi, 2008), complétées par des recherches additionnelles. Plusieurs méthodes ont été associées.

Des SIG diachroniques ont été réalisés à grande échelle sur la base d'archives cartographiques, bathymétriques et photographiques, disponibles depuis 1876 ; ils décrivent l'historique des aménagements, l'extension et l'épaisseur des colmatages, les modifications morphologiques du chenal et permettent ainsi de caractériser les changements du fonctionnement hydraulique. L'étude des étapes de la colonisation forestière depuis 1950, établie à partir de la photo-interprétation, a été complétée par des relevés de la végétation actuelle (ex. liste d'espèces par strate) et des carottages dendrologiques pour connaître l'âge des peuplements.

Des carottages sédimentaires (longueur 2,5 m) et des sondages au pénétromètre PANDA ont permis de mesurer l'épaisseur des colmatages. La chronologie des dépôts a pu être établie par le dosage des radionucléides (137 Cs et 241Am) issus de l'usine nucléaire de Marcoule depuis 1960 et du 210Pb, marqueur des retombées atmosphériques (Eyrolle *et al*., 2006 ; Rolland, 2006 ; Provansal *et al*., 2010, 2014). Chaque site a fait l'objet d'analyses stratigraphiques et granulométriques (granulomètre laser Beckman-Coulter LS 230, IRSN La Seyne/mer). Enfin, les calculs des vitesses d'écoulement et forces tractrices nécessaires à la remobilisation sédimentaire ont été réalisés par la CNR (pour le détail des calculs, cf. CEREGE / CNR, 2008).

c.3. Diagnostic biogéomorphologique des sites potentiels retenus

Les 3 sites correspondent à d'anciens bras secondaires, fermés et transformés en lônes entre 1870 et 1905 par l'édification de seuils transversaux et de digues longitudinales,

confortées ensuite par des épis ou des casiers. Ces aménagements ont provoqué le colmatage sédimentaire et l'exhaussement des lônes, la simplification, le rétrécissement et l'approfondissement du chenal principal. Les principaux résultats du diagnostic sont synthétisés dans le Tableau 17.

Tableau 17 : synthèse des résultats du diagnostic biogéomorphologique.

	Pillet	Ranchier	Cassaïre
PK ; Rive	PK 272-276 ; RD	PK 275-276 ; RG	PK 303-307 ; RG
Longueur ; Largeur	3,7 km ; 200 à 300 m	1,2 km ; 110 à 200 m	4,5 km ; 1 à 10 m
Connexion amont	2500 $m^3.s^{-1}$	Rare, crues >8000 $m^3.s^{-1}$	Rare, crues >8000 $m^3.s^{-1}$
Connexion aval	permanente	à partir de 2000 $m^3.s^{-1}$	permanente
Végétation	En 1876, formation arbustive et pionnière (oseraie) Actuellement, forêt-galerie à *Salix alba* et *Populus alba* Largeur 10 à 150 m Entretien depuis 2007	En 1876, formation arbustive et pionnière (oseraie) Actuellement, forêt-galerie à *Salix alba* et *Populus alba* Largeur 10 à 70 m Pas d'entretien	En 1876, formation arbustive et pionnière (oseraie) Actuellement forêt-galerie à *Salix alba* et *Populus alba* Largeur < 10 m A l'aval, *Amorpha fructicosa* + communauté pauvre en espèces
Aménagement / historique	Digue transversale submersible et épis amont (1876)	Digue transversale submersible et épis amont (1876) Casier de fermeture aval (1905)	Digue transversale submersible amont (1876) + épis entre 1876 et 1907 Lône curée par les riverains
Carottages, sondages PANDA	5 carottages, 15 PANDA	3 carottages	1 carottage, 8 PANDA
Comblement	Surface réduite de 70% Epaisseur : 5 m à l'amont, 1 à 3 m dans le reste de la lône volume : 1millions de m^3	Surface réduite de 92% Epaisseur : 8 m à l'amont, 3 à 6 m à l'aval volume : inconnue	Surface réduite de 89% Epaisseur : 7 à 5 m Volume : = 0,85 M m^3
Type de dépôts	Galets et sables à la base Limons et limons sableux Sables au sommet	Limoneux fins et limons argileux Sables limoneux au sommet	Sables grossiers et moyens à la base Limons et limons argileux Lit sableux sommital.
Période de sédimentation	Postérieure à 1950	Postérieure à 1950	Antérieure à 1950
Vitesse d'écoulement pour Q10 (Amont et aval du site)	0,46 et 0,29 $m.s^{-1}$	0,52 et 0,37 $m.s^{-1}$	0,18 et 0,21 $m.s^{-1}$

L'évolution est la plus précoce sur le site de Cassaïre, dans le delta (Figure 60) : on observe dès le début du 20e siècle un enfoncement du plancher alluvial et une rétraction en largeur du chenal, due à la stabilisation des îles et leur accrétion à la berge. L'ancien bras secondaire est rapidement transformé en lône (Figure 61A). Celle-ci est connectée par l'aval au chenal principal, mais n'est inondée par l'amont que lors des très fortes crues (Q 100). L'accumulation sédimentaire, d'épaisseur décroissante vers l'aval, est estimée entre 5 et 7 m d'épaisseur, soit environ 850 000 m^3 (Figure 60). La largeur de la lône initiale s'est rétractée de 89%. Les sondages PANDA et le carottage réalisé à l'amont montrent à la base des sables grossiers, caractéristiques de dynamiques énergiques proches du chenal ; ils passent vers le haut à des limons et des limons argileux d'inondation, séparés par quelques lits sableux. Un

lit sommital de sables est lié à la puissante crue de décembre 2003. Les radionucléides indiquent que ce dépôt est antérieur aux rejets de l'usine de Marcoule. La végétation arbustive pionnière initiale a été remplacée par des champs cultivés et par une étroite forêt-galerie à *Populus alba* et *Salix alba*, appauvrie et relayée à l'aval par la présence d'*Amorpha fructicosa.*

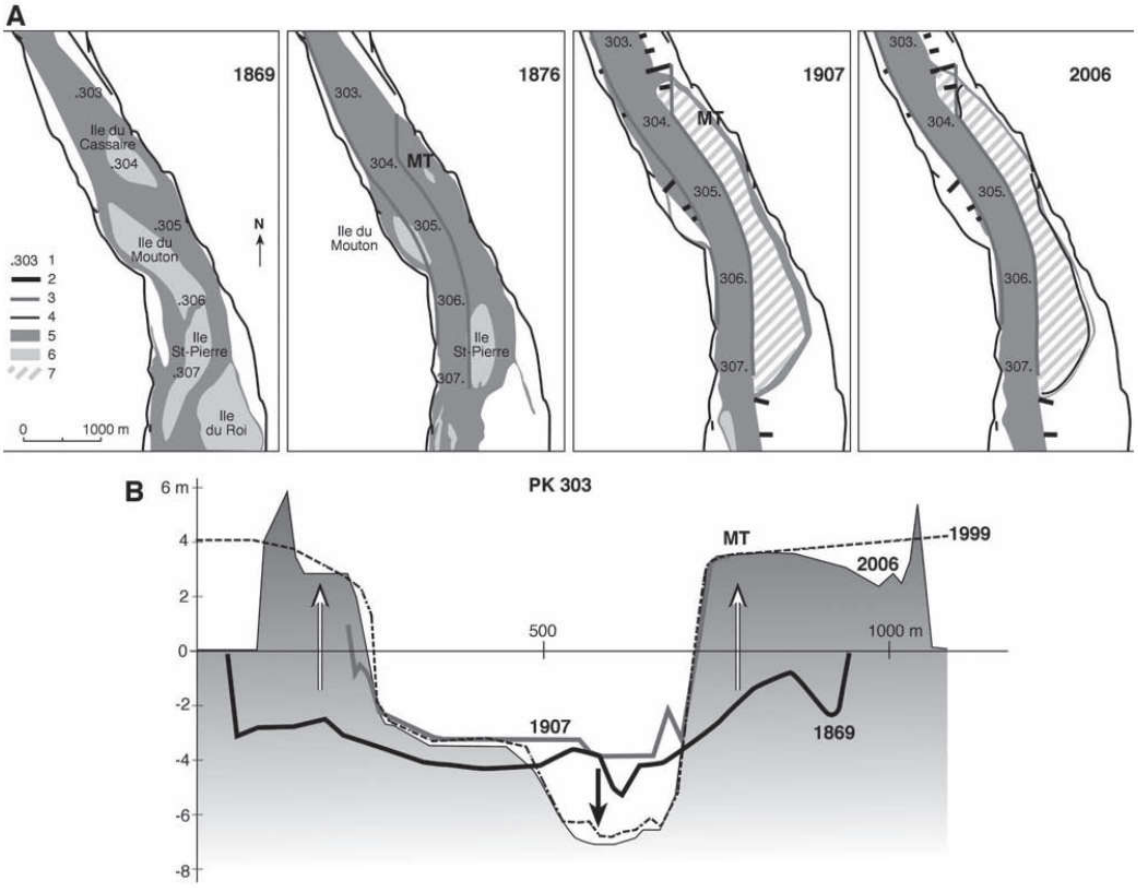
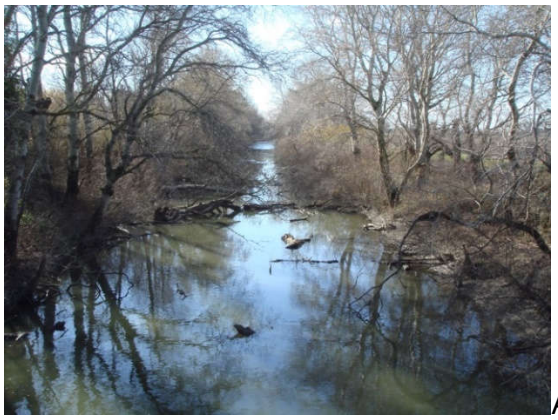


Figure 60. Evolution séculaire du système fluvial sur le site de Cassaïre (Grand Rhône) A) Évolution 2D de la bande active. 1. points kilométriques (PK); 2. épis; 3. digue (1860); 4. digues submersibles, casiers Girardon; 5. chenal en eau; 6. Bancs sableux mobiles; 7. îles ou berges fixées et végétalisées ; B) Évolution verticale du système fluvial (chenal, berges), 1869-2006 (Provansal *et al.*, 2012).


A)

B)

Figure 61. A) lône de Cassaïre, B) lône du Pillet.

En amont d'Arles, l'évolution est comparable, mais elle est plus tardive : amorcée en 1906, elle est encore en cours en 1950 sur la lône du Pillet et encore inachevée dans celle de Ranchier en 2003.

La lône du Pillet (Figure 61B), connectée de façon permanente au chenal principal par l'aval, se reconnecte par l'amont à partir de 2500 $m^3.s^{-1}$. Le colmatage, d'épaisseur variable et décroissante vers l'aval, épais de 8 mètres à l'entrée de la lône, 1 à 2 mètres vers l'aval, atteint environ 1 million de m^3. La largeur de la lône initiale s'est rétractée de 70 %. Les dépôts reposent à leur base sur une nappe de galets, puis des lits sableux, hérités du système tressé de la fin du 19e siècle. Les faciès fins (limons, limons sableux) constituent l'essentiel du colmatage. Les radionucléides indiquent qu'ils sont contemporains des rejets de l'usine de Marcoule (1960-1990). À leur sommet, à l'amont de la lône, les violentes crues de la décennie 1993-2003 ont déposé 1 à 2 mètres de sables grossiers. La végétation pionnière du siècle précédent a été remplacée une forêt-galerie à *Salix alba* et *Populus* sp., large 10 à 150 m, ancienne (au moins post 1950, quelques arbres d'environ 90 ans), qui s'est densifiée à partir de la période 1962-1979. Depuis 2007, le lit de la lône a été déboisé par la CNR.

La lône de Ranchier est connectée par l'aval au chenal principal à partir de 2000$m^3.s^{-1}$, par l'amont uniquement lors des fortes crues. Le colmatage est décroissant vers l'aval (8 mètres à l'entrée de la lône, 3 à 6 mètres vers l'aval), soit environ 1 million de m^3. La largeur du bras initial s'est rétractée de 92%. Le colmatage est constitué de faciès fins (limons fins et limons argileux), recouverts par quelques décimètres de sables limoneux au sommet. Il est également contemporain des rejets de l'usine de Marcoule. La végétation pionnière initiale a été remplacée une forêt-galerie étroite (10 à 70 m) et déjà ancienne (> 60 ans) à *Salix alba* et *Populus alba*, caractérisée par un embroussaillement dense et sa richesse en bois mort.

Ce diagnostic fait apparaître l'importance du colmatage des lônes, donc de la perte en surface disponible pour l'écoulement des crues par rapport à l'état du système fluvial au milieu du 19^e siècle. La compilation des études antérieures montre qu'environ 34,3 millions de m^3 ont été stockés dans les marges alluviales sur le Rhône aval, entre Orange et la Mer, depuis la fin du 19e siècle (Antonelli, 2002 ; Maillet et al., 2007 ; Raccasi, 2008). La granulométrie de ces dépôts est hétérogène, généralement plus grossière à la base (galets, sables) et au sommet (sables, limons sableux), plus fine (limons, limons argileux) dans leur partie médiane. Elle varie également d'un site à l'autre (très fine dans la lône marécageuse de Ranchier, plus grossière dans les 2 autres lônes) et entre l'amont (plus grossier) et l'aval (plus fin) de chaque site. Ces variations conditionnent la cohésion potentielle, donc la résistance des sédiments à l'érosion. Enfin, sur tous les sites, la densité du couvert végétal, et particulièrement de son système racinaire, augmente la rugosité, donc la force tractrice nécessaire à la remobilisation hydraulique.

c.4. Diagnostic hydraulique et pérennité de la réactivation

Un des points cruciaux des actions de réouverture de bras morts et de réactivation des marges fluviales réside dans la pérennité des mesures adoptées. Geerling *et al.* (2008) montrent qu'après seulement 9 ans le gain hydraulique des excavations réalisées le long de la rivière Waal aux Pays-Bas est annulé par de nouveaux dépôts sédimentaires et le développement de la végétation. De même, sur le Rhône à l'aval de Lyon, Amoros *et al.* (2005) observent que, dans certaines configurations hydrauliques, des dépôts sédimentaires importants peuvent se former rapidement après la réouverture d'un bras et donc limiter l'efficacité des actions en matière de compétences hydrauliques. La réactivation efficace des

marges fluviales nécessite donc le maintien d'une dynamique pérenne qui permette de limiter la sédimentation, non seulement pour conserver une section d'écoulement suffisante, mais aussi qui assure le maintien des milieux pionniers ou juvéniles.

Afin d'évaluer la pérennité des actions de remobilisation sédimentaires envisagées sur le Rhône aval, la CNR a analysé les capacités d'autocurage lors des crues considérées comme morphogènes (CEREGE / CNR, 2008 ; Makosso, 2009). Le calcul des forces tractrices t et tractrices critiques a été effectué pour 4 débits caractéristiques, de Q_1 à Q_{10} (4000, 6000, 7500 et 8400 $m^3.s^{-1}$). La capacité de remise en suspension versus redéposition des sédiments a été estimée par comparaison de la vitesse de suspension et de la vitesse de chute des matériaux (cette dernière étant évaluée par la méthode de Valembois) (CEREGE / CNR, 2008).

Ces calculs mettent en évidence une capacité d'autocurage significative pour les sites de Pillet et de Ranchier mais trop faible pour le site Cassaïre en lien avec les conditions hydrauliques de ce tronçon. Ainsi, la remobilisation sédimentaire du colmatage de la lône du Pillet était potentiellement possible à partir de la crue annuelle (Q_1, dont le débit de 4000 $m^3.s^{-1}$ est atteint au moins 10 jours.an^{-1}). Ils confirment les observations antérieures sur l'érosion naturelle des berges (Villiet, 2005 ; Villiet et Hellal, 2006). Ils ne tiennent cependant pas compte de la rugosité liée à la végétation, qui réduit sensiblement la force tractrice. La réactivation de la dynamique érosive nécessite donc un essartage de la ripisylve, voire un dessouchage des grands arbres, pour amorcer et entretenir l'érosion. Ces calculs, effectués à proximité de la berge, n'intègrent pas non plus le ralentissement des eaux pénétrant dans la lône. L'efficacité de l'action suppose donc aussi d'entretenir régulièrement l'entrée de la lône, qui a tendance à se colmater. Sur le site de Ranchier, il conviendrait également de creuser une amorce de chenal sur 2 mètres de profondeur afin d'enclencher le processus par l'amont. Sur le site de Cassaïre, en revanche, la faible pente d'énergie du fleuve génère des conditions hydrauliques peu favorables à un autocurage des sédiments ; il conviendrait donc d'y maintenir artificiellement un chenal d'écoulement par des moyens mécaniques.

d. Discussion : intérêts et inconvénients de la réhabilitation des lônes

La réhabilitation des anciens bras secondaires par la remobilisation sédimentaire implique plusieurs conséquences, qu'il convient d'examiner et de discuter.

Les conséquences écologiques sont souvent les plus visibles. En effet, les relevés de végétation mettent en évidence l'absence de régénération d'espèces pionnières (comme le peuplier blanc) dans la situation actuelle de boisements vieillis. Leur préservation passe donc nécessairement par la restauration de processus érosifs (Baptist *et al.*, 2004 ; Geerling *et al.*, 2008), qui permettent de recréer les conditions de leur maintien naturel dans le système. Mais, la capacité à prédire le type d'habitats et d'espèces attendus est limitée par la difficulté d'identifier des éléments de références et le développement d'espèces invasives (par exemple *Amorpha fruticosa*). Enfin, la plupart des boisements actuels dans les secteurs riverains du Rhône sont protégés par la réglementation Natura 2000. La réactivation de l'érosion pourrait donc se traduire par une perte d'habitats de haute valeur écologique sans que nous soyons capables d'assurer le gain écologique en retour.

La remobilisation alimente le fleuve en sédiments, qui pourraient participer à lutter contre le déficit des apports au littoral. Mais les calculs montrent que le déficit sédimentaire du littoral est très nettement supérieur aux volumes potentiellement remobilisables durant les crues. D'autre part, la majeure partie des sédiments sont des limons, qui ne peuvent pas soutenir la stabilité des plages sableuses. Ils sont exportés au large et ne participent donc pas

au budget sédimentaire littoral.

La réactivation de la dynamique fluviale comporte aussi un risque, en partie non prévisible, de déstabilisation latérale des berges, en fonction du rythme, de l'ampleur et de la spatialisation de l'érosion latérale. Son rythme est tributaire de la dynamique hydrologique : ainsi sur le tronçon Beaucaire/Arles le nombre de jours de débits Q_2 varie entre 25 $j.an^{-1}$ en 2001/2003 et 3 $j.an^{-1}$ en 1996/1998. Cet élément est difficile à anticiper et nécessite d'inscrire les actions de réactivation dans la durée, avec un ajustement progressif. L'ampleur et la localisation de l'érosion peuvent être anticipées par une expertise de la sensibilité des sites. Sur le site du Pillet, le risque est faible compte tenu d'une vulnérabilité réduite, comme sur celui de Cassaire, en raison de conditions hydrauliques modérées. Mais il est sensible sur le site de Ranchier du fait de la présence d'habitation en bord de lône.

Enfin, un argument souvent avancé est que l'érosion pourrait accroître la section d'écoulement, avec des conséquences positives sur les niveaux de crues. Les études de modélisation hydrauliques réalisées par la CNR ont en effet montré un gain modeste, qui ne dépasse pas quelques centimètres et ne peut donc pas justifier à lui seul le financement de telles opérations. La restauration des marges alluviales par la restauration sédimentaire a donc essentiellement une justification d'ordre écologique. À ce titre, elle s'inscrit bien dans plusieurs finalités de Plan Rhône, (développer très rapidement). Sa mise en œuvre devrait être mise en cours sur quelques sites le Rhône moyen. Sur le Rhône aval, les études de diagnostic préalable n'ont pas débouché sur une démarche opérationnelle. Il est probable que le risque de crues demeure ici la préoccupation majeure de la collectivité, qui s'est orientée prioritairement vers des actions de confortement des ouvrages existants. D'autres éléments non abordés ici doivent évidemment accompagner ce type de démarche comme la prise en compte des acteurs dans leur diversité (Golet *et al.*, 2006 ; Barthélémy et Souchon, 2009)

2.2. Suivre des actions de gestion : l'exemple de la restauration de la Sélune[48]

Introduction

Le besoin de suivi des actions de gestion, et notamment de restauration, est un enjeu régulièrement mis en avant (Brierley et Fryirs, 2008 ; Morandi et Piégay, 2011 ; Gonzalez *et al.*, 2015). La principale justification concerne l'évaluation de l'efficacité technique de l'action qui nécessite un retour sur ces effets. Cette évaluation peine à se développer de façon systématique pour différentes raisons : absence d'intégration dans la planification initiale des projets, limitations budgétaires, etc. Parmi ces limitations, la dimension méthodologique constitue un verrou important. En effet, une évaluation pertinente doit reposer sur des méthodologies adaptées à l'objet et à la thématique. Dans le cas de la restauration des cours d'eau, trois exigences structurent fortement le développement d'outils d'évaluation pertinents et opérationnels ; ces outils doivent permettre un suivi (1) temporellement fréquent et souple (ex. mobilisation rapide après une crue), (2) sur des linéaires importants (plusieurs kilomètres) et (3) suffisamment fin au niveau de la résolution spatiale pour caractériser l'état de petits objets (échelle submétrique). De fait, les approches de

[48] Section reprise d'un texte soumis à publication (Laslier *et al.*, soumis) et résultant d'un travail collectif qui doit beaucoup à Marianne Laslier, Jean Nabucet et Laurence Hubert Moy.

télédétection sont fortement interrogées dans leur capacité à améliorer les conditions de suivi (Dawson *et al.*, 2016).

Dans le cadre du programme de suppression des barrages de la Sélune, des travaux sont en cours afin d'analyser l'apport des données drones et LiDAR à retour d'onde complet dans les opérations de suivi (Laslier, Thèse en cours). Cette analyse est également l'occasion de suivre le processus de recolonisation dans un cadre géographique où les surfaces nues dans la bande active sont rares du fait de faible mobilité latérale des berges. Cela représente donc une opportunité unique d'observer le processus de colonisation et de succession des bancs alluviaux des petits cours à faible et moyenne énergie du nord-ouest de la France. Pour cela un suivi par drone a été réalisé à haute résolution spatiale et temporelle (une image tous les deux mois entre janvier et juillet 2015) sur un site localisé dans la retenue. À chaque date d'acquisition drone, des relevés botaniques (abondance des espèces, recouvrement, occupation du sol) ont également été réalisés dans des quadrats d'un mètre carré distribués le long de transects perpendiculaires au cours d'eau.

a. le suivi du recouvrement de végétation

L'analyse des images drones montre une végétalisation très rapide dans le temps (Figure 62). Alors que l'abaissement du plan d'eau intervient en fin d'hiver, dès le mois de juillet, le recouvrement moyen du banc par la végétation est de 90%. Ce résultat est cohérent avec la texture, l'humidité et la richesse en nutriments et en graines du substrat qui sont autant de facteurs favorables au développement végétal, ainsi qu'avec les résultats de Tszydel et Kruk (2015) sur la retenue du lac Drzewieckie en Pologne. En revanche, la cartographie de la dynamique intra-annuelle de cette couverture montre un processus parfois non linéaire avec des pertes de couvert végétal entre deux dates pour certaines zones et gain de couvert pour d'autres zones (zone E sur la Figure 63).

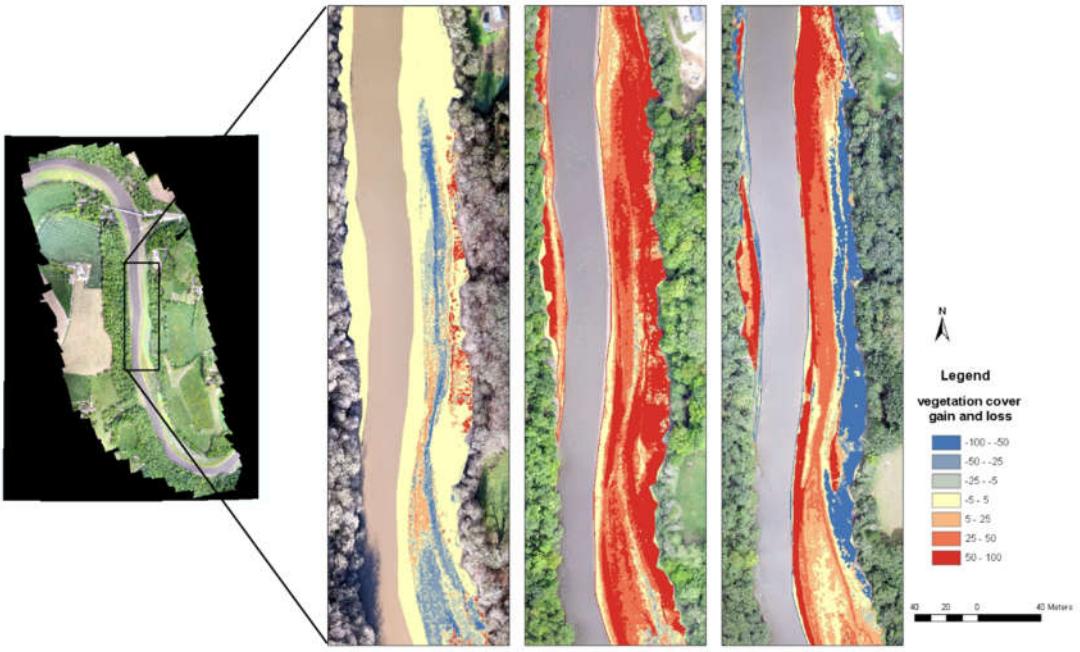


Figure 62. Dynamique de colonisation végétale d'un banc dans l'ancien lac de barrage de la Sélune (Laslier *et al.*, soumis).

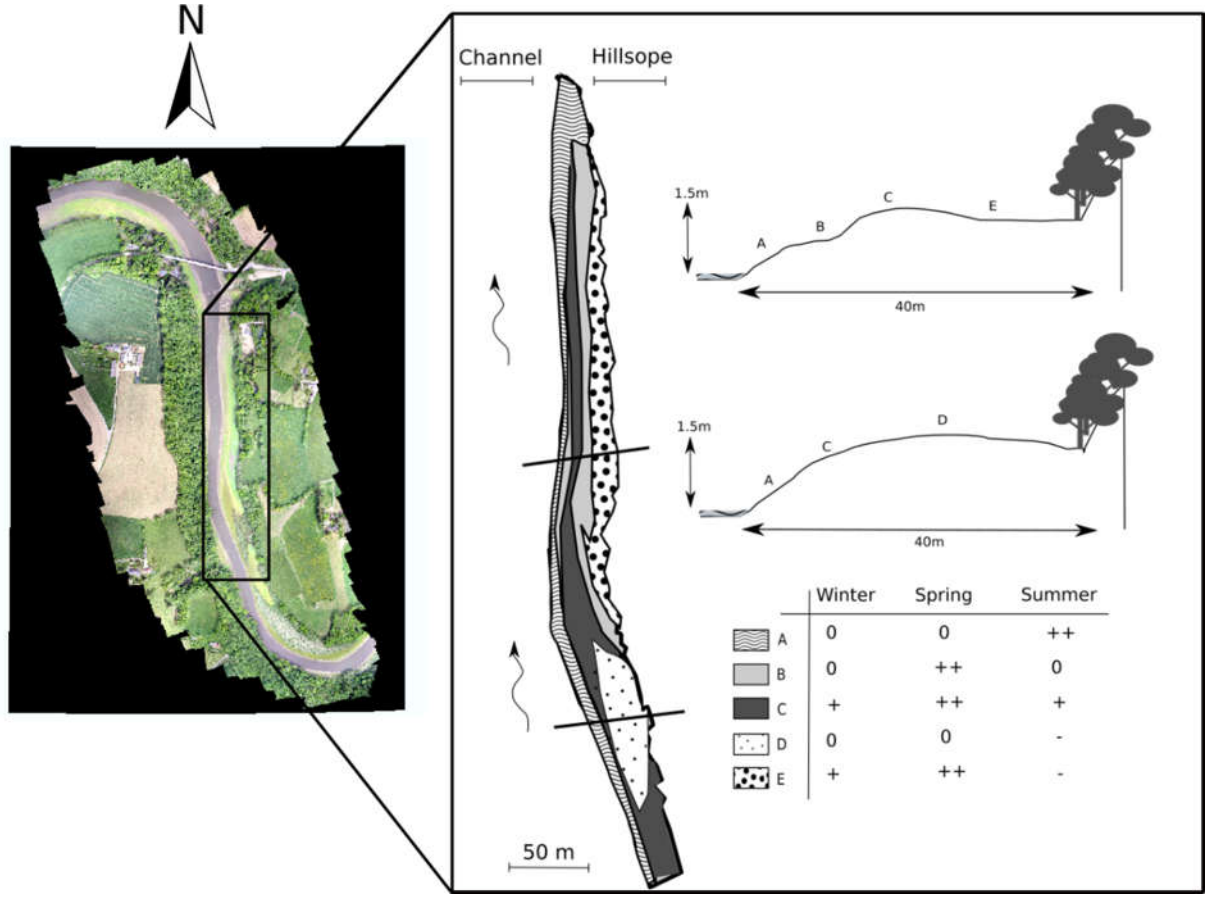


Figure 63. Dynamique annuelle de la colonisation végétale d'un banc alluvial dans la retenue du barrage de Vezins lors de la première année suivant la baisse du niveau d'eau. 0 = stabilité du couvert entre 2 dates, + = augmentation du couvert entre 2 dates, - = diminution du couvert entre 2 dates (Laslier *et al.*, soumis).

b. Caractérisation et cartographie des communautés végétales dans le temps

L'étude *in situ* de la végétation colonisant le banc montre une augmentation de la richesse, une homogénéisation intrabanc et une terrestrialisation des communautés végétales dans le temps (Figure 64). L'augmentation de la richesse est attestée par un nombre d'espèces qui passe de 10 à 45 entre mars et juillet. L'homogénéisation s'observe *via* le nombre de classes qui peuvent être distinguées par une méthode de classification, respectivement 4, 3 et 2 en mars, mai et juillet. Enfin, la terrestrialisation est visible dans la composition floristique avec des communautés structurées par des espèces aquatiques comme C*allitriche brutia* en mars et des espèces plus terrestres comme *Alnus glutinosa* en juillet.

Des modèles de régression ont été appliqués pour chaque date de relevé entre les scores des relevés de végétation le long des axes d'ordination et des paramètres physiques (topographie et distance au cours d'eau). Les premiers résultats montrent une structuration spatiale des communautés en début de saison de végétation selon un gradient d'humidité du sol relié à la microtopographie et à la distance au cours d'eau. En revanche, ils semblent également montrer un changement de structuration des communautés au cours de la saison, passant de communautés structurées par un gradient d'humidité à une communauté plus homogène structurée par des phénomènes liés à la compétition.

Enfin, d'un point de vue opérationnel, l'absence d'espèces exotiques envahissantes est à noter, ainsi que la présence dès la première année des genres qui vont probablement structurer la communauté (*c.-à-d. Alnus* et *Salix*).

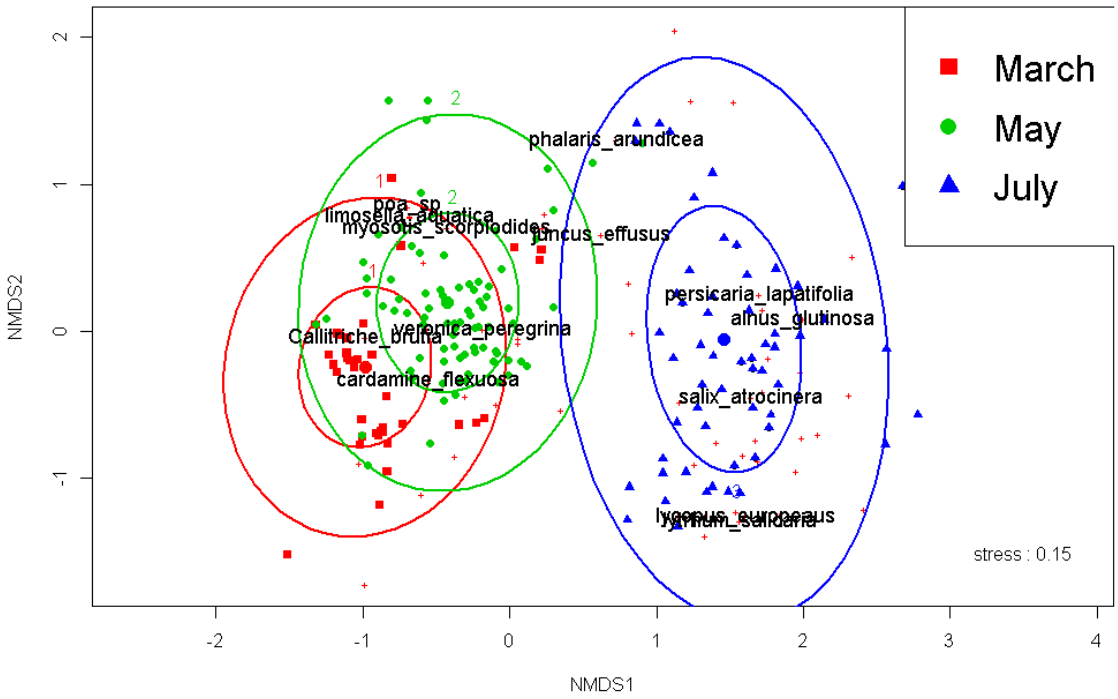


Figure 64. Carte factorielle de l'ordination des relevés de végétation, trois dates d'acquisition (Mars, Mai, Juillet 2015) (axes 1 et 2 d'une NMDS) (Laslier *et al.*, soumis)

2.3. Développer des indicateurs : l'exemple des rivières en tresses[49]

Les rivières en tresses sont des milieux spécifiques, notamment du fait de leur dynamisme. Établir un diagnostic de leur état nécessite donc l'utilisation d'indicateurs adaptés et relativement faciles à mettre en œuvre. Ces indicateurs doivent permettre de caractériser une rivière en tresses à un moment donné, mais aussi de suivre son évolution dans le temps afin d'évaluer l'effet des actions de gestion, d'aider à la prise de décision ou d'informer le public. Dans cette section, parmi l'ensemble des indicateurs développés, des indicateurs renseignant deux propriétés d'une rivière tresses sont présentés : un concernant l'activité hydromorphologique et un concernant le potentiel écologique à partir d'une analyse de ses habitats[50].

[49] Section reprise d'un guide de gestion en cours de publication et résultant d'un travail collectif qui doit beaucoup à Hervé Piégay, Barbara Belletti et Frédéric Liébault.

[50] Seuls deux exemples mobilisant la végétation terrestre sont ici présentés, pour d'autres indicateurs, cf. le guide en cours de publication.

a. Exemple 1 : le type de tresses comme indicateur de l'activité hydromorphologique et de la diversité des habitats terrestres

L'activité hydromorphologique du tressage est un élément important de diagnostic. Un tressage actif souligne un important transport solide, une bonne connexion du tronçon avec son bassin versant. Le tronçon peut être en train de s'exhausser et cela constitue potentiellement une situation à risque pour les usagers de la vallée. C'est aussi, souvent, un tronçon en tresses qui présente un potentiel écologique élevé.

Le type de tresses est l'indicateur le plus simple de l'activité du tressage, il renseigne également sur la diversité des habitats terrestres présents sur un tronçon. Les études sur les rivières en tresses au cours des dernières années distinguent généralement 3 types de tronçons en tresses (Figure 65) :

- les tresses à bancs (*bar braided*) : les bancs situés entre les chenaux multiples sont majoritairement nus, c'est-à-dire non couverts de végétation. Ce type correspond aux tronçons de tressage les plus actifs en ce qui concerne la dynamique hydromorphologique ; c'est dans ces tronçons que la fréquence de remobilisation des dépôts sédimentaires est la plus importante. Le régime de perturbation très intense se traduit par une diversité d'habitat terrestre assez faible.
- les tresses à îles multiples (*multiple island braided*) : les bancs sont nombreux, ils sont soit nus, soit couverts par de la végétation pionnière plus ou moins éparse. Ce type correspond aux tronçons de tressage dont l'activité est intermédiaire entre les 2 autres types. La diversité d'habitats terrestres (et donc la richesse spécifique potentielle) est importante en lien avec l'établissement de tâches végétalisées abritant une végétation pionnière (ex. : saules, peupliers).
- les tresses à grandes îles (*large island braided*) : les chenaux entourent des îles peu nombreuses, généralement de grande taille et couvertes de végétation. Ce type correspond aux tronçons de tressage les moins actifs. Il possède une diversité d'habitats terrestres plus importante que les tresses à bancs, avec dans certains cas des îles pouvant accueillir des espèces post-pionnières (ex. : frêne)

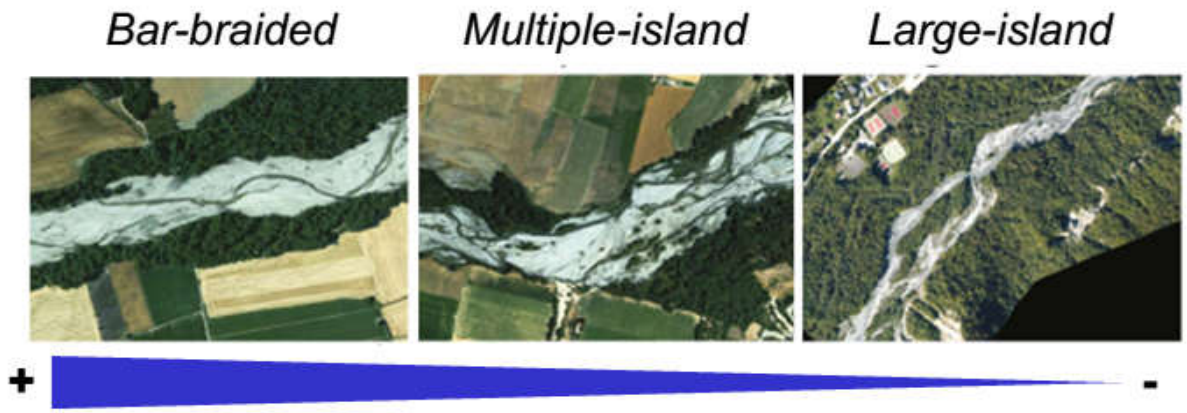


Figure 65. Illustration des 3 types de tronçons en tresses ordonnés du plus dynamique à gauche au moins dynamique à droite.

Cet indicateur est qualitatif, car il ne nécessite pas de mesures spécifiques. Il est évalué à

dire d'expert sur la base d'observations de terrain ou d'images aériennes. Il est néanmoins possible de rendre cet indicateur quantitatif en mesurant sur les images aériennes la densité et la proportion des îles végétalisées au sein du corridor (Belletti *et al*., 2015). Cependant, il n'existe pas à l'heure actuelle de valeurs seuils validées permettant de distinguer automatiquement les 3 types.

Cet indicateur doit être utilisé prudemment, car il est sensible au régime des crues. En effet, un tronçon « à îles multiples » peut devenir un tronçon à « bancs » après une crue morphogène (bien souvent une crue décennale). Si cet indicateur est suivi dans le temps ou s'il sert à comparer plusieurs sites, il convient donc de toujours préciser la durée de la période séparant l'observation et la ou les dernières crues morphogènes (bien souvent une crue décennale). Il est également sensible au développement de la végétation plus ou moins rapide selon le contexte biogéographique et climatique (voir tresses méditerranéennes versus tresses rhodaniennes ou des Alpes du Nord).

b. Exemple 2 : la diversité de la mosaïque d'habitats terrestres comme indicateur de la biodiversité

À l'échelle d'un tronçon, des indicateurs de la diversité biologique potentielle des milieux aquatiques et terrestres peuvent également être proposés. Les travaux récents ont souligné qu'il existe un lien entre la diversité des habitats et la diversité des communautés vivantes d'un tronçon en tresses. La diversité des habitats étant relativement facile à mesurer comparativement à la diversité des communautés, il est possible de proposer des indices permettant d'inférer ainsi une diversité écologique potentielle à partir de la mesure de la diversité des habitats. Certains indices portent sur le compartiment aquatique (Belletti *et al*., 2013) alors que d'autres concernent le compartiment terrestre.

La mosaïque d'âges des habitats terrestres présents en basses eaux renseigne sur la diversité des communautés terrestres en matière de composition et de richesse taxonomique. En effet, les habitats jeunes (<2 ans avec végétation pionnière) sont caractérisés par une richesse taxonomique plus faible et par une composition différente par rapport aux habitats ayant plus de 2 ans, à végétation post-pionnière (environ entre 2 et 6 ans) et mature (plus de 11 ans) (pour la richesse voir Figure 66 ; Datry *et al*., 2014). Un tronçon diversifié en habitats terrestres colonisés par des végétaux à différents stades de développement (pionnier, post-pionnier et mature) peut donc supporter une communauté d'invertébrés terrestres bien diversifiée.

La diversité de la mosaïque peut être estimée par l'indice de Shannon calculé sur les habitats terrestres. Pour cela il faut identifier les différents habitats *in situ* ou par images aériennes pour une seule date d'observation. Cet indicateur est semi-quantitatif, car il n'existe pas de valeurs seuils de diversité pour les communautés terrestres associées aux différents habitats et nous ne disposons pas encore d'une gamme de cas à l'échelle régionale permettant de pouvoir établir des comparaisons et de disposer d'un référentiel.

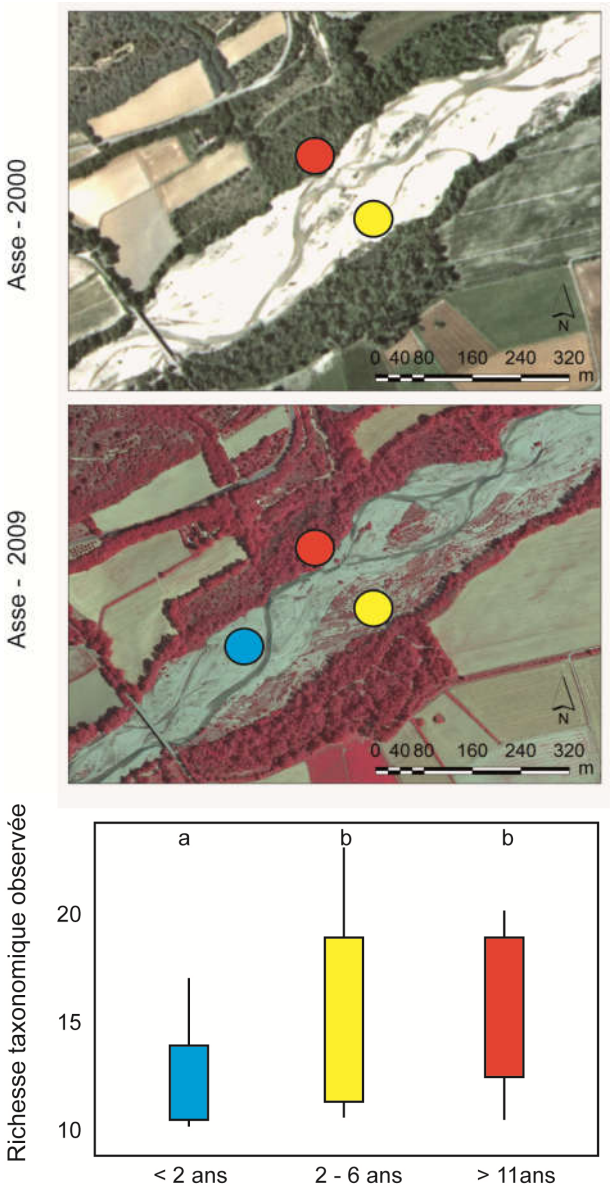


Figure 66. Identification des habitats terrestres et richesse en arthropodes terricoles sur un tronçon en tresses de l'Asse (photographie IGN, dans Datry *et al.*, 2014). Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes.

Conclusion : bilan de 15 ans de relations avec des gestionnaires

Dans les sciences naturelles, il est fréquent de justifier les questions de recherche par les besoins en matière de gestion de l'environnement. S'il est vrai que cette gestion s'alimente de connaissances produites par la sphère scientifique, je tire deux conclusions principales de mes relations avec les gestionnaires de milieux. Premièrement, ma position a clairement évolué d'une approche de type « réponse à une demande » vers une approche de type plus « coconstruite ». Deuxièmement, cette évolution nécessite une réflexion plus forte que je ne l'ai eue jusqu'à présent en matière d'explicitation de mon positionnement en tant que chercheur. Concernant ce dernier point, je renvoie à la section « perspective » de ce manuscrit où je développe des propositions en lien avec les approches critiques en géographie (cf. p. - 207 - et p. - 223 -). Concernant la nature de la relation entre scientifiques et gestionnaires, plutôt que de développer les différences entre approches, je voudrais revenir sur un certain nombre de points qui me semblent fondamentaux pour l'établissement de liens constructifs, quelle que soit leur intensité.

L'intérêt de la collaboration peut être multiple : financement, accès à un autre regard sur « son » objet, mise en évidence de questions inattendues, justification sociale, tropisme personnel, etc. pour les chercheurs ; besoin d'une réponse qu'ils n'ont pas le temps ni les moyens d'étudier, prise de recul, accès à des outils ou des méthodes, etc. pour les gestionnaires. Dans tous les cas, cette collaboration doit être une envie partagée et il faut accepter que, malgré cela, cela ne sera pas nécessairement facile. De plus, il faut du temps, car la mise en place d'une telle relation est longue. En effet, les deux parties ne travaillent pas nécessairement avec les mêmes échéances et modifier ces pratiques/attentes en fonction des pratiques/attentes de l'autre partie n'est pas facile. Cette question du temps est très sensible dans un monde post-moderne fait de mobilité professionnelle et de sensation d'accélération et de manque de temps. Pour certains auteurs, le temps et la stabilité des personnes dans leur fonction sont ainsi des facteurs clefs de réussite des actions de gestion environnementale (Adams *et al*., 2016). Je partage cet avis. Enfin, une relation réussie se base sur du respect, de l'honnêteté, un langage commun et potentiellement une forme d'amitié (Hupp et Osterkamp, 1996). Les deux parties doivent retirer un bénéfice de la relation. Il également possible de faire des « dons » mutuels par des participations à des manifestations organisées par les gestionnaires ou à des formations portées par des enseignants chercheurs. Enfin, il convient de prendre conscience de la réalité du métier de l'autre partie. Par exemple, les gestionnaires doivent avoir conscience que certaines questions apparemment simples sont complexes à résoudre (et donc longue), que la recherche est une administration publique, mais qui nécessite des fonds pour fonctionner, que les chercheurs ne sont pas beaucoup évalués sur leur implication opérationnelle et que la recherche moderne est basée sur une logique de spécialisation assez poussée. En retour, les chercheurs doivent comprendre qu'ils doivent adapter leur message et leur communication, que les gestionnaires ne sont pas là pour financer la recherche ni pour fournir des données et des sites d'études, que les gestionnaires en connaissent "long" sur leurs « problèmes » et qu'il faut assurer du « service après-vente ». En ce sens, un parallèle peut être fait avec les nécessités et les limitations des projets de recherches interdisciplinaires où les relations interpersonnelles sont également cruciales et où le manque de considération réciproque et les différences de systèmes d'évaluations sont

connus pour constituer des contraintes significatives (Fox *et al.*, 2006 ; Cheruvelil *et al.*, 2014).

Pour conclure, il me semble important de distinguer, d'une part, ce que nécessite réellement une gestion équilibrée des milieux anthropisés et, d'autre part, le positionnement individuel et collectif des chercheurs par rapport à cette question (en matière d'implication et d'engagement). En ce qui concerne le premier point, pour le dire vite, il s'agit probablement d'un mélange de connaissances factuelles et conceptuelles, d'ingénierie de soutien aux gestionnaires (aussi bien sur le volet sciences naturelles que sur le volet sciences humaines et sociales qui est moins développé actuellement) et de relations interpersonnelles propices à l'échange constructif. En ce qui concerne le second point, il me semble que le besoin de réflexivité de la part des chercheurs en matière de pratiques scientifiques est fort, et ce point fait l'objet d'un développement en perspective de ce manuscrit (cf. p. - 207 -).

Partie 5. Vers une meilleure compréhension de la spatialité des relations natures/sociétés au sein des hydrosystèmes

L'objectif de cette dernière partie est de proposer des perspectives intermédiaires au sein de ma trajectoire de recherche, sous la forme d'un projet de recherche[51]. L'exercice est motivant, car l'envie reste forte de développer certains aspects plus en détail et d'explorer des voies nouvelles (du moins nouvelles pour moi). Il reste cependant en partie hypothétique compte tenu des facteurs contingents et chaotiques qui influent sur toute trajectoire scientifique. De plus, au risque de passer en partie à côté de l'exercice, il me semble profondément personnel dans le sens où il s'agit de suivre des directions qui certes répondent à des besoins collectifs en matière de développements scientifiques, mais qui répondent aussi (avant tout) à un choix individuel assumé et explicite. Cette partie aura donc un ton peut-être trop personnel au regard des canons du genre. Enfin, s'il faut y voir la volonté de suivre un chemin que j'espère signifiant pour le travail collectif en matière de recherche sur les milieux fluviaux, je me garderais bien de promouvoir catégoriquement ce chemin comme une norme ou un modèle à suivre.

Fondamentalement, j'envisage deux principales directions à donner à mes activités qui, toutes les deux, reposent sur un élargissement de l'assise géographique de mon approche (Figure 67). La première consiste à améliorer l'intégration de la dimension spatiale des milieux riverains, notamment en matière de relations structures / fonctionnements / fonctions / pratiques. Elle repose sur une mobilisation plus affirmée des concepts et des outils développés dans l'analyse spatiale des milieux. La seconde consiste à passer d'une approche géosystémique à une approche plus anthroposystémique, c'est-à-dire à une prise en compte plus fine des relations natures/sociétés au sein des hydrosystèmes, par une évolution de mon positionnement épistémologique.

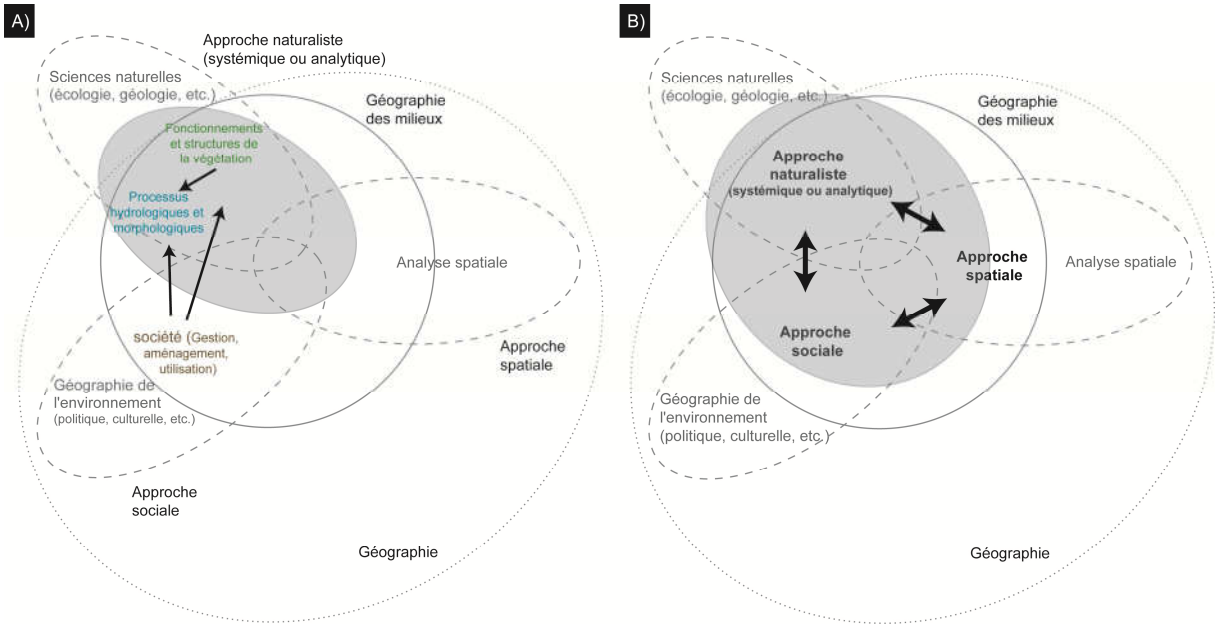


Figure 67. Proposition d'évolution de mon positionnement de recherche, depuis A) un positionnement initiale centrée sur l'approche naturaliste des milieux (cf. Figure 21) vers B) un positionnement qui conserve cet ancrage mais qui l'articule mieux avec les approches sociales et spatiales des milieux également présentes en géographie.

[51] Projet de recherche est à prendre ici au sens littéral d'une déclaration d'intention et non au sens d'un projet normé pour répondre aux critères d'évaluation au sein d'un guichet de financement particulier.

Ces deux directions sont évidemment liées, car l'intégration plus systématique des pratiques sociales est de nature à affiner la prise en compte de la diversité des relations natures/sociétés et car une meilleure prise en compte de ces relations éclaire nécessairement la spatialité des processus et des structures. Au sein de la géographie, il s'agit d'un élargissement plus que d'une réorientation interne car ce projet repose toujours sur le socle d'une approche naturaliste de production de données biophysiques originales. L'ambition de ce projet est également de contribuer à faire vivre le projet géographique et à défendre la place de la dimension biophysique au sein de celui-ci (Tadaki *et al*., 2017).

Afin de proposer un programme scientifique aussi cohérent que possible, c'est-à-dire non seulement des idées de pistes de recherches, mais aussi une approche pour le mener à bien, cette partie est organisée en trois parties : une présentation générale de certains aspects qu'il me semble intéressant de continuer à analyser en détail sur les relations entre structures spatiales, fonctionnements, fonctions et pratiques des milieux riverains, une proposition de cadre épistémologique permettant cette analyse et, enfin, un exemple de la façon dont cela pourrait se traduire en matière de dispositif de recherche sur un thème précis (celui de la restauration des hydrosystèmes).

Chapitre 1. Structures spatiales, fonctionnements, fonctions et pratiques des milieux riverains

Introduction

Les valeurs écologiques et socio-économiques des milieux riverains de cours d'eau sont largement reconnues : forte biodiversité, amélioration de la qualité des eaux de surface, paysages appréciés pour les activités récréatives, etc. Or, ces milieux sont spatialement et temporellement caractérisés par une forte variabilité des fonctionnements biophysiques qui s'explique en grande partie par la multiplicité des facteurs de contrôles (hydrologique, sédimentaire, humain) et leurs nombreuses interactions. La complexité des relations entre leur structure spatiale et les fonctions qu'ils assurent reste encore mal connue surtout dans sa variabilité géographique. De cette variabilité et de cette complexité résulte, d'une part, une connaissance scientifique partielle de ces milieux et, d'autre part, des pratiques opérationnelles quotidiennes difficiles à calibrer pour les praticiens notamment pour la définition de conditions de référence ou d'objectifs de gestion des cours d'eau. Cette complexité n'est actuellement que trop partiellement prise en compte et, malgré un accroissement sensible de la capacité à renseigner des variables et à comprendre des phénomènes, la proposition d'outils multiéchelles de diagnostic reste difficile. Il convient donc d'analyse les relations entre structures, fonctionnements, fonctions et pratiques dans les hydrosystèmes fluviaux (Figure 68). Pour cela, il me semble important d'avancer conjointement selon quatre axes complémentaires : (1) la caractérisation de la structures spatiales, (2) le lien entre structures, fonctionnements et fonctions, (3) la place des pratiques et (4) les comparaisons entre contextes géographiques.

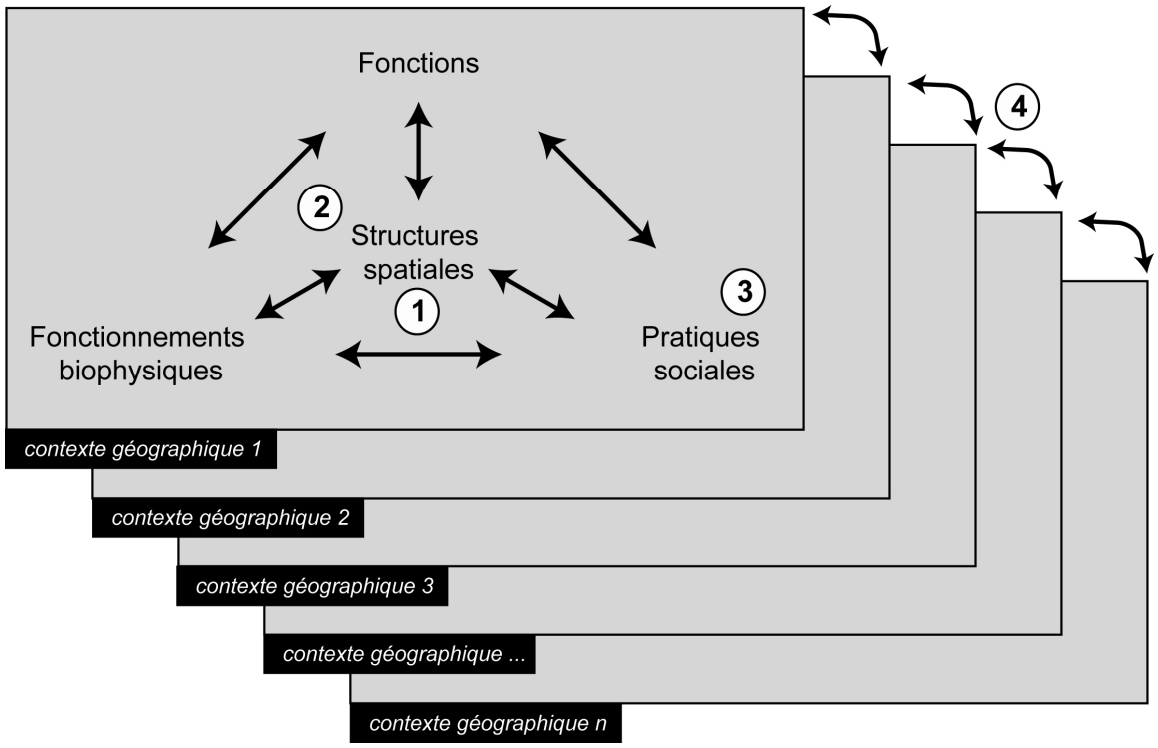


Figure 68. Projet d'étude de la végétation alluviale cherchant à établir les liens entre structures, fonctionnements, fonctions et pratiques dans une gamme de contextes géographiques variés.

1.1. Caractérisation des structures spatiales à large échelle

Il s'agit d'améliorer la description et la compréhension de l'organisation spatiale de la végétation dans sa dimension latérale, mais surtout longitudinale à l'échelle du réseau hydrographique, et ce avec un grain de caractérisation le plus fin possible. Au-delà de l'évidente dimension descriptive de cet objectif, il nécessite également un travail méthodologique, un travail géohistorique et un travail explicatif.

Pour une large part des réseaux hydrographiques, compte tenu de l'étroitesse des ripisylves, la question de la caractérisation à large échelle correspond à un verrou méthodologique que les avancées réalisées en télédétection au cours de la dernière décennie devraient permettre de lever. Ces avancées concernent notamment l'amélioration des résolutions spatiale et spectrale plus adaptées aux petits systèmes (Hubert-Moy *et al*., 2003 ; Lejot *et al*., 2007), l'automatisation des procédures de cartographie (Wiederkehr *et al*., 2010 ; Tormos *et al*., 2012 ; Fernandez *et al*., 2012) et le développement de nouveaux capteurs (Dufour *et al*., 2013). Ces outils doivent permettre de renseigner, avec une très haute résolution spatiale et de façon continue, des indicateurs sur l'ensemble d'un réseau hydrographique tels que la largeur du cours d'eau, la largeur, la composition et le volume de la ripisylve (Figure 69), la nature et l'évolution de l'occupation du sol autour des cours d'eau, le niveau de connexion avec la matrice agricole, la densité des infrastructures… Trois échelles spatiales sont ici à emboitées : tronçon fluvial (par caractérisation *in situ* et drone), bassin versant élémentaire (par images aériennes et données LiDAR) et hydroécorégion (par images satellitaires et données radar). Une fois les données produites, leur analyse doit mobiliser de façon plus systématique les concepts et les outils d'analyse spatiale.

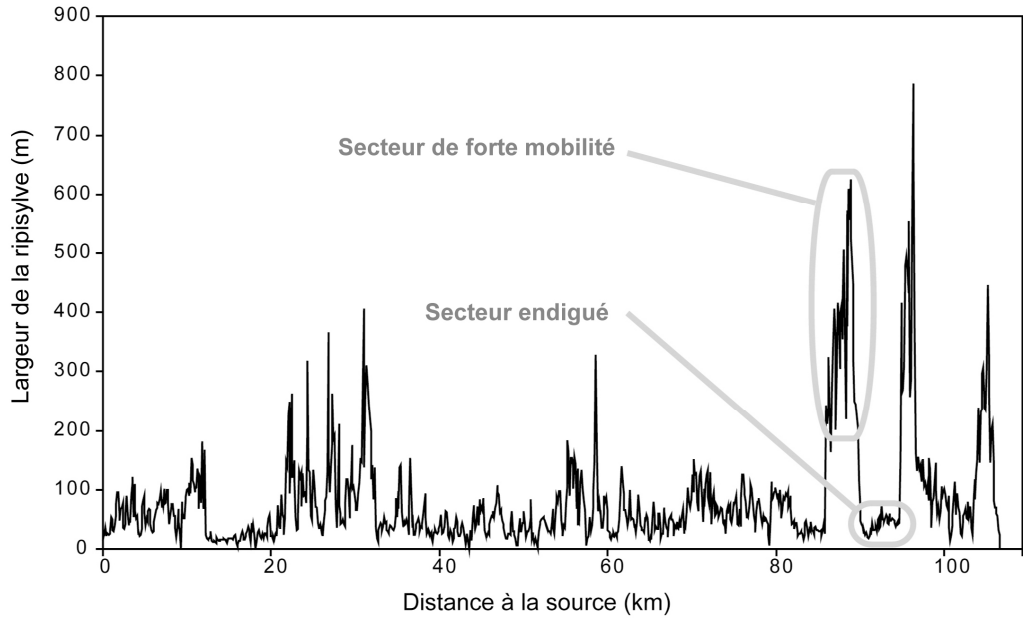


Figure 69. Largeur moyenne de la ripisylve le long de la Drôme, mesurée par tronçon de 100 mètres à partir des orthophotographies IGN (d'après Wiederkehr, 2012). L'extraction par télédétection de l'information de façon continue au sein du réseau permet d'identifier par l'analyse du signal des ruptures significatives dans l'organisation spatiale du corridor comme, par exemple, de brusques variations dans l'emprise de la ripisylve entre les kilomètres 80 et 100 en lien avec la présence d'aménagements qui contraignent la dynamique morphologique du cours d'eau.

Ce travail doit être réalisé également dans une perspective géohistorique afin de retracer la dynamique de changement des structures en couplant deux échelles temporelles : annuel à décennal et décennal à séculaire. Cette dimension temporelle est importante à double titre car elle permet, d'une part, de comprendre la temporalité des fonctions assurées par la végétation et, d'autre part, d'éclairer le poids relatif des différents facteurs de contrôle de la végétation (cf. p. - 87 -).

Enfin, ce travail comprend *in fine* une dimension explicative puisqu'il doit permettre d'identifier la part respective des différents facteurs générant les discontinuités structurales de la ripisylve : géologie, configuration topographique, pente du fond de vallée, occupation du sol, présence d'aménagement, pratiques de gestion, etc. Il existe déjà, par exemple, des travaux sur les contrôles géomorphologiques à large échelle (ex. Tabacchi, 1992 ; Engelhardt *et al*., 2012, 2015) mais la partie concernant l'influence des activités humaines et la hiérarchisation entre facteurs de contrôle restent encore en grande partie à réaliser. La hiérarchisation des facteurs est notamment un enjeu fort qui justifie le recours aux approches géomatiques en complémentarité des approches *in situ* afin de coupler une échelle large et un grain fin de description. Les travaux menés à large échelle sur d'autres compartiments biologiques de l'hydrosystème (ex. Marzin *et al*., 2013 ; Van Looy *et al*., 2013), les travaux sur l'application d'outils géomatiques (ex. Alber et Piégay, 2011) et les travaux sur la hiérarchisation des systèmes biophysiques et de leurs facteurs de contrôle (ex. Thorp *et al*., 2013 ; Rollet *et al*., 2014) viennent alimenter la base méthodologique nécessaire à la réalisation de ce travail sur la ripisylve.

1.2. Liens structures / fonctionnements / fonctions

La structure de la végétation ne suffit évidemment pas à décrire et à comprendre sa place dans l'hydrosystème. Le deuxième chantier à poursuivre est l'analyse des liens entre la structure de la végétation, le fonctionnement du corridor fluvial et les fonctions associées. Pour cela, il convient, d'une part, de comprendre les relations entre la nature de la ripisylve (composition, structure) à l'échelle d'un site ou d'un tronçon et son fonctionnement hydrologiques, sédimentaires et écologiques (en intégrant la position de ce site au sein du réseau ; Graf, 1996 ; Brierley et Fryirs, 2009) et, d'autre part, d'être capable de comprendre la diversité de ces relations à l'échelle de l'ensemble d'un réseau (Vidon *et al*., 2015).

Pour articuler l'observation *in situ* des rôles fonctionnels de la végétation (habitat, ombrage, frein à l'érosion…) et la caractérisation de ces rôles à large échelle, il convient de traiter de façon explicite la question du changement d'échelle spatiale. En effet, par exemple, il est connu que la configuration du corridor et de la végétation riveraine peut avoir un impact sensible sur les flux de polluants dans les bassins versants agricoles. Cependant, le changement d'échelle entre l'effet mesuré à l'échelle d'un site et l'impact réel à l'échelle de l'ensemble du réseau reste difficile à opérer sans une compréhension fine de la variabilité des structures spatiales et des fonctionnements. Pour cela, les modes et les conditions de généralisation, d'interpolation ou d'extrapolation doivent être analysés avec plus de détail. Il est par exemple possible, sur la base de la cartographie des structures réalisée dans l'axe précédent, d'établir des liens statistiques avec d'autres données comme des listes d'espèces ou des indicateurs biologiques (Arnaiz *et al*., 2011 ; Dahm *et al*., 2013 ; Marzin *et al*., 2013 ; Van Looy *et al*., 2013 ; Tormos *et al*., 2014). De plus, au risque d'être incapable de prédire des

comportements dans ces contextes nouveaux, il convient de compléter ces corrélations statistiques par des informations mécanistiques (Steel *et al*., 2010). Pour cela, il est possible de développer des approches par modélisation (ex. Zhao *et al*., 2013) et/ou d'analyser des tronçons représentant la variabilité des situations locales par des approches comparatives et des méta-analyses (ex. Belletti *et al*., 2013). Dans le premier cas, cela implique une calibration sur la base d'un nombre et d'une diversité suffisante de données et, dans le second, la représentativité des sites doit être contrôlée et organisée selon plusieurs critères de variabilité sur la base des facteurs de contrôle identifiés dans l'axe précédent : géologie, altitude, type d'occupation du sol dominant, etc.

La caractérisation des fonctions de la végétation alluviale à large échelle n'est pas une question nouvelle comme en attestent par exemple les travaux sur les communautés biologiques de Spackman et Hughes (1995) ou sur l'effet de stabilisation des berges menés par Abernethy et Rutherfurd (1998). En revanche, le développement d'une part des connaissances fonctionnelles (ex. sur la qualité de l'eau et l'érosion : Dosskey *et al*., 2010 ; Zaimes et Schultz, 2012 ; Souza *et al*., 2013) et d'autre part des outils de caractérisation améliorant conjointement l'étendue et le grain des informations (cf. p.- 90 -) permettent d'imaginer des marges de progrès encore importantes dans ce domaine. De fait, le développement des travaux sur de nombreuses fonctions, comme les fonctions d'ombrage (ex. Ghermandi *et al*., 2009 ; Wawrzyniak *et al*., 2017), d'habitat (ex. Pennington *et al*., 2008 ou Akasaka *et al*., 2012) ou de lutte contre l'érosion (Zaimes et Schultz, 2012), permet d'affiner non seulement la compréhension des processus en jeu, mais aussi les échelles spatiales et temporelles qu'il convient de considérer dans l'étude de ces processus (Van Appledorn, 2009). De plus, en ce qui concerne la partie « fonctions », ce travail pourrait mobiliser des réflexions menées sur les méthodes de spatialisation des services écosystémiques dans la mesure où il s'agit typiquement de relier des structures biophysiques à des fonctions socioécologiques (Maes *et al*., 2012 ; Schägner *et al*., 2013 ; Le Clec'h *et al*., 2016a) et où de nombreux travaux portent sur la façon de combiner plusieurs fonctions (Ruijs *et al*., 2013 ; Le Clec'h *et al*., 2016b). Par exemple, Daigneault *et al.* (2017) ont développé une approche à l'échelle de la Nouvelle-Zélande pour caractériser les fonctions rendues par les ripisylves et ils ont mené ainsi une analyse coût / bénéfice sur l'opportunité de planter de la ripisylve en différents endroits des bassins.

Enfin, cet axe nécessite un travail de réflexion sur le développement et le test d'indicateurs à la fois pertinents en matière de processus, capables de capturer de multiples fonctions et réalistes en matière d'accessibilité à large échelle (Steel *et al*., 2010 ; Omerik *et al*., 2017). Indirectement, ce travail viendrait alimenter les réflexions en cours sur le développement d'indicateurs opérationnels dans le cadre de la DCE. En effet, l'état de la ripisylve pourrait représenter un bon complément aux indicateurs actuels qui semblent insuffisants pour renseigner l'état de nombreux services écosystémiques rendus par les hydrosystèmes (Vidal Abarca *et al*., 2016).

1.3. Place des pratiques dans la structuration et dans la diversité des fonctionnements/fonctions

L'intégration des dimensions naturelles et sociales dans l'étude des milieux reste un enjeu fort dont le développement est nécessaire pour améliorer la compréhension de leurs dynamiques et de leurs fonctionnements. Pour cela, il convient, d'une part, de renforcer

l'analyse des dimensions sociales, culturelles et économiques des ripisylves qui sont souvent considérées comme des objets marginaux (Aspe, 2003 ; Gautreau, 2005) et, d'autre part, de déplacer le niveau de cette intégration depuis les discours vers les pratiques et depuis une prise en compte limitée à la notion d'impact vers une prise en compte plus large. Dans les deux cas, cela nécessite premièrement de reconnaître le caractère intrinsèquement hybride et coconstruit des hydrosystèmes et deuxièmement de tirer les conséquences méthodologiques et opérationnelles de ce caractère. La base théorique et les exemples sont là pour appuyer la pertinence de ce propos (Tadaki *et al*., 2014 ; Lespez *et al*., 2015), mais l'intégration des activités humaines comme une partie des hydrosystèmes, et pas juste comme un élément extérieur produisant un impact négatif, reste un élément à développer dans les approches naturalistes.

Pour cela, il me semble nécessaire de donner une large place aux pratiques sociales, c'est-à-dire à l'ensemble des actions humaines s'insérant dans un environnement constitué et transformant cet environnement (Lévy et Lussault, 2003). Plus précisément, dans le cas du fonctionnement récent et actuel des milieux riverains, il s'agirait de travailler sur les pratiques des riverains (ex. agriculture, sylviculture, loisir), des gestionnaires (ex. entretien, restauration) et des chercheurs (ex. taxons, fonctions). En effet, chacun noue avec les milieux riverains des relations particulières, au niveau individuel ou du groupe social, et ces relations influencent (et sont influencées par) la structure et le fonctionnement de ces milieux[52]. La compréhension de ces relations, et de leurs effets effectifs sur les milieux, nécessite une analyse détaillée car, quel que soit l'acteur, il y a souvent un hiatus fort entre les discours et les pratiques (pour la restauration cf., par exemple, Morandi *et al*., 2016) et car il y a une forte diversité de relations possibles entre les acteurs et individus. En effet, des études qui combinent un regard esthétique et écologique sur les ripisylves montrent des différences sensibles d'appréciation en fonction du registre dans lequel les individus et les groupes sociaux sont interrogés, ces différences révélant des convergences et des divergences entre acteurs mais aussi entre catégories de discours (Hale *et al*., 2005 ; Shandas 2007 ; Kenwick *et al*., 2009 ; Flores-Díaz *et al*., 2014 ; Zhao *et al*., 2017). Rentrer dans la diversité des groupes sociaux, des individus et des formes de relations est donc indispensable pour comprendre ces milieux.

L'analyse fine des pratiques sociales qui se nouent autour des milieux riverains doit également être accompagnée d'une analyse de l'effet matériel de ces pratiques et de leur variabilité spatio-temporelle sur la végétation et les milieux en général.

Enfin, il convient d'étudier la diversité spatiale et temporelle de ces relations dans la mesure où elles ne sont évidemment ni uniformément réparties dans l'espace ni immuables dans le temps. La dimension temporelle de cette diversité des pratiques nécessite une approche historique fine dans la mesure où les milieux riverains ont probablement fait l'objet de pratiques passées très structurantes, mais dont les traces sont aujourd'hui faibles, si ce n'est indirectement dans les structures végétales.

1.4. Choix explicite de contextes géographiques variés

Le choix des sites d'étude dans les sciences naturelles, au moins dans les études sur la végétation alluviale, fait l'objet d'un manque de justification chronique. De fait, le site est

[52] Voir Chatelin (1979) et Chatelin et Riou (1986) pour les milieux tropicaux.

(presque) toujours présenté, mais la justification du choix du contexte géographique est souvent implicite pour des raisons soit qui semblent évidentes (ex. travailler sur les relations végétation/hydromorphologie sur un tronçon où elles se « voient ») soit qui sont contingentes (ex. existence d'une zone atelier ou source de financement liée à un territoire donné). Or, la compréhension des relations entre structures / fonctionnements / pratiques appliquée à la végétation alluviale nécessite de distinguer les effets de spécificité locale et d'universalité ou autrement dit de topocité et de chorocité (Berque, 1986 ; Parker et Bendix, 1996). En effet, premièrement, il est reconnu que le contexte bioclimatique d'étude se traduit par un effet de filtre sur la nature des processus étudiés et sur l'échelle d'analyse (Bendix et Stella, 2013). Deuxièmement, la variabilité des fonctionnements en matière d'influence de la végétation sur la qualité de l'eau (Smiley *et al*., 2011), le fonctionnement écologique du cours d'eau (Roy *et al*., 2006 ; Sievers *et al*., 2017) ou la fonction d'habitat pour les oiseaux (Martin *et al*., 2006) a déjà été soulignée, notamment en fonction des caractéristiques globales du bassin versant comme l'occupation ou l'usage des sols. Cependant, la relation entre cette variabilité de fonctionnements et les éléments précis de contexte qui influencent celle-ci reste encore trop peu étudiée. Cette étude est d'autant plus nécessaire que les conditions naturelles, sociales et scientifiques qui constituent ce contexte résultent d'une coproduction générant des spécificités parfois fortes, mais pas toujours reconnues par les scientifiques (Bouleau, 2014).

Concrètement, la diversification des contextes pourrait être développée :

- selon une logique bioclimatique, avec des études en milieux tropicaux, majoritairement connus par l'exemple des grands hydrosystèmes amazoniens,
- selon une logique de gradient d'occupation et d'usage des sols (gradient d'urbanité, d'intensité des systèmes agricoles, etc.), ou
- selon une logique hydromorphologique, avec une analyse des cours d'eau à faible et moyenne énergie, par exemple dans le contexte agricole de l'Europe occidentale au sein duquel les processus biogéomorphologiques actuels sont étudiés, presque exclusivement, au niveau des zones estuariennes.

L'exemple des dynamiques de reboisement spontané suite à l'abandon de certaines pratiques agricoles fournit un bel exemple de processus déjà étudié dans une série de contextes, comme le sud-est de la France (Piégay *et al*., 2003a), mais qui reste à analyser dans d'autres contextes, comme le nord ou l'ouest de la France. En effet, au cours des quatre dernières décennies, de nombreux programmes de recherche ont participé à combler le manque de connaissances fondamentales sur la végétation des hydrosystèmes, mais principalement sur les cours d'eau à forte énergie (tronçons intramontagnards, tronçons de piémont) et les grands cours d'eau (comme la Loire, le Rhône ou le Rhin pour la France). Des progrès considérables ont également été effectués pour les zones méditerranéennes (Stella *et al*., 2012) ou semi-arides et arides (Stromberg *et al*., 2013 ; Li *et al*., 2017). Il semble raisonnable de supposer que l'étude de ces contextes où les facteurs hydrologiques et morphologiques sont très « puissants » induit une vision de la dimension sociale essentiellement réduite à la notion d'impact (et de gestion). Le fait d'avoir changé de région d'étude depuis ma thèse est un facteur indéniable de modification de mon regard sur les ripisylves qui m'encourage à développer une approche plus fine des pratiques et des enjeux sociaux. Ainsi, le corpus de connaissances scientifiques sur la végétation riveraine des cours d'eau reste encore en grande partie à construire pour une part importante du réseau hydrographique français constitué de

cours d'eau plus modestes et à faible énergie (Lespez *et al*., 2015)[53]. Il me semble que la compréhension des dynamiques végétales produirait des éléments complémentaires de connaissance scientifique par rapport aux démarches récentes d'analyse des dimensions sociales (Barraud, 2007 ; Germaine, 2011), historiques (Lespez, 2012a), hydro-chimiques (Viaud *et al*., 2004 ; Montreuil *et al*., 2010), sédimentaires (Viel, 2012 ; Corbonnois *et al*., 2012 ; Depret, 2014) et écologiques (Bernez *et al*., 2005) des fonds de vallée des rivières à faible énergie.

Méthodologiquement, ce choix d'analyser des contextes variés passe nécessairement par le recours à des études de cas intégrées au sein d'une approche comparative. Ce positionnement est cohérent avec la dimension opérationnelle de la plupart de mes activités de recherches qui émanent souvent d'un questionnement d'un gestionnaire de site. Cependant, accepter des études locales, dont les enjeux théoriques peuvent sembler plus faibles, n'est pas vraiment un positionnement valorisé dans les sciences naturelles.

[53] Pour la France, la démonstration reste à produire, mais il me semble que la diversité des systèmes étudiés est actuellement plus faible que celle des études phytosociologiques des années 1950 à 1980.

Chapitre 2. Une nécessité : continuer de penser la géographie des milieux

Introduction

La réalisation du projet présenté ci-dessus alimente et nécessite une réflexion d'ordre épistémologique. En effet, il me semble que la mise en œuvre d'un programme scientifique à court terme doit s'inscrire dans une réflexion à long terme sur les moyens intellectuels de son déploiement, moyens qui vont de la formation académique des étudiants aux conditions institutionnelles.

L'ancrage de mes activités de recherches est fondamentalement celui des sciences naturelles, qu'il s'agisse de la tradition naturaliste de la géographie ou des sciences écologiques ou géologiques. Le projet de recherche présenté ci-dessus peut être considéré comme une extension de ce positionnement vers une meilleure intégration des bases épistémologiques de la géographie comme science sociale, et notamment de certaines dimensions critiques qui ont fait l'objet de développements depuis une cinquantaine d'années. Ce positionnement épistémologique est présenté en deux parties : un positionnement théorique et un exemple de ce que pourrait être son application (cf. p. - 223 -). Concernant le premier point, il convient, avant d'expliciter ce positionnement (section 2.2), de montrer comment il s'inscrit en continuation d'autres approches. Pour cela, il convient de rappeler que l'analyse géographique des composantes biologique et morphologique des territoires a connu des changements importants depuis les années 1940/50, dont quelques éléments marquants sont présentés ci-dessous en prenant l'exemple de la France (section 2.1).

2.1. Quelques jalons sur la dynamique de la géographie biophysique française depuis 1950

La géographie a en grande partie renouvelé son approche des structures et des processus biophysiques depuis 70 ans. Cette évolution a fait l'objet d'études et de commentaires dont il est impossible de retranscrire ici l'intégralité ; en revanche, il me semble important d'en faire ressortir au moins quatre éléments importants[54].

a. Le tournant quantitatif

Premièrement, certaines des spécialités ont connu des changements de positionnement scientifique importants avec une attention plus importante portée aux processus et, avec un décalage temporel de quelques années, l'émergence de pratiques de quantification plus systématiques. Ces changements ont été progressifs et la cohabitation parfois tendue entre générations. Ils n'ont pas nécessairement été synchrones ou de même ampleur ni entre les pays ni entre les branches de la géographie biophysique.

Par exemple, la généralisation des approches systémiques et quantitatives au sein de la géomorphologie française, malgré des écrits explicites dès les années 1950, a été clairement plus tardive que dans la sphère anglo-saxonne (Calvet et Giusti, 2010) et ce pour des raisons multiples (cf. Giusti *et al*., 2015). Cette généralisation abouti aujourd'hui à des pratiques en phase avec ce que l'on appelle parfois la *big science* et à la très forte régression de certains volets comme la géomorphologie structurale.

En ce qui concerne la biogéographie, malgré une forme de permanence autour de l'étude

[54] Pour plus de détails voir, par exemple, Marchand (1980), Tissier (1992), Giusti (2012), Giusti *et al*. (2016) et André (2017).

de certains objets comme les forêts ou de l'intérêt pour la dimension historique des paysages, son centre de gravité a clairement été déplacé d'une approche naturaliste vers une approche socioculturelle. Le caractère progressif de ce déplacement au cours des années 1980-1990 génère encore actuellement une grande variété d'approches.

b. Une place des approches naturalistes vivement débattue

Deuxièmement, des débats importants ont animé la géographie dans son ensemble à partir des années 1960/1970. Ces débats se sont inscrits dans un contexte dynamique qui a vu les effectifs d'enseignants et d'étudiants augmenter, le profil sociologique de ceux-ci évoluer, les contestations politiques irriguer les débats universitaires et, plus largement, la société changer. Un des points importants des débats portait sur la remise en cause du poids de la géographie biophysique, et notamment de la géomorphologie, au sein de la discipline. Concernant le détail de ces débats, qui possèdent de nombreuses dimensions (politique, générationnelle, épistémologique) et dépassent en partie la question de la nature en géographie, il est possible de consulter par exemple Giusti *et al.* (2015). Schématiquement, il est possible d'en retenir une remise en cause et, parallèlement, une défense de la légitimité scientifique d'une approche naturaliste de l'espace au sein de la géographie. Actuellement, les débats semblent moins vifs, mais c'est probablement au prix soit d'un relatif isolement épistémique d'une partie des géographes biophysiciens soit d'une perte progressive de certains champs d'intervention comme, par exemple, l'analyse écologique de la végétation en biogéographie.

c. Une tension entre spécialisation en sous-branches et approches intégrées

Troisièmement, la spécialisation en branches amorcée dès le début du 20e siècle, et en domaines au sein de ces branches, s'est poursuivie, s'est accentuée et est entrée en tension avec des visions plus intégrées (Mathieu, 1992). Ce mouvement n'est pas propre à la géographie biophysique puisqu'il s'observe également dans de nombreux autres domaines scientifiques. Cependant, pour la géographie naturaliste, cela s'est traduit non seulement par une diversification des objets et des approches, mais aussi par un tropisme en direction d'autres disciplines connexes également en reconfiguration, comme la géologie pour la géomorphologie (Giusti, 2012), la météorologie ou la physique de l'atmosphère pour la climatologie (Pagney, 1996), etc. Ce phénomène a donc été à la fois source d'enrichissement scientifique et source de fragilité ou de questionnement institutionnel (Rhoads, 2004 ; Calvet et Giusti, 2010).

Évidemment, cette spécialisation n'a pas empêché l'établissement de liens entre ces branches. Par exemple, le développement d'une géomorphologie plus attachée aux processus, aux facteurs climatiques, a été en partie rendu possible par le développement de la climatologie (Broc 1996). De même, les liens entre climatologie et hydrologie fluviale (Broc, 2010) ou entre hydrologie et géomorphologie fluviale (Bravard, 1996) ont été assez forts.

De plus, en partie en réaction à cette spécialisation, des géographes ont tenté de développer dans les années 1970 des approches plus globales de la géographie biophysique (G. Bertrand, G. Rougerie, J.F. Richard, J.P. Bravard). Par exemple, G. Bertrand a proposé de centrer la géographie biophysique sur l'étude de géosystèmes dont la combinaison initiale repose sur l'intégration des dimensions physique, biologique et anthropique. Dans cette veine, Calvet et Giusti (2010) identifient l'étude des hydrosystèmes dans les années 1980 et

des processus biogéomorphologiques dans les années 1990-2000 comme des réussites des approches à bases systémiques appliquées, relativement tardivement, aux approches géomorphologiques[55].

d. Le développement de la géographie de l'environnement

Enfin, quatrièmement, à partir des années 1970, une géographie de l'environnement s'est fortement développée autour de l'analyse des dimensions sociales des questions d'environnements (culturelles, politiques, patrimoniales, vulnérabilité, etc.) (Tissier 1992 ; Calvet et Giusti, 2010). Elle est le fait aussi bien de géographes physiciens, notamment de biogéographes (ex. Arnould, 1994) ou travaillant sur les risques (ex. Dauphiné, 2001), que des géographes humains. Pour simplifier, on pourrait distinguer cette approche de la géographie biophysique par l'absence de production de données primaires sur les processus biologiques, chimiques ou physiques qui structurent les milieux et par un angle d'attaque des questions résolument plus social (Calvet et Giusti, 2010). Elle peut être pratiquée de façon collective ou individuelle et, dans ce cas, en combinaison des approches physiques ou isolément.

e. Conclusion

Globalement, la seconde moitié du 20e se traduit par une considération hétérogène de la nature en géographie : poursuite puis régression de la nature comme cadre de vie dans les analyses régionales, apparition d'approches au sein desquels elle est une composante (presque) inutile de l'analyse géographique, développement d'approches quantitatives et spatiales centrées sur la dynamique des processus qui la structurent et multiplication des travaux sur le versant social de son analyse (*c.-à-d.* environnement). Cette présentation (trop schématique) laisse croire qu'il conviendrait de se limiter à penser la place de la nature en géographie de façon cloisonnée, en groupes d'approches distinctes, partition « annoncée » au début du 20e siècle par la production de traités séparant géographie humaine et physique. Mais, en accord avec la multiple nature du concept de discipline (cf. p. - 52 -), il me semble important aussi de travailler à proposer des projets scientifiques pertinents (dans leurs capacités à comprendre le monde) au-delà de ces partitions qui relèvent parfois essentiellement de l'héritage scientifico-institutionnel. La proposition de mettre en œuvre une approche de géographie biophysique critique relève d'un tel projet.

2.2. Vers le développement d'une géographie biophysique critique ?[56]

a. A l'origine de la proposition du terme « géographie physique critique »

En 2012, Stephen Johnston publie une tribune dans le bulletin de l'association géologique du Canada intitulé « Get Rid of Geography Departments », (« supprimer les départements de géographie ») (Johnston, 2012). Avant d'exposer ses arguments, il précise ne pas défendre une position institutionnelle qui viserait à limiter la compétition dans la recherche de financements, mais bien une position scientifique selon laquelle la place des géographes physiciens serait plus dans un département de sciences de la Terre que de sciences sociales.

[55] Il me semble que de nombreux travaux menés sur les milieux tropicaux relèvent également de ce type d'approche intégrée, voire par exemple Chatelin et Riou (1986).

[56] Section reprise d'un texte publié en 2015 (Dufour, 2015).

En effet, pour lui, l'isolement des géographes physiciens serait une perte pour les sciences de la Terre qui limiterait ces dernières dans leur capacité à produire une analyse complète de la Terre au moment même où les enjeux environnementaux associés aux changements globaux appellent à une implication forte des scientifiques. S. Johnston trouve ainsi artificielle et arbitraire la séparation qui existe entre les spécialistes des dynamiques quaternaires (en géographie, faculté de sciences sociales) et les spécialistes des périodes plus anciennes (en sciences de la Terre, faculté des sciences). Il conviendrait donc de renvoyer la géographie biophysique et le reste de la géographie dans leurs domaines respectifs, à savoir les sciences naturelles pour la première et les sciences sociales pour la seconde. Et voilà remise sur la table la question de la place de la géographie biophysique au sein de la géographie à l'origine de nombreuses discussions depuis une cinquantaine d'années en France.

Ce qui me semble intéressant de souligner ici n'est pas tant le débat sur l'unité de la géographie, mais la réponse formulée par des chercheurs(euses) et des enseignant(e)s-chercheurs(euses). En effet, en 2013, R. Lave et 18 géographes, essentiellement nord-américain(e)s, publient une réponse intitulée « Critical Physical Geography » dans Le Géographe canadien (The Canadian Geographer, revue publiée par L'Association canadienne des géographes). Ces derniers, qui venaient d'organiser une session « Critical Physical Geography » au colloque annuel de l'association des géographes américains, déplacent alors le débat dans ce qui apparaît comme une profession de foi. Ils ne reviennent pas sur l'histoire de la discipline, son existence étant plus justifiée, selon eux, par le potentiel de synergie existant entre les différentes pratiques géographiques que par un héritage. Certes, la discipline est le fruit de son histoire, mais elle est également et avant tout ce que les géographes en font aujourd'hui et ce qu'ils en feront demain. La géographie est ainsi un projet scientifique. De fait, ces auteurs mettent en avant des exemples de recherches, puisés en partie dans leurs propres activités, pour justifier le maintien d'une connexion très forte entre la géographie biophysique et la géographie humaine (ex. Duvall, 2011 ; Head *et al*., 2012 ; Tadaki *et al*., 2012). Plus spécifiquement, leur argument pour le maintien de cette connexion est qu'il existe un enjeu à combiner géographie biophysique et géographie humaine critique. Ils proposent d'appeler cette approche la géographie biophysique critique (*critical physical geography*).

b. Un postulat (assumer l'hybridation de milieux) et un corrélat (la dimension matérielle de la nature est un objet pour la géographie)

L'idée d'une géographie biophysique critique postule l'hybridation (ou la coproduction) des milieux par des relations entre processus sociaux et naturels. Ce positionnement me semble relativement bien documenté en géographie (Bravard et Cohen, 2006 ; Lespez, 2012b ; Linton et Budds, 2013 ; Tadaki *et al*., 2014 ; Ashmore, 2015) sans pour autant que les conséquences épistémologiques en soient tirées par la majorité géographes. Les deux principales conséquences de cette hybridation sont, à mon avis, la légitimité à étudier les processus biophysiques en géographie et la nécessité d'intégrer la part de construction sociale présente dans la formulation, l'étude et la gestion de ces processus. Avant d'examiner l'intégration des apports du constructivisme (cf. p. - 213 -), il convient de revenir sur l'existence d'une place pour l'étude de la dimension spatiale des structures et des processus biophysiques par une approche naturaliste en géographie, car elle ne fait pas l'unanimité

parmi les géographes (Levy et Lussault, 2003 ; Bavoux, 2016). Ce point ayant été développé dans la Partie 2 (cf. p. - 51 -), je me limiterais ici à résumer les éléments nécessaires à ce chapitre

Premièrement, en suivant par exemple Gellner (1984) et Leclerc (1989), une discipline (ou une science) est à la fois une catégorie discursive de délimitation, très normative, d'une aire de recherche héritée du projet moderne et un ensemble, plus descriptif, de pratiques rassemblées au sein d'une micro-institution. On ne peut pas reprocher aux géographes de rester fondamentalement positivistes en leur demandant d'intégrer les avancées épistémologiques des sciences sociales et ne retenir que la conception normative d'une discipline en la définissant uniquement par ce qu'elle devrait être. Si considérer la discipline « géographie » également comme une micro-institution amoindrit la prétention normative d'une définition de ce qu'elle devrait être, il y a clairement une incohérence à perpétuer une vision, d'inspiration fortement positiviste, du découpage du monde par les disciplines scientifiques exclusives[57].

Deuxièmement, que l'on considère les apports de l'anthropologie, de la philosophie et de la géographie d'influence phénoménologique (Berque, 1986 ; Descola, 2005) ou que l'on s'en tienne au cadre de pensée occidentale dualiste (Larrère et Larrère, 2015), les processus biophysiques sont des éléments constitutifs des sociétés et des individus qui les composent soit par co-construction dans le premier cas, soit par l'ampleur des dépendances et des liens dans le second. De fait, les objets de nature sont aussi la société, ou font partie des sociétés au sens propre ou figuré selon les approches, et il convient de les étudier dans la même mesure que les processus de perceptions, de socialisation, de politisation, etc. qui tous participent à faire société. Leur analyse dans une perspective spatiale est pertinente. Autrement dit, la nature est matérielle et idéelle, il convient donc d'étudier la spatialité de ces deux propriétés (plutôt par une géographie physique, biophysique ou des milieux pour la première et plutôt par une géographie environnementale ou de l'environnement pour la seconde) ainsi que les liens qui existent entre ces deux spatialités. La spécialisation intradisciplinaire des approches en géographie, comme dans tous les domaines scientifiques, implique de développer les approches méthodologiques différenciées pour en extraire le « sens » spatial. Un géographe peut ainsi avoir besoin d'outils soit communs avec les sociologues, les psychologues, les écologues, etc. soit plus spécifiques à la géographie, mais que les autres disciplines (comme l'économie ou l'écologie) mobilisent également. Est-ce que la proximité méthodologique de la géographie biophysique avec les sciences de la nature la positionne en dehors de la géographie ? Là encore, il me semble que cette question est plus un artéfact résultant d'un découpage du monde hérité, à condition évidemment de s'accorder sur un projet scientifique commun. Il est possible, au sein d'une discipline, d'étudier des objets différents nécessitant des outils différents tout en contribuant à un projet commun (Hempel, 2012 ; Hacking, 2008). Il faut ainsi accepter que les disciplines qui se penchent sur des relations (ex. société/territoire, physique/biologique) plus que sur des objets soient plus difficiles à caractériser d'un point de vue épistémologique (Claval 1989 ; Guille-Escuret, 2014) et la géographie n'est d'ailleurs pas la seule dans cette position de double ancrage (cf. par exemple la psychologie ; Pétard, 2007).

Troisièmement, l'étude des processus biophysiques et de la composante relationnelle de la nature (qu'on la nomme traduction, interactions natures/sociétés ou trajection) n'est certes

[57] L'enjeu de l'intégration en géographie des avancées épistémologiques des sciences sociales est ancien (Claval, 1989), mais il est particulièrement fort pour la partie biophysique de la géographie (Tadaki *et al.*, 2015a).

pas une exclusivité de la géographie, puisqu'elle est en partie présente en géologie, écologie, etc. pour la première, et en anthropologie, en sociologie, etc. pour la seconde. Mais, cela ne constitue pas un argument pour en conclure qu'elle ne devrait s'en occuper. En effet, d'une part, attribuer des précarrés stricts aux disciplines ne semble pas très cohérents avec la dimension socialement construite de celles-ci et, d'autre part, il existe tout de même des différences dans la façon de produire du savoir sur ces processus et ces relations entre ces approches avec des recouvrements partiels et des « niches » de spécificités (comme d'ailleurs la géographie en possède avec la sociologie, la science politique ou l'anthropologie).

Quatrièmement, l'étude des propriétés spatiales et relationnelles de la composante biophysique des sociétés contribue, combinée à la géographie des transports, du vote, des villes, etc., à produire une analyse de l'espace et des territoires (Marchand, 1980). Inscrire cette contribution dans la géographie implique de reconnaître que cette contribution, pas plus que les autres, ne constitue toute la géographie mais qu'elle en est une partie. Cela implique évidemment des dispositifs scientifiques de combinaison des différentes contributions. Par analogie, l'approche écologique de la nature résulte de la combinaison de l'écologie des populations animales et végétales et l'écologie des écosystèmes et de la biosphère qui, chacune, est caractérisée par des positionnements différents : écologie du paysage, écologie moléculaire, écologie évolutive, autoécologie, synécologie, etc. Le critère d'évaluation (pertinence, utilité, etc.) d'une discipline se mesure plus au niveau de cette discipline que des pratiques individuelles au sein de celle-ci.

Enfin, cinquièmement, rejeter hors de la géographie l'étude des processus biophysiques renforcerait la séparation nature/culture alors même que les appels pour les rapprocher se multiplient. Or, une des caractéristiques des sciences modernes est leur efficacité performative (Gellner, 1984) et séparer les approches qui pourraient créer du lien participerait ainsi à accroître cette coupure. Le rapprochement des dimensions naturelles et culturelles nécessite des conditions intellectuelles et institutionnelles propices. Par exemple, il nécessite de prendre en la diversité des épistémologies entre chaque approche (Chatelin et Riou, 1986 ; Miller *et al*., 2008 ; Regnauld, 2013) ; ainsi ce qui pourrait être perçu au sein de la géographie comme un handicap (la diversité intradisciplinaire des cadres épistémologiques) devient un atout (la capacité à prendre en compte les deux). Cela implique un double de mouvement qui n'a rien d'évident depuis les approches de type « sciences de la nature » vers celles de type « sciences sociales » et inversement. Les promoteurs d'une approche critique de la géographie biophysique font l'hypothèse que ce double mouvement serait facilité par l'existence d'institutions de cohabitation des approches au sein de la géographie (en matière de formation par exemple), même s'il faut reconnaître que les forces centrifuges restent aujourd'hui encore dominantes. Ce double mouvement nécessite aussi d'expliciter la notion de critère de scientifique d'une approche scientifique. Là encore, il me semble que les travaux menés en épistémologie, en histoire des sciences et en sociologie des sciences montrent clairement la diversité de ces critères (Barrau, 2016) : homogénéité paradigmatique, vérité/vraisemblance, pertinence, etc. Quel critère retenir ? Accepter la possibilité de critères différents est un exemple de position que faciliterait le double mouvement évoqué ci-dessus.

c. Un nom pour deux approches ?

Conforter la légitimité à étudier les processus biophysiques en géographie n'est pas la seule conséquence de la reconnaissance de l'hybridation intrinsèque des milieux. En effet, cette dernière implique également la nécessité de proposer un cadre scientifique permettant

d'intégrer la part de construction sociale présente dans la formulation, l'étude et la gestion de ces processus. C'est en partie l'ambition de la géographie biophysique critique. Cependant, la façon de réaliser cette intégration est variable et, de fait, l'idée de développer une approche plus critique renvoie à divers positionnements qui ne s'excluent pas nécessairement, mais qui se polarisent autour de deux visions se différenciant notamment autour de l'engagement politique qu'implique une telle approche critique.

c.1. Une approche radicale et matérielle des questions environnementales

Telle qu'elle est proposée par Lave *et al.* (2013), la géographie biophysique critique est une approche intellectuelle combinant une compréhension fine des processus biophysiques et une analyse critique de la dimension sociale associée à ces processus et à cette compréhension. Ils la conçoivent comme une approche à même d'améliorer les analyses produites non seulement en géographie biophysique mais aussi en géographie humaine critique. Le fondement de cette approche est qu'il est impossible d'analyser un système socioécologique (ou un anthroposystèmes au sens de Lévêque *et al*., 2003) de façon segmentée, c'est-à-dire avec d'un côté un sous-système écologique et de l'autre un sous-système social, chaque système étant aussi bien le produit de processus biophysiques que de relations sociales. Autrement dit, cette approche reconnaît que la nature est composée d'une série d'objets et de processus et qu'elle aussi« le résultat (matériel et idéel) du processus de traduction par la société des données des systèmes biologiques et physiques » (Levy et Lussault, 2003). Cette inextricable coproduction, pour être appréhendée, doit donc être analysée par une approche adaptée intégrant aussi bien des connaissances biophysiques que socio-économique. Compte tenu des processus de spécialisation qui structurent l'activité scientifique, ce positionnement implique la nécessaire collaboration entre géographes biophysiciens et géographes humains.

L'utilisation de l'adjectif « critique » par R. Lave et ses collègues renvoie également à un positionnement particulier qu'il convient d'expliciter. En français, et plus particulièrement en géographie, le terme « critique » se décline selon plusieurs acceptions, non exclusives. Premièrement, il s'agit d'une forme de rigueur dans le raisonnement et dans l'analyse des faits et des concepts que la plupart des auteurs lient consubstantiellement à la démarche scientifique. Deuxièmement, la Théorie critique au sens strict correspond à un courant de pensée, rattaché à l'Ecole de Francfort, cherchant à promouvoir une forme d'émancipation des êtres humains par le biais de ces analyses. Le terme « critique » sert alors de chapeau à des positionnements multiples de géographie radicale, sociale ou engagée qui se sont affirmés depuis les années 1960. Troisièmement, une démarche critique peut s'exercer au sein d'une discipline ; dans ce cas, la démarche critique renvoie à un positionnement interne de contestation des pratiques, des paradigmes, des institutions, etc.

La seconde acception mériterait à elle seule des développements plus conséquents, car elle revêt de nombreuses réalités et car elle est au centre de la démarche proposée par R. Lave et ses collègues. En effet, ces derniers envisagent la géographie biophysique critique comme une analyse radicale des processus biophysiques qui structurent les socioécosystèmes : l'adjectif « radical » étant ici utilisé dans son sens étymologique, c'est-à-dire d'un retour aux racines socialement et politiquement construites d'une question. Ils assignent ainsi comme objectif à leur approche l'analyse des objets de nature, et des processus biophysiques qui les structurent, en intégrant explicitement, et même en première instance, les relations de pouvoirs entre les acteurs qui interagissent avec ces objets. En cela, cette géographie biophysique critique est clairement influencée par l'histoire

environnementale (Cronon, 1992 ; Denavan, 1992) et par la *political ecology* (Blaikie et Brookfield, 1987 ; Robbins, 2004 ; Benjaminsen, 2009). Ce projet entend bénéficier, d'une part, de la spécialisation des études en géographie biophysique qui s'est opérée depuis 50 ans par un mouvement de rapprochement avec les sciences de la Terre et de la Vie (sans pour autant promouvoir ce rapprochement, au contraire) et, d'autre part, de la dynamique importante qui a animé l'analyse critique des formes d'organisation sociale ces dernières décennies. À l'instar d'une approche de *political ecology*, cette approche reconnaît la pluralité des discours, mais elle assume une approche normative des valeurs, avec une prise de partie pour les minorités, les dominés, les groupes marginalisés, etc.

Le caractère social des enjeux écologiques et environnementaux au sens large est une question ancienne en écologie politique (Gorz, 1977) mais ce positionnement d'une approche radicale et explicitement politisée des questions environnementales ne me semble historiquement pas très présent dans la communauté des géographes biophysiciens qui se considèrent régulièrement comme moins engagés dans la promotion de la protection de l'environnement que les écologues (Pech, 2015). Sous réserve d'une analyse plus poussée, cela pourrait s'expliquer par le fait que, à quelques exceptions notoires, la géographie française n'est pas traditionnellement très politisée dans son approche scientifique[58], comme en témoigne une émergence tardive de géographes se revendiquant de la *political ecology* (Rodary, 2015 ; Mathevet *et al*., 2015) ; ce qui s'explique en partie par une influence assez faible du marxisme dans la communauté des géographes français (Paihlé, 2003).[59]

c.2. Une approche réflexive des pratiques naturalistes en géographie

L'approche critique ancre donc l'analyse biophysique dans un champ d'analyse où les notions de radicalité et d'engagement de la recherche sont importantes. Sur ce point Tadaki *et al.* (2014) semblent se démarquer par une position de recherche aussi active mais moins engagée que Lave *et al.* (2013). Ils semblent ainsi donner au mot critique un sens légèrement différent puisque, pour eux, il s'agirait plus de développer une attitude réflexive sur la portée sociopolitique des pratiques de recherche qu'un engagement politique par les activités de recherches (même si l'ensemble de ces auteurs conviennent que ces deux points de vue sont complémentaires). Ainsi, la géographie biophysique critique serait, avant tout, un cadre épistémologique offrant l'opportunité aux géographes physiciens de développer un regard critique, ou réflexif, sur leurs pratiques scientifiques et donc d'accroître leur capacité d'agir au sein de la société. À ce titre, il s'agit d'un positionnement qui peut être porté à l'échelle de l'individu mais qui s'inscrit dans un mouvement plus large de repositionnement de l'activité scientifique en général dans ces rapports au public et à la notion d'objectivité qui insiste sur l'intérêt de positionner son savoir et son activité et sur la nécessité du respect d'une diversité d'approches (Stengers, 2013 ; Barrau, 2016).

---

[58] Une analyse détaillée devrait porter sur les positions politiques affirmées (ex. J. Tricart ou R. Brunet) mais aussi sur les positions plus implicites. La question rapport natures/sociétés est typiquement un domaine très chargé de valeurs idéologiquement (et moralement) cadrées.

[59] Ce point fait échos à des réflexions en matière éthique régulièrement menées au sein de disciplines dont l'implication sociale est prononcée ; pour la géographie voir par exemple Racine (2010). Chez les géographes français travaillant sur l'environnement, la dimension politique est présente (Raffestin, 1980), mais il y a clairement plusieurs façons de se positionner par rapport à l'engagement politique (le leur et celui des autres). Il suffit pour s'en convaincre d'observer comment Mathevet et Godet (2015) ou Chartier et Rodary (2016) se positionnent par rapport à Brunel et Pitte (2010) qui se veut également une démarche critique.

Globalement, ce positionnement reconnaît la dimension construite de l'activité scientifique ce qui implique, d'une part, une forme de réflexivité interne au monde scientifique et, d'autre part, la reconnaissance que la science n'est pas la seule façon de produire un discours sur le monde (Gellner, 1984 ; Barrau, 2016). Par exemple, ce positionnement assume que les concepts (ex. écosystème, zonalité) ou les indicateurs (ex. tel taxon) mobilisés par les sciences naturelles sont une façon de voir parmi d'autres et une façon de voir située, c'est-à-dire qui ne peut être découplée du contexte sociopolitique et du lieu de son émergence (Zittoun, 2009 ; Cameron et Earley, 2015 ; Bouleau, 2014 ; Bocking, 2015 ; Bouleau *et al.*, 2016 ; Deuffic *et al*., 2016 ; Bouleau et Deuffic, 2016). Ce dernier point est d'autant plus important que l'activité scientifique, et donc la façon dont elle est construite, influence significativement le monde réel (Gellner, 1984 ; Habermas, 1990). Par exemple, Tadaki *et al*., (2014) montrent comment la classification des rivières est socialement construite et que la façon d'opérer une classification affecte la façon de voir et d'agir sur les hydrosystèmes.

La prise en compte de la dimension construite des pratiques scientifiques et des objets de recherches n'est pas étrangère aux scientifiques issus des sciences naturelles, dont les géographes physiciens, et l'intérêt de cette prise en compte ne me semble plus à démontrer (pour la sphère francophone cf. Chatelin et Riou, 1986 ; Bravard et Cohen, 2006 ; Métaillée, 2006 ; Alexandre et Genin, 2011 ; Giusti, 2012 ; Mathevet et Marty, 2015)[60]. En revanche, la diffusion plus large de cette prise en compte reste en grande partie à faire. De fait, il s'agit d'une remise en cause forte du paradigme classique post-vidaliens d'un réalisme relativement naïf en géographie biophysique (Orain, 2009). Cette remise en cause ne porte pas nécessairement sur le cœur des méthodes qui sont mises en œuvre ; en revanche, l'inclusion de ce corpus méthodologique au sein d'un dispositif épistémologiquement plus varié devient indispensable (Chatelin et Riou, 1986 ; cf. section suivante).

Par rapport à l'approche précédente, cette approche réflexive est surtout un regard sur la pratique professionnelle, elle n'implique pas un engagement politique fort au sens de la défense du point de vue de certains acteurs (plus pauvres, plus faibles, plus opprimés) contre d'autres (plus riches, plus forts, plus dominants). En revanche, elle n'exclut pas la participation au débat sur les questions de gestion, mais cette participation va au-delà de l'expertise naturaliste et propose un recadrage critique des présupposées qui sous-tendent les actions (ex. Génot, 2008 ; Lespez *et al*., 2015). Il me semble que cette approche réflexive favorise même un positionnement clair dans les démarches d'expertises auxquelles les géographes peuvent être amenées à participer. En effet, elle permet de formaliser la nature de cette expertise et donc de situer son discours de façon plus aisée (Lascoumes, 1994).

Le recours explicite à ce type de positionnement reste, à ma connaissance, rare chez les géographes biophysiciens ; soit parce que leur positionnement est assez proche, mais qu'il est implicite, soit parce que ce n'est pas leur positionnement. Il me semble difficile de trancher ici cette question sans une étude détaillée des positionnements épistémologiques effectifs de géographes actuels. Il est toutefois possible de souligner que la seconde raison pourrait s'expliquer par le fait que la géographie française à une relation relativement méfiante avec les logiques d'autocritique et d'autoanalyse des pratiques scientifiques contenues dans les approches de type post-modernes, et aux approches post-modernes dans

[60] Pour Chartier et Rodary (2016), ce besoin de réflexivité est également important pour l'ensemble des géographes travaillant sur les questions d'environnement, et c'est pourquoi il propose d'employer le terme de géographie environnementale et non de géographie de l'environnement.

leur ensemble d'ailleurs, pour des raisons scientifiques et institutionnelles (Besse, 2004 ; Chivallon, 2004)[61].

La faible présence de ce positionnement critique est à mon avis dommage, car une telle approche critique propose un espace épistémologique, entre des positions extrêmes souvent inconfortables, qui permet d'assumer le caractère construit des problématiques, des disciplines et des méthodes et qui, en même temps, permet de traiter avec rigueur des observations de faits naturels dans un cadre scientifique explicite (Inkpen, 2005 ; Giusti, 2012 ; Tadaki *et al*., 2015a). Cela doit également permettre de diminuer les tensions entre une position de principe visant à garantir sa légitimité scientifique et la reconnaissance indirecte des limites de l'exercice scientifique (Sear *et al*., 2007 ; Lévêque, 2016).

c.3. Quel tronc commun ?

En l'état actuel des discussions, la géographie biophysique critique recouvre des travaux qui analysent les interactions entre des structures et des relations sociales et des processus et des structures biophysiques, que ce soit directement ou par le biais de la production de savoirs (Figure 70). Deux approches se développent, en fonction d'une relation significativement différente à l'engagement politique des activités de recherches. Mais ces deux visions possèdent comme points communs la volonté, d'une part, de conserver un discours matériel sur le monde avec une maîtrise des outils de mesure des processus biophysiques (Lave *et al.*, 2013 ; Giusti *et al*., 2015) et, d'autre part, d'aller au-delà de la simple prise en compte des sociétés comme des boîtes noires dans les questions environnementales. Concernant ce second point, cela passe par une démarche réflexive, notamment sur la dimension construite des pratiques, et une volonté de remonter aux racines d'un enjeu, notamment en débusquant les enjeux de pouvoirs associés.

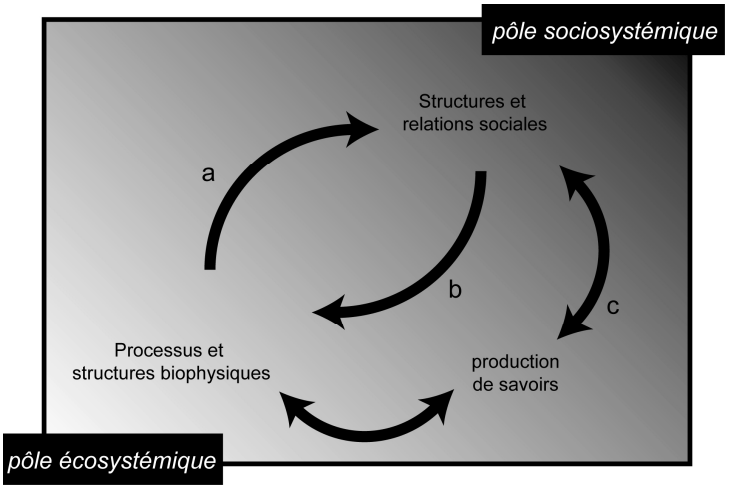


Figure 70. Représentation schématique des relations étudiées par la géographie biophysique critique : (a) comment la compréhension des processus biophysiques influence l'organisation sociale ? et (b) comment les relations sociales influencent-elles les processus biophysiques. Dans de nombreux cas, l'étude de ces relations comprend (c) une analyse des déterminants sociopolitiques de la compréhension des processus biophysiques

[61] Il ne s'agit pas ici d'assimiler l'approche réflexive aux courants post-modernes en sciences sociales, mais il me semble qu'indirectement cette faible appétence de la géographie française pour ces courants ne favorise pas la diffusion de ce type d'approche critique. Signalons que dans le numéro spécial de l'Espace Géographique sur le post-modernisme dont sont issues les références de Besse et de Chivallon, il n'y a pas de contributions sur la position de la géographie de l'environnement ou de la géographie biophysique.

Le rapport à la quantification des processus biophysique illustre bien le positionnement. Une approche de géographie biophysique critique assume le recours à la quantification comme moyen de connaissance, mais elle reconnaît aussi la dimension construite des usages sociopolitiques de cette quantification, par exemple pour durcir l'expertise dans un espace collectif conflictuel ou pour réduire le foisonnement du monde dans une logique de marchandisation. Ce rapport à la matérialité des processus et des structures se retrouve également dans la volonté de fournir des bases matérielles plus solides afin de renforcer l'analyse critique de questions traitées en géographie humaine critique, comme la gestion des ressources ou la vulnérabilité des sociétés. Ainsi, elle insèrerait la géographie biophysique dans un champ de recherche encore peu investi par celle-ci, comme le prouve la quasi-absence des géographes physiciens dans les réseaux de géographie critique (Drozdz *et al*., 2012). Un examen des articles publiés entre 2002 et 2014 dans la revue ACME (*An International E-Journal for Critical Geographies*) est édifiant : les aspects environnementaux ne sont présents que dans un seul dossier thématique consacré au changement climatique. Cette approche propose un cadre pour assumer la dimension construite des savoirs, dimension construite qui est probablement assez floue pour de nombreux géographes physiciens, mais elle réaffirme aussi la matérialité du monde. En effet, la dimension matérielle d'un milieu ou d'un paysage est parfois rejetée au prétexte que ce milieu ou ce paysage n'est pas qu'un objet mais qu'il s'agit d'une relation entre la société et celui-ci. Mais, au même titre que ce n'est pas qu'un objet, ce n'est pas qu'une relation.

Un des points forts de cette proposition d'approche critique réside, à mon sens, dans son cadre épistémologique. En effet, le besoin d'épistémologie est fondamental pour progresser dans la compréhension des objets hybrides (Chatelin, 1979). Épistémologiquement, l'étude conjointe de processus physiques, biologiques et humains, signifie nécessairement un déplacement du positionnement vers le réalisme critique ou le réalisme pragmatique (Inkpen, 2005 ; Giusti, 2012 ; Tadaki *et al*., 2014 ; Slaymaker, 2017) et un rejet du positivisme logique et de relativisme fort (Soler, 2002). De façon schématique, alors que le positivisme logique (mais aussi le rationalisme critique de Popper) assume que les entités étudiées, et les lois qui les relient, sont réelles et accessibles directement, le réalisme critique considère la réalité comme stratifiée (avec des emboitements) et différenciée. C'est par exemple, la position adoptée par P. Blaikie qui a grandement participé à l'essor de la *political ecology* (Benjaminsen, 2009) et qui est également revendiqué comme source d'inspiration par la géographie biophysique critique. Une telle position appliquée par exemple à l'hydrosystème implique de ne pas le considérer comme le reflet de la réalité, mais comme une construction combinant objectivité et subjectivité (notamment de la part des chercheurs dont je fais partie). Le réalisme pragmatique, lui, considère que la réalité est étudiée par des signes qui possèdent une double dimension objective/subjective et des classifications imparfaites, mais utiles (Inkpen, 2005).

d. Perspectives

Le projet semble ambitieux, car il prétend combiner la production de connaissances biophysiques normatives, multiscalaires, contextualisées et intégrées. Il est encore en grande partie à construire. Pour cela, R. Lave et ses collègues invitent à dépasser certaines réticences provenant aussi bien de la géographie humaine que physique. Non, la géographie biophysique critique n'est pas oxymorique et il faut se méfier d'une vision trop simpliste de

la géographie biophysique qui serait homogène et naïvement positiviste (cf. Mistry *et al*., 2009 ; Tadaki *et al*., 2012 ; Mathevet et Godet, 2015). Et non, il ne s'agit d'une démarche agressive envers la géographie biophysique visant à la déconstruire. Il y a 30 ans déjà Y. Chatelin voyait dans l'ouverture épistémologique des sciences des milieux une façon d'identifier leurs zones de faiblesses et de créer des ponts avec les sciences humaines et sociales (Chatelin, 1986). Cependant, la mise en œuvre d'un tel projet nécessite d'assumer d'étudier une relation, pas la nature seule ni la société seule. Or cela pose des questions sur la prise en compte de la spatialité de cette relation, sur la possibilité de tenir cette position dans une dynamique de spécialisation et sur parasitage que génère l'instrumentalisation institutionnelle d'un contexte budgétaire souvent tendu.

Si le projet semble ambitieux, certains points communs entre géographes font penser à R. Lave et ses collègues qu'il est parfaitement accessible : habitude de travailler sur les questions d'échelles, d'intégrer la non-linéarité et la complexité des phénomènes, etc. De plus, la géographie biophysique a amélioré, au cours des dernières décennies, l'analyse théorique de la spatialité des phénomènes qu'elle étudie ainsi que la compréhension de ses bases épistémologiques, même si ces dernières restent encore un vaste champ de recherche à creuser (Inkpen, 2005 ; Regnauld, 2013). La démarche est pragmatique et relève d'un parti pris : tirer avantage de la proximité institutionnelle de pratiques de recherches variées au sein de la géographie afin de produire des analyses pertinentes (d'espaces, de territoires, de paysages, de processus spatiaux) car basées sur une réelle intégration des aspects sociaux et naturels. R. Lave et ses collègues voient dans cette proximité (notamment présente dans la formation des étudiants) une opportunité unique de contribuer significativement à une réflexion théorique sur la nature, mais aussi à la compréhension de la spatialité des processus biophysiques. Pragmatisme poussé à l'extrême ? Opportunisme ? Effet de mode ? Bonne idée ? L'avenir le dira. Dans tous les cas, pour devenir une approche structurée, un long travail d'explicitation, de clarification théorique et de mise en œuvre est nécessaire. Ainsi, de manière non exhaustive, il conviendrait :

- de clarifier les points de convergence/divergence avec la *political ecology*. Cette question est traitée en une phrase dans l'article de R. Lave *et al.* (2013) qui, citant l'analyse de P.A. Walker (2005), indique que la *political ecology* est plus « political » que « ecology ». La géographie biophysique critique serait ainsi très proche des premiers travaux de political ecology, avant que ces derniers ne soient dominés par des approches post-structuralistes (Lave, comm. pers.). Par certains aspects, elle apparaît même comme une réaction aux approches critiques en géographie de l'environnement (symbolisée aux USA par la *political ecology*, mais aussi présente en France par certains aspects) qui ne porteraient que sur les discours (et non plus sur le discours ET la matérialité des faits) et qui après la déconstruction oublierait d'être force de proposition. Il faut donc clarifier la nature de cette réaction entre stratégies individuelles et mouvement plus profond. Cependant, cette clarification porte plus sur la dénomination que sur le contenu. À titre personnel, peu m'importe d'appeler cela géographie physique critique, approche critique de la géographie, *political ecology* ou autre. Le contenu prime en grande partie sur la dénomination qui est également sujette à des logiques institutionnelles non nécessairement en lien avec le contenu. En revanche, cet enjeu doit être l'occasion de clarifier le rapport à l'engagement et la base de cet engagement : sociale, écologiques, etc.
- de poser les bases conceptuelles et méthodologiques permettant de mobiliser

conjointement des chercheurs(euses)[62] dont les bagages épistémologiques et la nature des objets d'étude peuvent différer afin de ne pas se limiter à une simple juxtaposition de regards, mais de mettre une véritable dialectique entre approche sociale et naturaliste dont les positionnements épistémologiques restent historiquement différents (Regnauld, 2013). Ce travail est indispensable dans un monde académique qui multiple les notions censées articuler les processus biophysiques et les dynamiques sociales (socioécosystème, anthroposystème, etc.) mais qui peine parfois à faire vivre les échanges inter- et intra-disciplinaires,

- de mettre en œuvre cette approche et de créer les conditions institutionnelles de la réussite de tels projets (sources de financement, lieux de publication, etc.),
- de positionner la géographie biophysique critique comme une communauté d'approche ou comme une sous branche de la géographie. Sur cet aspect, R. Lave et ses collègues semblent opérer un glissement de la première vers la seconde. Or, ce glissement pose des questions et mérite clairement une réflexion (voir par exemple Raffestin, 1989), d'autant plus qu'il ne semble pas partagé par tous les auteurs (Tadaki *et al*., 2014), et
- de définir si la proposition d'une géographie biophysique critique, qui participe à la déconstruction de la dualité trop schématique entre nature et culture déjà mise en œuvre par exemple en anthropologie (Descola, 2005) ou en géographie (Berque, 1986), envisage de se muer également en force de construction[63].

En France, si actuellement personne ne revendique explicitement une approche de géographie biophysique critique, ce n'est pas pour autant qu'elle est absente ; des questionnements, des positions épistémologiques et des propositions scientifiques proches sont présents (ex. Chatelin et Riou, 1986 ; Bravard, 2006 ; Giusti 2012 ; Lespez, 2012b ; Mathevet et Godet, 2015 ; Dufour *et al*., sous presses). Il semblerait donc opportun de réaliser une véritable revue des pratiques pouvant s'en rapprocher, au-delà de ce que laissent paraître les manuels universitaires (Giusti, 2012). Ce travail impliquerait de bien identifier les changements de pratiques de recherche en géographie biophysique, notamment au cours des trois dernières décennies, ainsi que les échanges qui existent entre géographique physique, géographie des risques, géographie de l'environnement, géographie des ressources, géographie culturelle, etc. Bref, un travail fin non seulement d'histoire, mais aussi d'épistémologie. Ce travail est d'autant plus nécessaire que les pratiques de géographie critique en France semblent se distinguer sensiblement des pratiques anglo-saxonnes, notamment par la place du terrain, par une défiance envers des théories trop globalisantes et par une prudence en matière d'engagements politiques (Morange et Calbérac, 2012). Il est également rendu nécessaire par la diversité de positionnement des différentes composantes de la géographie biophysique par rapport aux questions d'environnement. Il conviendrait ainsi de réaliser une analyse fine des différentes dimensions couverte par le champ de l'analyse épistémologique (nature et portée des théories et concepts, démarche

[62] Il semble en effet difficile de mobiliser ce type d'approche intégralement à l'échelle d'une seule personne.

[63] Si la capacité des approches critiques, qu'elles soient d'inspiration post-moderne, qu'elles s'inscrivent en *political ecology*, etc. est reconnue, leur capacité à proposer également une dimension constructive est parfois plus discutée (Staszak, 2004 ; Robbins, 2014 ; etc.). Le risque d'un processus de déconstruction sans reconstruction est la critique gratuite qui, elle-même, peut être instrumentalisée. Lutter contre cela passe probablement par plusieurs aspects parmi lesquels figurent le retour aux processus quantifiés et une attitude réflexive multidirectionnelle.

méthodologique et valeur de démarche scientifique).

La géographie biophysique critique est-elle juste un nom, fruit d'une coquetterie taxonomique que l'on attribue souvent aux universitaires anglo-saxons ? Peut-être. Mais, à titre personnel, je vois dans cette proposition l'occasion de renouveler une forme de réflexion théorique en géographie biophysique et d'améliorer la compréhension des objets et de phénomènes spatiaux que j'étudie. Il ne s'agit guère plus qu'une intuition (notamment en raison du flou qui règne encore autour de la proposition), une intuition, probablement naïve, qui mérite de plus amples débats. En effet, le devenir d'une proposition de ce genre est très lié à l'écho qu'elle va rencontrer (ou pas). Il s'agit peut-être d'une impasse, mais, en l'état, il me semble que le chemin mérite *a minima* d'être exploré, aussi bien sur un plan théorique que pratique. La réflexion est lancée.

Chapitre 3. Tester une approche critique des milieux en géographie biophysique, l'exemple de la restauration écologique des cours d'eau[64]

[64] Section en partie reprise d'un projet ANR non financé ; elle mobilise des réflexions issues d'échanges notamment avec Anne Julia Rollet, Gabrielle Bouleau, Laurent Lespez, Marie-Anne Germaine, Sébastien Caillault, Maxime Marie et Jean Michel Cador.

Afin de rendre plus concret le positionnement proposé ci-dessus, cette section développe ce que pourrait être un projet de recherche mobilisant, en partie, une approche de géographie biophysique critique sur la question de la restauration de la continuité sur les cours d'eau.

3.1. Contexte : la restauration écologique n'est pas qu'une pratique technique basée sur les connaissances des sciences naturelles

Au-delà de la sphère écologique relativement évidente, la restauration écologique, comme toutes les politiques de gestion environnementale, repose sur de nombreuses dimensions sociales. Par exemple, les mécanismes sociopolitiques de mise en œuvre de ces actions, et leurs bases philosophiques et culturelles, affectent directement l'efficacité de ces actions et les territoires où elles sont déployées (Gobster et Hull, 2000 ; Schläpfer et Witzig, 2006 ; Bouleau et Barthélémy, 2007 ; Trigger *et al.*, 2008 ; Brierley et Fryirs, 2008). En effet, par définition, la restauration se déroule sur des territoires peuplés (Gross, 2006). Les dimensions sociales de la restauration ont ainsi fait l'objet d'études scientifiques, principalement selon deux axes : d'une part, une analyse éthique relativement a-territoriale du bien-fondé et des enjeux de relation natures/sociétés (Gobster et Hull 2000) et, d'autre part, la mobilisation instrumentale des sciences humaines et sociales dans le but de comprendre, et donc d'améliorer, l'acceptabilité des projets au sein des territoires (Rochard *et al.*, 2009 ; Davenport *et al.*, 2010 ; Narcy, 2013). Ainsi, les dimensions éthiques et éducatives dominent largement la littérature aux dépens, par exemple, des analyses économiques (Blignault *et al.*, 2013b).

La prise en compte de cette dimension économique est plus sensible dans la littérature depuis l'émergence de la notion de services écosystémiques (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En effet, un des usages de cette notion consiste à alimenter des analyses coût-bénéfice menées au sein d'un espace concerné par une restauration (typiquement le bassin versant ou le tronçon fluvial) afin de hiérarchiser les fonctions écosystémiques à privilégier et de démontrer l'intérêt des actions de restauration (Loomis, 2009 ; Blignault *et al.*, 2013b).

L'ensemble de ces approches de la restauration n'a été que peu complété par une analyse politique des moyens, des implications et des limites de ce type de démarche et la dimension politique demeure clairement l'un des angles morts de la compréhension des enjeux de la restauration écologique (Light et Higgs, 1996 ; Gunderson et Light, 2007 ; Bliss et Fisher, 2011 ; Baker et Eckerberg, 2013). Or, cette dimension questionne l'idée même d'une vision purement scientifique de la restauration écologique. Par exemple, aux USA, Lave *et al.* (2010) montre que les pratiques de restauration écologique des cours d'eau sont influencées par des logiques politiques plus globales, comme la privatisation et la commercialisation des activités scientifiques.

L'intérêt récent pour les dimensions esthétique (Junker et Buchecker, 2008 ; Blanc et Lolive, 2009 ; Cottet *et al.*, 2009), patrimoniale (Rochard *et al.*, 2009 ; Morehouse, 2011 ; Germaine et Barraud, 2013b ; Lespez *et al.*, 2013) et participative (Baker et Eckerberg, 2013) a également mis en lumière la complexité de l'implication des individus et des collectifs dans les politiques de restauration écologique (ex. Germaine et Lespez, 2014). Ces études ont notamment démontré la diversité des positionnements individuels et les causes de ces positionnements face aux actions de restauration écologique (Buijs, 2009 ; Perry, 2009 ; Ito *et*

al., 2009 ; Jones *et al*., 2012 ; DiEnno et Thompson, 2013). La place de la participation de multiples acteurs dans cette politique représente assez bien la place parfois ambiguë des sciences humaines et sociales dans les logiques de restauration écologique. D'une part, de nombreux scientifiques reconnaissent la participation de multiples acteurs comme un enjeu majeur des questions de restauration écologique. Il s'agit de prévenir, par la négociation, les conflits d'intérêts ou de valeurs entre différents acteurs poursuivant différents objectifs (Halme *et al*., 2013), et de mobiliser plusieurs formes de savoirs complémentaires (Gagnon et Berteaux, 2009 ; Reid *et al*., 2011). Mais, d'autre part, les aspects sociaux dans leur ensemble sont souvent présentés comme une contrainte que l'on pourrait contourner en « éduquant » les acteurs ou en développant des outils de participation. De fait, cette question de la participation concentre l'essentiel de la dimension politique des actions de restauration écologique comme si les questions de gouvernementalité s'y réduisaient. Or, d'une part, des analyses détaillées des démarches participatives dans la gestion de milieux naturels remettent en cause leur efficacité réelle et, d'autre part, l'analyse critique de certains projets de restauration écologique montre clairement que la complexité des processus sociopolitiques en jeu dépasse la question des démarches participatives (Rikoon, 2006 ; Lave *et al*., 2010 ; Barnaud, 2013 ; Barraud et Germaine, 2013). L'hostilité exprimée envers certains projets de restauration illustre bien cette complexité et met en lumière la diversité des rationalités des enjeux de restauration (Billaud *et al*., 2013 ; Petursdottir *et al*., 2013 ; Magilligan *et al*., 2017). Plus 20 ans après la controverse de Chicago (Gobster et Hull, 2000), l'exemple du désaménagement des cours d'eau montre que la restauration écologique demeure une question politique importante (Bellec et Lefebvre, 2012 ; Barraud et Germaine, 2013 ; Germaine et Barraud, 2013b).[65]

Si les dimensions humaines et sociales sont aujourd'hui clairement identifiées comme des éléments centraux dans les stratégies de restauration écologique (Aronson *et al*., 2006), certaines de ces dimensions méritent encore de plus amples développements scientifiques. Ainsi, l'étude fine des acteurs locaux, intégrant la variabilité inter et intragroupe, la mobilité des individus et l'impact de leurs pratiques sur le milieu, est rarement intégrée à l'analyse des politiques de restauration écologique. Or, cette étude est indispensable à la compréhension des conflits et des synergies entre acteurs de la gestion environnementale des territoires (Botha *et al*., 2008 ; Jellinek *et al*., 2013). De fait, la nature et la diversité des tensions qui existent entre les différentes formes de rationalités autour des logiques de restauration sont actuellement des questions scientifiques ouvertes (Couix et Hazard, 2013).

Enfin, la restauration écologique pose également la question de la place des sciences naturelles dans le processus de restauration. De fait, les publications issues des sciences naturelles se positionnent souvent dans une logique scientifique d'inspiration positiviste, position qui répond en partie à une demande politique de résultats et d'indicateurs opérationnels (Turnhout *et al*., 2007). Elles présentent des connaissances nécessaires aux actions de restauration : théorie écologique, résilience d'un écosystème, vitesse de colonisation des espèces ou de développement d'une unité morphologique, test de bio-indicateurs pertinents, hiérarchisation des facteurs de contrôle, etc. (ex. Palmer *et al*., 1997 ; Beechie *et al*., 2008 ; Palmer, 2009 ; Pander et Geist, 2013). Cependant, d'une part, cette

[65] La combinaison d'enjeux écologiques, politiques, etc. autour des barrages comme sujet de réflexion, notamment en géographie n'est pas neuve. Par exemple, une partie des travaux menés dans le cadre du PIREN a abordé la question de l'impact de la construction des barrages (Bravard, 1982a) ; voir aussi Michelot (1990) ou l'article « barrage » dans Brunet (2006).

position n'est pas uniforme (Kondolf, 2013 ; Lespez et Germaine, 2016 ; Hobbs, 2016 ; Dufour *et al.*, sous presses) et, d'autre part, l'analyse de l'utilisation des savoirs académiques dans la mise en œuvre des politiques publiques fait clairement apparaître le caractère socialement construit des concepts sous-jacents (Gobster et Hull, 2000 ; Bouleau, 2014) ainsi que des hiatus entre les connaissances scientifiques et les connaissances réellement mobilisées par les institutions en charge de ces politiques. Ainsi, Bouleau et Pont (2014) ont montré comment la science écologique mobilisée dans la directive européenne cadre sur l'eau ne reflète que très partiellement l'état des connaissances de cette discipline. De fait, certains aspects scientifiquement reconnus peinent à être intégrés comme le poids des pratiques anthropiques dans la structure et le fonctionnement des systèmes biophysiques (Lespez *et al.*, 2013, 2015), les apports de l'écologie fonctionnelle (Bouleau et Pont, 2014), l'intérêt de mobiliser des indicateurs variés (Rollet *et al.*, 2014 ; Feld *et al.*, 2014 ; Dufour *et al.*, 2015), la prise en compte de la variabilité géographique dans la définition des normes d'indication (Feld *et al.*, 2014 ; Ecke *et al.*, 2016 ; Göthe *et al.*, 2016 ; Verdonschot *et al.*, 2016) ou l'intégration de l'incertitude et de la variabilité (Sear *et al.*, 2007 ; Belletti *et al.*, 2013). Cette intégration sélective des savoirs dans la réglementation européenne semble liée à l'inégale compatibilité des savoirs écologiques aux théories dominantes en économie (équilibre général) et en gestion (*new public management*) ainsi qu'aux experts mobilisés et leur influence dans les institutions en charge des questions d'état écologique des cours d'eau (Steyaert et Ollivier, 2007 ; Loupsans et Gramaglia, 2011 ; Germaine et Barraud, 2013a ; Bouleau et Pont, 2014). Mais la transcription nationale de ces choix et son impact sur les milieux naturels n'ont pas été analysés.

En résumé, considérer la restauration écologique uniquement comme un nouveau paradigme scientifique venant compléter les autres conceptions de la gestion environnementale limite fortement le champ des recherches portant sur la restauration des milieux : il s'agirait principalement de résoudre des questions scientifiques et techniques sur les fondements écologiques théoriques, les modes opératoires, les impacts environnementaux et le développement d'outils d'évaluation et de suivi des actions (Pastorok *et al.*, 1997). De fait, la littérature scientifique est riche en expérimentations, en évaluations de protocoles et en préconisations opérationnelles (Matlock et Morgan, 2010). Secondairement, il conviendrait d'accompagner l'émergence de ce paradigme par un débat philosophique sur sa portée éthique (Larrère et Larrère, 1997 ; Gobster et Hull, 2000 ; Katz, 2000 ; Fabiani, 2000 ; Jordan, 2003 ; Cairns, 2003 ; Light, 2008 ; Gobert, 2010). Mais la restauration écologique ambitionne clairement de renouveler les stratégies de gestion environnementale notamment par une intégration explicite de la dimension sociale et, en effet, la littérature scientifique montre que ces stratégies ne relèvent pas que d'une production et d'une utilisation neutre d'un savoir universellement valable. De fait, l'efficacité et les conséquences indirectes de ces stratégies sur les sociétés et les milieux sont très significativement influencées par des logiques sociales, politiques, culturelles, historiques et économiques (Trigger *et al.*, 2008 ; Egan *et al.*, 2011). Ainsi, si la politique de restauration écologique marque, ou prétend impulser, une transformation profonde des pratiques de la gestion environnementale, et plus globalement du rapport natures/sociétés, il est indispensable de procéder à une analyse critique afin d'apprécier l'ampleur effective de ce changement, ainsi que ses implications socioécologiques aussi bien en matière de modifications des milieux (structure, fonctionnement, fonctions, services) que de leur gouvernance (gestion des conflits, des solidarités, des rapports de force, etc.). Afin de montrer comment une approche de géographie biophysique critique pourrait participer à

cette analyse, la suite de cette section développe l'exemple de la restauration de la continuité sur les cours d'eau.

3.2. Un exemple : restaurer la continuité écologique

Au cours de la dernière décennie, la France s'est engagée dans une politique de restauration de la continuité écologique des cours d'eau. Cette politique s'inscrit dans la continuation de la directive cadre sur l'eau (DCE) de 2000, visant à améliorer l'état des masses d'eau des pays de l'Union européenne, et des plans de gestion des espèces migratrices, comme le plan anguille (R(CE) n°1100/2007). Elle se traduit notamment par la suppression des obstacles à l'écoulement afin de favoriser le déplacement des espèces et le transfert des sédiments. Cette politique de restauration de la continuité écologique a, dans un certain nombre de cas, fait l'objet d'une opposition de la part des propriétaires d'ouvrages notamment sur la base d'arguments patrimoniaux, paysagers et liés aux usages de ces ouvrages (Jørgensen et Renöfält, 2012 ; Bellec et Lefebvre, 2012 ; Germaine et Barraud, 2013b). L'existence même d'une controverse pose évidemment des questions sociales et politiques. Elle induit également une certaine sensibilité autour de son influence réelle sur les hydrosystèmes. Or, l'évaluation de la réponse des milieux se concentre très majoritairement sur les milieux aquatiques, le chenal (Zitek *et al.*, 2008 ; Horreo *et al.*, 2012 ; Chiu *et al.*, 2013), et néglige le reste de la plaine alluviale (Shafroth *et al.*, 2002). De fait, l'influence de la suppression des barrages sur la plaine alluviale reste en grande partie à évaluer, notamment dans le cas des petits ouvrages. Pourtant, les connaissances sur le fonctionnement hydroécologique de plaines alluviales permettent de supposer une influence non négligeable dans la mesure où la suppression des barrages se traduit par une modification significative de la position de la ligne d'eau (d'autant plus que le barrage est grand) (Pizzuto, 2002 ; Miller et Vizcaino, 2004). Or, la position de la nappe alluviale est étroitement liée à celle de la ligne d'eau (Piégay *et al.*, 2003b) et les écosystèmes alluviaux sont sensibles à la position de la ligne d'eau, comme cela a été démontré par l'analyse de la croissance et la régénération des espèces végétales riveraines (Amlin et Rood, 2003 ; Dufour et Piégay, 2008 ; Astrade et Dufour, 2010).

Les résultats de l'analyse dendrologique réalisée sur l'Orne et la Vire (cf. p. - 114 -) illustrent en partie la complexité des enjeux écologiques, politiques et opérationnels qui s'articulent autour de la stratégie de restauration de la continuité écologique des cours d'eau par suppression des ouvrages de type seuils ou petits barrages. En effet, cette stratégie soulève la question de notre capacité à combiner les effets de telles opérations sur des plans multiples, relevant des dimensions environnementalistes et socioculturelles. La mobilisation de critères multiples, si elle assure une intégration plus complète des différents enjeux, ne résout pas les éventuelles oppositions. Ainsi, en ce qui concerne la dimension environnementale, la restauration de la continuité se concentre sur le chenal, dont elle vise à améliorer les conditions écologiques et, dans de nombreux cas, elle n'intègre pas les écosystèmes de plaine alluviale, dont la réponse elle-même peut être variable. Par exemple, pour les espèces de la ripisylve, la suppression d'un barrage peut se traduire par une recolonisation d'espèces, avec accroissement de la biomasse et de la richesse spécifique (Isaksson, 2010 ; Kim *et al.*, 2014). Dans le même temps, même si l'ampleur du phénomène reste à analyser plus finement, nos résultats montrent que le risque d'une perte partielle du caractère humide des habitats riverains en place existe, habitats riverains reconnus au même titre que les espèces aquatiques migratrices comme des objets naturels à protéger. De plus, l'analyse géomorphologique de certains tronçons fluviaux montre également la possible

insuffisance de la suppression pour résoudre les questions de déficit sédimentaire (Dufour *et al*., sous presses). Si le bilan écologique est difficile à établir pour une seule composante du système, il devient vite évident que le bilan global, intégrant plusieurs systèmes (écosystèmes et sociosystèmes), à différentes échelles spatiales, dans différents contextes géographiques, est encore plus délicat à dresser (Stanley et Doyle, 2003 ; Jørgensen et Renöfält, 2012). Concernant ce point, une approche de géographie biophysique critique peut se révéler pertinente au moins sur deux plans. Premièrement, elle contribue à fournir des connaissances scientifiques fiables et reconnues, notamment *via* la production de données primaires sur l'état biophysique des systèmes. Deuxièmement, elle apporte un retour critique sur la production de connaissances scientifiques afin d'identifier les angles morts. Par exemple, il y a une disproportion entre les études sur le chenal et les études sur la plaine ou entre les cours d'eau à forte énergie / les grands cours d'eau et les cours d'eau à faible énergie[66]. De même, l'impact du fait qu'une partie de notre savoir hydromorphologique ait été développé sur des systèmes anciennement anthropisés, mais considérés comme naturels, puisse réduire la diversité des formes de références et des savoirs n'a pas vraiment fait l'objet d'une évaluation (Bravard et Petit, 2000 ; Lespez *et al*., 2015).

Il ne s'agit pas ici de remettre en cause le bien-fondé de la politique de restauration de la continuité, ni de conclure à l'impossibilité d'une prise de décision devant la multiplicité des conséquences, mais bien de souligner la nécessité d'une approche des actions de restauration qui, sans renier ses ambitions, serait probablement plus intégrée, plus en lien avec la diversité des situations et, dans tous les cas, plus explicite dans ses objectifs et ses conséquences. Cependant, ce cas illustre les paradoxes qui surgissent inévitablement entre niveaux scalaires et niveaux d'organisations biologiques lorsque l'on passe d'un paradigme de protection basé sur une dualité simpliste (naturel = bon / artificiel = mauvais) à un pilotage de trajectoires biophysiques (Larrère et Larrère, 2015). Or, la géographie biophysique peut contribuer significativement à améliorer notre gestion de ces paradoxes, surtout si elle adopte une démarche critique.

3.3. Production de savoirs, rapports de forces et façonnement des milieux naturels dans les projets de restauration écologique

La prise en compte combinée de certains développements scientifiques récents en matière d'analyse des politiques publiques environnementales et de connaissances du fonctionnement des milieux permettraient de renouveler en partie l'étude scientifique de la continuité écologique par une approche plus critique en analysant :

- l'enjeu de la multiplicité des rationalités des acteurs impliqués posant le problème d'un « nous » considéré comme homogène, ce qui est loin d'être le cas (Clewel et Aronson, 2006 ; Barraud, 2009 ; Jones *et al*., 2012) et ce qui rendrait le système technocratique fondé sur un transfert de pouvoir en partie inopérant (De Longeaux, 2009),
- les rapports de forces entre les acteurs, qu'ils soient définis sur la base de savoirs, de liens institutionnels ou de relations économiques (Reid et MEA, 2006) ; rapports de

[66] Une requête dans la base de données WOS indique 7 fois plus d'articles pour les écosystèmes aquatiques que les terrestres en matière de suppression de barrage. De même, une requête dans la base de données sur les thèses indique que seulement 5 % des thèses soutenues en France en géomorphologie fluviale entre 1985 et 2015 concernent les cours d'eau à faible énergie. Des études en cours participent à combler ces lacunes, mais les bases scientifiques restent mal équilibrées.

force qui modifient les termes du débat et affectent la prise en compte des différents acteurs et individus (Billaud *et al*., 2013),

- les questions de l'efficacité des outils de l'action publique, de la construction des normes, du poids des réseaux scientifiques et de la légitimité des savoirs et des actions, etc. (Steyaert et Ollivier, 2007 ; Barthélémy et Souchon, 2009 ; Loupsans et Gramaglia, 2011 ; Lave, 2012 ; Leino et Peltomaa, 2012 ; Billaud *et al*., 2013 ; Germain et Barraud, 2013 ; Linton et Budds, 2013 ; Couix et Hazard, 2013 ; Bouleau, 2013 ; Tadaki et Sinner, 2014),
- la question de la tension entre les échelles (biophysiques, politiques, etc.), et notamment entre processus normatifs descendants et spécificités territoriales (Meadowcroft, 2002 ; Abensperg-Traun *et al*., 2004 ; Lebel *et al*., 2005, 2006 ; Moreno-Mateos et Comin, 2010 ; Ison *et al*., 2011 ; Billaud *et al*., 2013 ; Castro-Larrañaga, 2013 ; Germaine et Barraud, 2013b), mais aussi liée à des processus ascendants (effet de vitrine ou d'inspiration) (Swyngedouw, 2004 ; Guerrin et Bouleau, 2014), et
- la question de l'ampleur effective de l'effet des actions de restauration comme facteurs de modifications de l'organisation spatiale des territoires dans leurs dimensions matérielles et idéelles (Lespez et Germaine, 2016 ; Dufour *et al*., sous presses).

L'analyse de la littérature scientifique met clairement en évidence un angle mort de la connaissance : comment relier production de savoir, rapports de forces et façonnement des milieux ? En effet, si la compréhension des facteurs qui influencent la réussite des actions de restauration doit encore être approfondie (Eitzel *et al*., 2012), l'influence de leur mise en œuvre est une question scientifique à ouvrir. De fait, une approche fine de l'implication territoriale de la restauration écologique qui analyserait conjointement l'origine et la diffusion des savoirs en matière de restauration écologique, la façon dont ces savoirs sont mobilisés (ou pas) par les acteurs de terrain et l'impact des modalités de cette construction sur les milieux reste à entreprendre. Et il me semble que ce projet pourrait s'inscrire en grande partie dans une logique d'approche de type géographie biophysique critique.

L'originalité d'un positionnement de ce type réside essentiellement dans le fait de considérer la restauration écologique non pas comme un paradigme unificateur et consensuel, mais comme un dispositif de gouvernance environnementale, et plus exactement comme un dispositif d'environnementalité. Comme dans le cas de services écosystémiques (cf. p. - 161 -), ce dispositif correspond à l'agencement d'éléments variés (institutions, lois, énoncés scientifiques, etc.) possédant un effet normatif dans la mesure où ils incitent à conduire certaines actions, à tenir certains discours, etc. Cette manière particulière d'exercer un pouvoir a été qualifiée de gouvernementalité, ou d'environnementalité lorsqu'elle concerne des questions environnementales (Agrawal, 2005 ; Arnauld de Sartre *et al*., 2014b). Elle repose sur une combinaison d'influence des conduites et d'influence de la façon de contextualiser une question, chaque influence renvoyant à diverses sources de pouvoir (mental, financier, etc.) (Boonstra, 2016). Cette grille de lecture a démontré son originalité et son intérêt dans l'analyse critique des politiques environnementales et des concepts associés (voir par exemple Castro Larrañaga, 2013 pour la biodiversité ou Arnauld de Sartre *et al*., 2014a pour les services écosystémiques[67]).

[67] Elle permet, par exemple, de distinguer, d'une part, la gouvernance comme objet analytique et, d'autre part, la gouvernementalité (ou l'environnementalité) comme processus normatif intégrant des enjeux de savoir, de politique, d'institution et de subjectivité.

De fait, considérer la restauration écologique comme un dispositif d'environnementalité permet d'analyser un angle mort des recherches sur les questions de la restauration écologique (Egan *et al.*, 2011) : déterminer son impact en matière de relations sociales et de transformation effective des milieux *via* la production, la circulation et l'utilisation de savoirs. Cela ne peut se faire qu'en mobilisant des sciences naturelles et sociales et il me semble que la géographie biophysique est bien placée pour contribuer à une telle analyse pour les raisons mentionnées ci-dessus (cf. p. - 213 -).

Plus spécifiquement, la combinaison de trois éléments confère à cette démarche un positionnement pertinent et en partie original (Lave, 2009, 2012 ; Doyle *et al.*, 2015).

- Considérer de façon explicite que les actions de restauration écologique, comme toutes les pratiques de gestion des milieux naturels, ne sont pas neutres dans le sens où des enjeux de pouvoirs traversent les institutions et les acteurs qui les mettent en œuvre (scientifiques, gestionnaires, riverains, etc.). De fait, il s'agit d'analyser comment ces enjeux non seulement structurent les relations entre acteurs, mais aussi comment ils produisent des normes, comment ces normes modifient effectivement le paysage et comment la modification des paysages bénéficie à certains acteurs plus qu'à d'autres.
- Utiliser le prisme du territoire comme un révélateur des tensions qui existent en matière d'environnement, entre logiques descendantes normatives et prises en considération des spécificités locales (dans leurs dimensions naturelles et humaines) (Billaud *et al.*, 2013 ; Castro Larrañaga, 2013 ; Germaine et Lespez, 2014). L'approche territoriale de la restauration écologique doit permettre d'analyser, de façon à la fois critique et constructive, (1) la nature de ces tensions, en intégrant la diversité des rationalités des différents acteurs à l'œuvre sur un territoire, (2) la domination de certaines rationalités sur d'autres et (3) l'impact de cette domination sur le façonnement des milieux naturels. Il s'agit donc de dépasser les débats sur la définition de la référence en travaillant plutôt sur, d'une part, les limites du domaine de validité des référentiels proposés aux acteurs régionaux et locaux et, d'autre part, une meilleure intégration des acteurs exclus des processus de définition des objectifs de gestion environnementale.
- Développer une approche inter/intradisciplinaire et interacteurs de l'environnement en positionnant la question de la production des savoirs au-delà de la composante biologique (très dominante au sein de la communauté de chercheurs travaillant sur la restauration écologique) vers des disciplines comme l'hydrologie ou la géomorphologie et vers des acteurs comme les gestionnaires, les élus ou les agriculteurs. En effet, il convient d'analyser l'impact potentiel de ce décentrage quant à la production de normes environnementales et quant au façonnement du paysage et des écosystèmes.

Pour développer une approche critique, il ne suffit pas d'identifier des hiatus et des limitations. Il convient également de contextualiser l'analyse dans un cadre spatio-temporel plus large. En effet, il faut bien distinguer le niveau de critique en précisant que de nombreuses limitations des pratiques de restauration relèvent probablement de l'ajustement interne d'une pratique relativement récente et dont l'ampleur est très variable d'un pays à l'autre. Ainsi, sur le plan de la prise en considération des processus écologiques, le choix des critères est important, mais secondaire derrière la reconnaissance de ces processus comme une des pièces du puzzle. Pour le dire autrement, et de façon caricaturale, une restauration sur des critères limités ou mal définis est probablement écologiquement plus intéressante

qu'une artificialisation complète du milieu. Sur le plan social, le rôle de la restauration est probablement très différent dans le contexte européen où les politiques publiques sont très influentes sur les acteurs et sur les paysages par rapport à d'autres contextes politiques. Il convient de porter un regard mesuré qui dimensionne aussi la critique au regard des progrès accomplis à plus long terme. La restauration est probablement une nouvelle forme de technocratisation de l'hydrosystème elle signe néanmoins une évolution des relations natures/sociétés. De même, si localement la pression normative descendante des prescriptions législatives type DCE peut représenter un risque d'inadaptation, il n'est pas certains que s'affranchir d'un cadre stratégique d'échelle supérieure représente nécessairement une panacée dans la mesure où la dimension locale ou ascendante d'un processus politique n'est pas non plus la condition suffisante d'une décision appropriée.

3.4. Quel programme de recherche ?

L'objectif d'évaluer la portée des actions menées au nom de la gestion de l'environnement pour ce qui est de la gouvernementalité et de la transformation des territoires est fondé sur l'hypothèse que la restauration écologique peut être considérée comme un dispositif emblématique de la modernité écologique qui, par le biais de discours, de raisonnements scientifiques, de mesures législatives, d'actions *in situ*, etc. produit une forme de gestion normative de l'environnement et des sociétés en grande partie déconnectée des spécificités territoriales. En effet, bien que la restauration écologique se base théoriquement sur une remontée de la demande sociale locale et une intégration des modalités de gestion définies par plusieurs acteurs au sein d'un territoire, il est possible de faire l'hypothèse que dans certains cas, dont celui des hydrosystèmes, sa mise en œuvre comprend malgré tout une dimension très directive, liée à une démarche descendante de l'échelon international à l'échelle communale et à un processus de définition de l'état de référence des systèmes écologiques par des réseaux scientifiques, institutionnels et politiques particuliers. Or cette dimension générique, ou a-territoriale, entre en tension avec une volonté affichée d'une prise en compte accrue des spécificités régionales ou locales aussi bien sur le plan des milieux naturels (processus biophysiques, contexte biogéographique, etc.) que des sociétés (pratiques, perception, etc.) (Bliss et Fischer, 2011 ; Billaud *et al.*, 2013 ; Cent *et al.*, 2014). Pour cela, il conviendrait de travailler dans 3 directions :

Axe 1 : analyse critique de la mise en place du référentiel national en matière de restauration écologique (comprenant une analyse du champ académique global de la restauration écologique des hydrosystèmes et une étude des facteurs explicatifs des caractéristiques propres au modèle français)

Axe 2 : le référentiel institutionnel confronté à la dimension biophysique héritée des territoires (comprenant la définition d'un référentiel pour la restauration des hydrosystèmes au sein d'une région donnée et sa comparaison avec le référentiel national, une analyser la validité des outils développés dans le cadre du référentiel national et l'étude des impacts biophysiques des actions de restauration déjà réalisées)[68].

[68] À titre d'exemple, on peut se poser la question de la pertinence d'une restauration de tronçons quasiment systématiquement méandriformes, quel que soit le contexte. L'hypothèse d'une homogénéisation biogéomorphologique des cours d'eau sous l'effet d'actions normées est une question essentielle qui a reçu encore peu d'attention (Kondolf, 2006 ; Lespez et Germaine, 2016). Elle est intéressante car elle renvoie à des questions sur les fondements biophysiques et sociaux des choix réalisés entre critères écologiques, techniques, esthétiques,

Axe 3 : le référentiel institutionnel confronté aux pratiques des acteurs locaux (comprenant une analyse de l'appropriation des objectifs de restauration écologique des hydrosystèmes par les riverains, les gestionnaires et les élus et une analyse paysagère et esthétique des actions de restauration déjà réalisées).

L'axe 1 analyse comment les logiques politiques et scientifiques sous-jacentes à la mise en œuvre de la gestion et de la restauration des hydrosystèmes depuis l'adoption de la DCE ont été traduites au niveau des États (éventuellement à partir d'une généralisation de cas locaux) : quels sont les réseaux scientifiques et institutionnels français à l'origine de la définition du référentiel national ? Quels principes, critères et indicateurs (en matière d'états, de processus, d'indicateurs et de services écosystémiques) fondent ce référentiel ? L'échelle de travail est donc essentiellement nationale. Les axes 2 et 3 portent sur les échelles inférieures (régionale et locale) afin d'analyser la confrontation *in situ* entre le référentiel national décrypté dans la tâche 1 et d'autres rationalités. Le découpage en deux tâches à cette échelle est justifié par la différence de systèmes de rationalité à laquelle le référentiel national est confronté. Il s'agit, pour l'axe 2, des rationalités des sciences naturelles avec l'analyse de ce cadre national par des géomorphologues, des hydrologues et des écologues extérieurs au processus de transcription analysé dans l'axe 1 et travaillant dans des contextes géographiques variés (milieux urbains, cours d'eau à faible énergie, etc.). Il s'agit par ailleurs des rationalités ancrées sur la pratique des hydrosystèmes pour l'axe 3 : celles-ci renvoient à différents types d'acteurs intervenant dans la mise en œuvre des opérations de restauration écologique comme: les gestionnaires, mais aussi les bureaux d'étude ou directement impliqués par elles comme les agriculteurs.

La nature de ces axes illustre bien le besoin d'intersections entre géographie biophysique et géographie humaine critique (mais aussi en lien avec l'écologie, la sociologie politique, etc.) qui fonde la géographie biophysique critique. Concrètement, cela souligne aussi un point important quant à la mise en œuvre effective d'un tel projet de recherche : il ne peut pas être réalisé par un géographe biophysicien seul. Pour des raisons notamment de maîtrise des outils conceptuels et méthodologiques, elle nécessite une collaboration avec des collègues travaillant sur le versant plus social. L'implication de géographes biophysiciens dans la partie sociale sera alors d'autant plus forte qu'ils concevront la géographie biophysique critique comme une approche radicale visant à souligner des situations d'injustice sociale (cf. p. - 214 -). Dans tous le cas, la réalisation d'un tel projet nécessite d'accepter *au minimum* le positionnement de la géographie biophysique critique comme position réflexive.

---

etc. Cela relève également de mobilisation de formes archétypales comme celle de la sinuosité.

Références bibliographiques

Abbe, T.B. et Montgomery, D.R. 1996. Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 12(2–3): 201–221

Abbe, T.B. et Montgomery, D.R. 2003. Patterns and processes of wood debris accumulation in the Queets river basin, Washington. *Geomorphology* 51(1–3): 81–107

Abensperg-Traun, M.; Wrbka, T.; Bieringer, G.; Hobbs, R.; Deininger, F.; Main, B.Y.; Milasowszky, N.; Sauberer, N. et Zulka, K.P. 2004. Ecological restoration in the slipstream of agricultural policy in the old and new world. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103(3): 601–611

Abernethy, B. et Rutherfurd, I.D. 1998. Where along a river's length will vegetation most effectively stabilise stream banks? *Geomorphology* 23(1): 55–75

Acot, P. 1994. *Histoire de l'écologie*. 1re éd. Que sais-je? 2870. Paris: Presses universitaires de France

Adams, W.M.; Hodge, I.D.; Macgregor, N.A. et Sandbrook, L.C. 2016. Creating restoration landscapes: partnerships in large-scale conservation in the UK. *Ecology and Society* 21(3)

Afeissa, H.-S. 2009. *Qu'est-ce que l'écologie*. Paris: J. Vrin

Agrawal, A. 2005. *Environmentality: technologies of government and the making of subjects*. New ecologies for the twenty-first century. Durham: Duke University Press

Aguiar, F.C.; Fernandes, M.R. et Ferreira, M.T. 2011. Riparian vegetation metrics as tools for guiding ecological restoration in riverscapes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (402): 21

Aguiar, F.C. et Ferreira, M.T. 2005. Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation* 32(1): 30–41

Akasaka, T.; Akasaka, M. et Nakamura, F. 2012. Scale-independent significance of river and riparian zones on three sympatric Myotis species in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 145(1): 15–23

Aksoy, S.; Akcay, H.G. et Wassenaar, T. 2010. Automatic Mapping of Linear Woody Vegetation Features in Agricultural Landscapes Using Very High Resolution Imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 48(1): 511–522

Alber, A. et Piégay, H. 2011. Spatial disaggregation and aggregation procedures for characterizing fluvial features at the network-scale: Application to the Rhône basin (France). *Geomorphology* 125(3): 343–360

Alessa, L. et Chapin, F. 2008. Anthropogenic biomes: a key contribution to earth-system science. *Trends in Ecology & Evolution* 23(10): 529–531

Alexander, S.; Aronson, J.; Whaley, O. et Lamb, D. 2016. The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. *Ecology and Society* 21(1)

Alexandre, F. et Génin, A. 2011. *Géographie de la végétation terrestre: modèles hérités, perspectives, concepts et méthodes*. Paris: A. Colin

Allain Jégou, C. 2002. Relations végétation-écoulement-transport solide dans le lit des rivières : étude de l'Isère dans le Grésivaudan. Thèse de Doctorat. INPG, Grenoble

Allan, C.J.; Vidon, P. et Lowrance, R. 2008. Frontiers in riparian zone research in the 21st century. *Hydrological Processes* 22(16): 3221–3222

Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35(1): 257–284

Allen, T.F.H. et Starr, T.B. 1982. *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. Chicago: University of Chicago Press

Alstad, K.P.; Hart, S.C.; Horton, J.L. et Kolb, T.E. 2008. Application of tree-ring isotopic analyses to reconstruct historical water use of riparian trees. *Ecological Applications* 18(2): 421–437

Amat, J.-P.; Le Cœur, C. et Dorize, L. 2008. *Élements de géographie physique*. Rosny: Bréal

Amlin, N.M. et Rood, S.B. 2002. Comparative tolerances of riparian willows and cottonwoods to water-table decline. *Wetlands* 22(2): 338–346

Amlin, N.M. et Rood, S.B. 2003. Drought stress and recovery of riparian cottonwoods due to water table alteration along Willow Creek, Alberta. *Trees* 17(4): 351–358

Amoros, C. et Bornette, G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47(4): 761–776

Amoros, C.; Elger, A.; Dufour, S.; Grosprêtre, L.; Piégay, H. et Henry, C. 2005. Flood scouring and groundwater supply in rehabilitated side-channels of the Rhône River, France. *Archiv Für Hydrobiologie* 15(155): 147–169

Amoros, C. et Petts, G.E. 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. Paris: Masson

Amoros, C. et Wade, P. 1993. Successions écologiques. In Hyrdosystèmes fluviaux , Collection d'écologie, pp. 201–231. Paris: Amoros C. & Petts G. E.

André, M.-F. 2017. From physical geography to environmental geography: Bridges and gaps (a French perspective): From physical geography to environmental geography. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* 61(1): 136–142

Antonarakis, A.S.; Richards, K.S.; Brasington, J.; Bithell, M. et Muller, E. 2008. Retrieval of vegetative fluid resistance terms for rigid stems using airborne lidar: STEM ROUGHNESS USING AIRBORNE LIDAR. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 113(G2)

Antonelli, C. 2002. Flux sédimentaires et morphogenèse récente dans le chenal du Rhône aval. Thèse de Doctorat. Université Aix–Marseille

Antonelli, C.; Eyrolle, F.; Rolland, B.; Provansal, M. et Sabatier, F. 2008. Suspended sediment and 137Cs fluxes during the exceptional December 2003 flood in the Rhone River, southeast France. *Geomorphology* 95(3–4): 350–360

Antonelli, C.; Provansal, M. et Vella, C. 2004. Recent morphological channel changes in a deltaïc environment. The case of the Rhône River, France. *Geomorphology* 57(3–4): 385–402

Apan, A.A.; Raine, S.R. et Paterson, M.S. 2002. Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. *Landscape and Urban Planning* 59(1): 43–57

Arnaiz, O.L.; Wilson, A.L.; Watts, R.J. et Stevens, M.M. 2011. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate

communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Ecological Research* 26(1): 123–131

Arnaud-Fassetta, G. 2003. River channel changes in the Rhone Delta (France) since the end of the Little Ice Age: geomorphological adjustment to hydroclimatic change and natural resource management. *CATENA* 51(2): 141–172

Arnaud-Fassetta, G. et Fort, M. 2004. La part respective des facteurs hydro-climatiques et anthropiques dans l'évolution récente (1956-2000) de la bande active du Haut-Guil, Queyras, Alpes françaises du Sud. *Méditerranée* 1–2: 143–156

Arnauld de Sartre, X.; Castro Larrañaga, M. et Chartier, D. 2014c. Du MEA à Rio+20 : déploiement et usages de la notion de services écosystémiques. In Political ecology des services écosystémiques, pp. 85–115. Bruxelles: Arnauld de Sartre X., Castro M., Dufour S., Oszwald J.

Arnauld de Sartre, X.; Castro Larrañaga, M.; Dufour, S. et Oszwald, J. 2014a. *Political ecology des services écosystémiques*. EcoPolis 21. Peter Lang

Arnauld de Sartre, X.; Castro Larrañaga, M.; Hubert, B. et Kull, C. 2014b. Modernité écologique et services écosystémiques. In Political ecology des services écosystémiques, pp. 31–47. Bruxelles: Arnauld de Sartre X., Castro M., Dufour S., Oszwald J.

Arnould, P. 1994. La forêt française : entre nature et culture. Habilitation à diriger des recherches

Arnould, P. et Glon, E. (Eds). 2005. *La nature a-t-elle encore une place dans les milieux géographiques?* Géographie 26. Paris: Publications de la Sorbonne

Arnould, P. et Simon, L. 2007. *Géographie de l'environnement*. Atouts. Géographie. Paris: Belin

Aronson, J. et Alexander, S. 2013. Ecosystem Restoration is Now a Global Priority: Time to Roll up our Sleeves: News Report from CBDCOP11. *Restoration Ecology* 21(3): 293–296

Aronson, J.; Milton, S.J.; Blignaut, J.N. et Clewell, A.F. 2006. Nature conservation as if people mattered. *Journal for Nature Conservation* 14(3–4): 260–263

Arroyo, L.A.; Johansen, K.; Armston, J. et Phinn, S. 2010. Integration of LiDAR and QuickBird imagery for mapping riparian biophysical parameters and land cover types in Australian tropical savannas. *Forest Ecology and Management* 259(3): 598–606

Arscott, D.B.; Tockner, K. et Ward, J.V. 2000. Aquatic habitat diversity along the corridor of an Alpine flood plain river (Fiume Tagliamento, Italy)n. *Fundamental and Applied Limnology* 149(4): 679–704

Ashmore, P. 2015. Towards a sociogeomorphology of rivers. *Geomorphology* 251: 149–156

Ashton, N.; Lewis, S.G.; Parfitt, S. et White, M. 2006. Riparian landscapes and human habitat preferences during the Hoxnian (MIS 11) Interglacial. *Journal of Quaternary Science* 21(5): 497–505

Aspe, C. 2003. Usages sociaux de la ripisylve, ou quand la marge rejoint la norme. *Forêt Méditerranéenne* XXIV(3): 283–288

Aspinall, R. 2010. A Century of Physical Geography Research in the Annals. *Annals of the Association of American Geographers* 100(5): 1049–1059

Astrade, L. 1996. La Sâone en crue : dynamique d'un hydrosystème anthropisé. Thèse de Doctorat. Sorbonne Paris IV, Paris

Astrade, L. et Dufour, S. 2010. Dendrochronologie en ripisylve des cernes aux changements hydromorphologiques dans les systèmes fluviaux. *Collection EDYTEM* 11: 129–138

Astudillo, M.R.; Novelo-Gutiérrez, R.; Vázquez, G.; García-Franco, J.G. et Ramírez, A. 2016. Relationships between land cover, riparian vegetation, stream characteristics, and aquatic insects in cloud forest streams, Mexico. *Hydrobiologia* 768(1): 167–181

Aubertin, C. et Damian, M. 2010. L'actualité des conventions sur le climat et la biodiversité. Convergences et blocages. In Le développement durable, pp. 47–76. Paris: Aubertin C., F.D. Vivien

Auble, G.T.; Friedman, J.M. et Scott, M.L. 1994. Relating Riparian Vegetation to Present and Future Streamflows. *Ecological Applications* 4(3): 544–554

Baker, S. et Eckerberg, K. 2013. A Policy Analysis Perspective on Ecological Restoration. *Ecology and Society* 18(2)

Baker, S. et Eckerberg, K. 2016. Ecological restoration success: a policy analysis understanding: Evaluation of ecological restoration. *Restoration Ecology* 24(3): 284–290

Baker, W.L. et Walford, G.M. 1995. Multiple Stable States and Models of Riparian Vegetation Succession on the Animas River, Colorado. *Annals of the Association of American Geographers* 85(2): 320–338

Balée, W.L. et Erickson, C.L. (Eds). 2006. *Time and complexity in historical ecology: studies in the neotropical lowlands*. The historical ecology series. New York: Columbia University Press

Baptist, M.J.; Penning, W.E.; Duel, H.; Smits, A.J.M.; Geerling, G.W.; Van der Lee, G.E.M. et Van Alphen, J.S.L. 2004. Assessment of the effects of cyclic floodplain rejuvenation on flood levels and biodiversity along the Rhine River. *River Research and Applications* 20(3): 285–297

Barberousse, A.; Kistler, M. et Ludwig, P. 2001. *La philosophie des sciences au XXe siècle*. Champs université Philosophie 3002. Paris: Flammarion

Barnaud, C. 2013. La participation, une légitimité en question. *Natures Sciences Sociétés* 21(1): 24–34

Barnaud, C.; Antona, M. et Marzin, J. 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées ? la notion de service écosystémique. *VertigO* (Volume 11 Numéro 1)

Barrat-Segretain, M.H. et Bornette, G. 2000. Regeneration and colonization abilities of aquatic plant fragments: effect of disturbance seasonality. *Hydrobiologia* 421(1): 31–39

Barrau, A. 2016. *De la vérité dans les sciences*. Paris: Dunod

Barraud, R. 2007. Vers un « tiers-paysage » ? Géographie paysagère des fonds de vallées sud-armoricaines. Héritage, évolution, adaptation. Thèse de Doctorat. Université de Nantes, Nantes

Barraud, R. 2009. La rivière aménagée et le moulin à eau. Un héritage en déshérence ? Trajectoires, modèles et projets de paysage. Exemple des vallées sud-armoricaines. *Bulletin de l'Association de Géographes Français* 1: 32–45

Barraud, R. et Germaine, M.-A. 2013. Defining and achieving good water status: from the rule of experts to local inhabitants. Case studies on dam removals. In European Continental Hydrosystems under Changing Water Policy, pp. 233–246. Munich: Arnaud-Fassetta G., Masson E., Reynard E.

Barthélémy, C.; Menozzi, M.-J. et Pellegrini, P. 2010. Gestion concertée des poissons migrateurs et dynamiques socio-naturelles d'un dispositif, le comité de gestion des poissons migrateurs, entre Garonne et Seine. *Sciences Eaux et Territoires* 3: 126–131

Barthélémy, C. et Souchon, Y. 2009. La restauration écologique du fleuve Rhône sous le double regard du sociologue et de l'écologue. *Natures Sciences Sociétés* 17(2)

Basse, E. 1934. Les groupements végétaux du Sud-ouest de Madagascar. *Annales des Sciences Naturelles, Dixieme Serie, Botaniqne* 16(2): 94–229

Battaglia, L.L. et Sharitz, R.R. 2006. Responses of floodplain forest species to spatially condensed gradients: a test of the floodshade tolerance tradeoff hypothesis. *Oecologia* 147(1): 108–118

Bavoux, J.-J. 2016. *La géographie: objets, méthodes, débats*. Paris: Armand Colin

Bedinger, M.S. 1971. Forest species as indicators of flooding in the lower White River Valley, Arkansas. 750–C : C248–253. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap.

Beechie, T.; Pess, G.; Roni, P. et Giannico, G. 2008. Setting River Restoration Priorities: A Review of Approaches and a General Protocol for Identifying and Prioritizing Actions. *North American Journal of Fisheries Management* 28(3): 891–905

Beechie, T.J.; Liermann, M.; Pollock, M.M.; Baker, S. et Davies, J. 2006. Channel pattern and river-floodplain dynamics in forested mountain river systems. *Geomorphology* 78(1–2): 124–141

Beechie, T.J.; Sear, D.A.; Olden, J.D.; Pess, G.R.; Buffington, J.M.; Moir, H.; Roni, P. et Pollock, M.M. 2010. Process-based Principles for Restoring River Ecosystems. *BioScience* 60(3): 209–222

Bell, D.T. 1974. Tree Stratum Composition and Distribution in the Streamside Forest. *American Midland Naturalist* 92(1): 35

Bellec, P. et Lefebvre, E. 2012. Plan d'actions pour la restauration de la continuité écologique des cours d'eau (Parce) : Diagnostic de mise en oeuvre. 00803601. CGEDD

Belletti, B. 2012. Analyse régionale de la structure et de la dynamique biogéomorphologique des rivières tresses du bassin du Rhône. Thèse de Doctorat. Université Lyon 3, Lyon

Belletti, B.; Dufour, S. et Piégay, H. 2013. Regional variability of aquatic pattern in braided reaches (example of the French Rhône basin). *Hydrobiologia* 712(1): 25–41

Belletti, B.; Dufour, S. et Piégay, H. 2014. Regional assessment of the multi-decadal changes in braided riverscapes following large floods (Example of 12 reaches in South East of France). *Advances in Geosciences* 37: 57–71

Belletti, B.; Dufour, S. et Piégay, H. 2015. What is the Relative Effect of Space and Time to Explain the Braided River Width and Island Patterns at a Regional Scale? *River Research and Applications* 31(1): 1–15

Benayas, J.M.R.; Newton, A.C.; Diaz, A. et Bullock, J.M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325(5944): 1121–1124

Bendix, J. et Hupp, C.R. 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrological Processes* 14(16–17): 2977–2990

Bendix, J. et Stella, J.C. 2013. Riparian Vegetation and the Fluvial Environment: A Biogeographic Perspective. In *Treatise on Geomorphology*, pp. 53–74. Elsevier

Benjaminsen, T.A. 2009. Qu'est-ce que la "political ecology "? *Natures Sciences Sociétés* 17(1): 3–11

Berdoulay, V. 1988. *Des mots et des lieux: la dynamique du discours géographique*. Mémoires et documents de géographie. Paris: Editions du Centre national de la recherche scientifique : Presses du CNRS, diffusion

Bergeron, N. et Roy, A. 1985. Le rôle de la végétation sur la morphologie d'un petit cours d'eau. *Géographie physique et Quaternaire* 39(1): 323–326

Berkes, F.; Colding, J. et Folke, C. (Eds). 2008. *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*. Digitally print. version. Cambridge: Cambridge Univ. Press

Bernez, I.; Daniel, H.; Haury, J. et Ferreira, M.T. 2004. Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in western France. *River Research and Applications* 20(1): 43–59

Bernhardt, E.S. 2005. Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science* 308(5722): 636–637

Bernot, V.; Calland, V.; Bravard, J.-P. et Foussadier, R. 1996. La sectorisation longitudinale du Vidourle (Gard-Hérault) : une méthode appliquée à la gestion environnementale de l'espace fluvial méditerranéen. *Revue de g?ographie de Lyon* 71(4): 323–339

Berque, A. 1986. *Le sauvage et l'artifice: les Japonais devant la nature*. Bibliothèque des sciences humaines. Paris: Gallimard

Bertrand, C. et Bertrand, G. 2002. *Une géographie traversière: l'environnement à travers territoires et temporalités*. 1. éd. Collection "Parcours et paroles." Paris: Arguments

Bertrand, G. 1968. Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest* 39(3): 249–271

Bertrand, G. 1978. Le paysage entre la Nature et la Société. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest* 49(2): 239–259

Bertrand, G. 1991. La nature en géographie un paradigme d'interface. GEODOC, 34. Université de Toulouse le Mirail

Besacier-Monbertrand, A.-L.; Paillex, A. et Castella, E. 2014. Short-term impacts of lateral hydrological connectivity restoration on aquatic macroinvertebrates. *River Research and Applications* 30(5): 557–570

Beschta, R.L.; Bilby, R.E.; Brown, G.W.; Holtby, L.B. et Hofstra, T.D. 1987. Stream Temperature and Aquatic Habitat: Fisheries and Forestry Interactions. In Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions, pp. 191–232. Seattle: Salo, E.O., Cundy, T.W.,

Besnard, G. 1987. Ecophysiologie de trois essences alluviales et contribution de la nappe phréatique à leur alimentation en eau dans les forêts riveraines du Haut-Rhône français. Thèse de Doctorat. Université Jouseph Fourier, Grenoble

Besnard, G. et Carlier, G. 1990. Potentiel hydrique et conductance stomatique des feuilles de frêne (Fraxinus excelsior) dans une forêt alluviale du Haut-Rhône français. *Annales des Sciences Forestières* 47(4): 353–365

Besse, J.M. 2004. Le postmodernisme et la géographie. Éléments pour un débat. *L'Espace géographique* 33(1): 1–5

Bethemont, J. 1972. Le thème de l'eau dans la vallée du Rhône. Essai sur la genèse d'un espace hydraulique. Imprimerie Le Feuillet blanc. Saint-Etienne

Bethemont, J.; Andriamahefa, H.; Rogers, C. et Wasson, J.-G. 1996. Une approche régionale de la typologie morphologique des cours d'eau. Application de la méthode "morphorégions" au bassin de la Loire et perspectives pour le bassin du Rhône (France). *Revue de géographie de Lyon* 71(4): 311–322

Billaud, J.P.; Catalon, E. et Steyaert, P. 2013. De l'instrumentation de la gestion de l'eau à sa territorialisation. Objets, savoirs, acteurs. Programme de recherche « Eaux et territoires », projet OSA, MEDDE

Bizzi, S. et Lerner, D.N. 2012. Characterizing physical habitats in rivers using map-derived drivers of fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 169–170: 64–73

Blaikie, P.M. et Brookfield, H.C. 1987. *Land degradation and society*. London ; New York: Methuen

Blanc, N. et Lolive, J. 2009. La restauration écologique : une nouvelle formation du monde ? *Cybergeo*

Blanchon, D. 2009. *L'espace hydraulique sud-africain: le partage des eaux*. Hommes et sociétés. Paris: Karthala

Blandin, P. 2004. Vers un évolution durable de l'anthroposystème. INSU prospective « Sociétés et environnements »

Blandin, P. 2009. *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité*. Quae. : conférence-débat organisée par le groupe Sciences en questions, Paris, INRA, 4 octobre 2007. Versailles

Blandin, P. et Lamotte, M. 1985. Ecologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques. In Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire, pp. 139–162. Paris: Lamotte, M.,

Blignaut, J.; Aronson, J. et de Groot, R. 2013a. Restoration of natural capital: A key strategy on the path to sustainability. *Ecological Engineering*

Blignaut, J.; Esler, K.J.; de Wit, M.P.; Le Maitre, D.; Milton, S.J. et Aronson, J. 2013b. Establishing the links between economic development and the restoration of natural capital. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5(1): 94–101

Bliss, J.C. et Fischer, A.P. 2011. Toward a Political Ecology of Ecosystem Restoration. In Egan, D.; Hjerpe, E.E. et Abrams, J. (Eds), *Human Dimensions of Ecological Restoration*, pp. 135–148. Washington, DC: Island Press/Center for Resource Economics

Blondel, J. 1995. *Biogéographie: approche écologique et évolutive*. Paris: Masson

Blue, B. et Brierley, G. 2016. 'But what do you measure?' Prospects for a constructive critical physical geography: 'But what do you measure?' *Area* 48(2): 190–197

Bocking, S. 2015. Ecological concepts: Seeing, placing, imposing. *Geoforum* 65: 489–492

Boisvert, V. 2015. La compensation écologique : marché ou marchandage ? *Revue internationale de droit économique* 29(2): 183–209

Boon, P.J.; Calow, P. et Petts, G.E. 1992. River conservation and management. John Wiley & Sons. Chichester

Boonstra, W.J. 2016. Conceptualizing power to study social-ecological interactions. *Ecology and Society* 21(1)

Bornette, G. et Amoros, C. 1996. Disturbance regimes and vegetation dynamics: role of floods in riverine wetlands. *Journal of Vegetation Science* 7(5): 615–622

Bornette, G.; Amoros, C.; Piegay, H.; Tachet, J. et Hein, T. 1998. Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological Conservation* 85(1–2): 35–45

Bornette, G.; Piégay, H.; Citterio, A.; Amoros, C. et Godreau, V. 2001. Aquatic plant diversity in four river floodplains: a comparison at two hierarchical levels. *Biodiversity and Conservation* 10: 1682–1701

Bornette, G.; Tabacchi, E.; Hupp, C.; Puijalon, S. et Rostan, J.C. 2008. A model of plant strategies in fluvial hydrosystems. *Freshwater Biology* 53(8): 1692–1705

Botha, M.S.; Carrick, P.J. et Allsopp, N. 2008. Capturing lessons from land-users to aid the development of ecological restoration guidelines for lowland Namaqualand. *Biological Conservation* 141(4): 885–895

Bottollier-Curtet, M. 2010. Conséquences des invasions végétales sur le fonctionnement des écosystèmes riverains fluviaux. Thèse de Doctorat. Toulouse 3 Paul Sabatier, Toulouse

Bouleau, G. 2009. La contribution des pêcheurs à la loi sur l'eau de 1964. *Economie Rurale* 309: 9–21

Bouleau, G. 2013. Le bon état des eaux : sociologie politique de l'écologie fluviale française et européenne (1960-2010). In Vers une sociologie politique des sciences ?, p. 15. Paris

Bouleau, G. 2014. The co-production of science and waterscapes: The case of the Seine and the Rhône Rivers, France. *Geoforum* 57: 248–257

Bouleau, G. et Barthélémy, C. 2007. Les demandes sociales de restauration des rivières et leurs traductions scientifiques et politiques (2): 68–76

Bouleau, G. et Deuffic, P. 2016. Qu'y a-t-il de politique dans les indicateurs écologiques? *VertigO* (Volume 16 numéro 2)

Bouleau, G.; Deuffic, P.; Sergent, A.; Paillet, Y. et Gosselin, F. 2016. Entre logique de production et de préservation : l'évolution de l'information environnementale dans les domaines de l'eau et de la forêt. *VertigO* (Volume 16 numéro 2)

Bouleau, G. et Pont, D. 2014. Les conditions de référence de la directive cadre européenne sur l'eau face à la dynamique des hydrosystèmes et des usages. *Natures Sciences Sociétés* 22(1)

Boulton, A.J. 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshwater Biology* 41(2): 469–479

Bourg, D. et Papaux, A. (Eds). 2015. *Dictionnaire de la pensée écologique*. 1re éd. Quadrige. Paris: Presses universitaires de France

Bourget, E. et Fortin, M.-J. 1995. A commentary on current approaches in the aquatic sciences. *Hydrobiologia* 300–301(1): 1–16

Bournerias, M. 1947. Quelques groupements végétaux de vallée aux environs de Chauny. *Ann. Hit. Nat. de l'Aisne* 49–58

Bowen, M.E.; McAlpine, C.A.; House, A.P.N. et Smith, G.C. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation* 140(3–4): 273–296

Boyd, J. et Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63(2–3): 616–626

Boyer, M. 1998. La gestion des boisements de rivières. Guide technique n°1, 2 fascicules. SDAGE RMC

Braun-Blanquet, J. 1915. Les Cévennes méridonales (Massif de l'Aigoual) : étude phytogéographique. Thèse de Doctorat. Montpellier

Bravard, J.-P. 1982a. A propos de quelques formes fluviales de la vallée du Haut-Rhône français. *Revue de géographie de Lyon* 57(1): 39–48

Bravard, J.-P. 1982b. Le barrage de Loyettes, nature ou énergie de pointe ? *Revue de géographie de Lyon* 57(3): 287–290

Bravard, J.-P. 1981b. L'évolution des paysages végétaux de la Côtière des Dombes. Institut de recherche sur le cadre de vie et l'économie-Université Lyon III. Lyon

Bravard, J.P. 1981b. La Chautagne : dynamique de l'environnement d'un pays savoyard. Institut des études rhodaniennes des Universités de Lyon. Lyon

Bravard, J.P. 1986. La basse vallée de l'Ain : dynamique fluviale appliquée à l'écologie. *Document de Cartographie Ecologique* 29: 17–43

Bravard, J.-P. 1987. Le Rhône: du Léman à Lyon. La Manufacture, Lyon

Bravard, J.-P. 1996. Hydrologie continentale. In Composantes et concepts de la géographie physique, pp. 131–142. Paris: Derruau M.,

Bravard, J.-P. 1998. Le temps et l'espace dans les systèmes fluviaux, deux dimensions spécifiques de l'approche géomorphologique. *Annales de Géographie* 107(599): 3–15,

Bravard, J.-P. 2003. Dynamiques à long terme des systèmes écologiques ou de l'Eden impossible à la gestion de la variabilité. In Quelles natures voulons nous ?, pp. 133–139. Paris: Lévêque C., Van Der Leeuw S.

Bravard, J.-P. 2006. La crise environnementale : entre faits objectifs et construits sociaux. In Temps et espaces des crises de l'environnement, Beck C., Luginbühl Y., Muxart T.,

Bravard, J.-P. 2010. Discontinuities in braided patterns: The River Rhône from Geneva to the Camargue delta before river training. *Geomorphology* 117(3–4): 219–233

Bravard, J.-P.; Amoros, C. et Pautou, G. 1986. Impact of Civil Engineering Works on the Successions of Communities in a Fluvial System: A Methodological and Predictive Approach Applied to a Section of the Upper Rhône River, France. *Oikos*

Bravard, J.P. et Cohen, M. 2006. La question des milieux et de leurs transformations : deux points de vue. In Temps et espaces des crises de l'environnement, Beck C., Luginbühl Y., Muxart T.,

Bravard, J.P.; Collilieux, G.; Desmet, M.; Doutriaux, E.; Fruchart, F.; Gaydou, P. et Moiroud, C. 2009. La réactivation des vieux Rhône. Atelier européen 22-23/10/2009, Les grands cours d'eau dynamiques d'Europe et le concept d'espace de mobilité, 2009

Bravard, J.-P.; Fagot, P.; Gadiolet, P. et Magne, M. 1989. Etude de dendrochronologie dans le lit majeur de l'Ain : la forêt alluviale comme descripteur d'une "métamorphose fluviale". *Revue de géographie de Lyon* 64(4): 213–223

Bravard, J.P.; Franc, O.; Landon, N.; Large, J.L. et Peiry, J.L. 1990. La basse vallée de l'Ain : étude géomorphologique. Agence de l'eau RMC et conseil général de l'Ain

Bravard, J.-P. et Peiry, J.L. 1993. La disparition du tressage fluvial dans les Alpes françaises sous l'effet de l'aménagement des cours d'eau (19-20e siècle). *Zeischirft für geomorphologie* 88: 67–79

Bravard, J.-P. et Petit, F. 2000. *Les cours d'eau: dynamique du système fluvial*. 2. éd. U. Géographie. Paris: A. Colin

Bravard, J.-P. et Piégay, H. 2000. L'interface Nature - Sociétés dans les hydrosystèmes fluviaux. *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 75: 273–274

Brédif, H. et Simon, L. 2014. Quelle place pour les acteurs locaux dans la gestion de la biodiversité ordinaire ? *Bulletin de l'Association de géographes français* 91: 17–34

Brierley, G. et Fryirs, K. 2009. Don't Fight the Site: Three Geomorphic Considerations in Catchment-Scale River Rehabilitation Planning. *Environmental Management* 43(6): 1201–1218

Brierley, G.; Fryirs, K.; Cullum, C.; Tadaki, M.; Huang, H.Q. et Blue, B. 2013. Reading the landscape: Integrating the theory and practice of geomorphology to develop place-based understandings of river systems. *Progress in Physical Geography* 37(5): 601–621

Brierley, G.J. et Fryirs, K.A. 2005. *Geomorphology and river management: applications of the river styles framework*. Malden, MA: Blackwell Pub

Brierley, G.J. et Fryirs, K.A. (Eds). 2008. *River futures: an integrative scientific approach to river repair*. The science and practice of ecological restoration. Washington, DC : Tucson, Ariz: Island Press ; Society for Ecological Restoration International

Broc, N. 1996. La géographie physique : aperçu historique. In Composantes et concepts de la géographie physique, pp. 25–39. Paris: Derruau M.,

Broc, N. 2010. *Une histoire de la géographie physique en France (XIXe - XXe siècles): Les hommes – les œuvres – les idées*. Presses universitaires de Perpignan

Broc, N. et Giusti, C. 2007. Autour du Traité de Géographie physique d'Emmanuel de Martonne : du vocabulaire géographique aux théories en géomorphologie. *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 13(2): 125–144

Brooks, R.; McKenney-Easterling, M.; Brinson, M.; Rheinhardt, R.; Havens, K.; O'Brien, D.; Bishop, J.; Rubbo, J.; Armstrong, B. et Hite, J. 2009. A Stream–Wetland–Riparian (SWR) index for assessing condition of aquatic ecosystems in small watersheds along the Atlantic slope of the eastern U.S. *Environmental Monitoring and Assessment* 150(1–4): 101–117

Brossard, T. et Wieber, J.C. 1984. Le paysage, trois définitions, un mode d'analyse et de cartographie. *L'Espace géographique* 13(1): 5–12

Brown, F.B.H. 1905. A botanical survey of the Huron River Valley. III. The plant societies of the Bayou at Ypsilanti, Michigan. *Botanical Gazette* 40: 0264–0284

Brunel, S. et Pitte, J.-R. (Eds). 2010. *Le ciel ne va pas nous tomber sur le tête*. Paris: Lattès

Brunet, R. (Ed). 2006. *Les mots de la géographie: dictionnaire critique*. 3. éd. rev. et augmentée. Collection dynamiques du territoire. Paris: La Documentation Française

Buckley, M. et Niemi, E. 2011. Climate Change Implications for Ecological Restoration Planning. In Egan, D.; Hjerpe, E.E. et Abrams, J. (Eds), *Human Dimensions of Ecological Restoration*, pp. 177–187. Washington, DC: Island Press/Center for Resource Economics

Budke, J.C.; Jarenkow, J.A. et de Oliveira-Filho, A.T. 2008. Tree community features of two stands of riverine forest under different flooding regimes in Southern Brazil. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 203(2): 162–174

Bueno, O. 2012. Styles of reasoning: A pluralist view. *Studies in History and Philosophy of Science Part A* 43(4): 657–665

Buijs, A.E. 2009. Public support for river restoration. A mixed-method study into local residents' support for and framing of river management and ecological restoration in the Dutch floodplains. *Journal of Environmental Management* 90(8): 2680–2689

Bullock, J.M.; Aronson, J.; Newton, A.C.; Pywell, R.F. et Rey-Benayas, J.M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 26(10): 541–549

Burbage, F. (Ed). 2013. *La nature*. Nouvelle éd. GF Flammarion 3009. Paris: Flammarion

Busch, D.E.; Ingraham, N.L. et Smith, S.D. 1992. Water Uptake in Woody Riparian Phreatophytes of the Southwestern United States: A Stable Isotope Study. *Ecological Applications* 2(4): 450–459

Butera, K.M. 1983. Remote Sensing of Wetlands. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* GE-21(3): 383–392

Buttel, T.H. 2000. Ecological modernization as social theory. *Geoforum* 31: 57–65

Cadol, D. et Wine, M.L. 2017. Geomorphology as a first order control on the connectivity of riparian ecohydrology. *Geomorphology* 277: 154–170

Cairns, J. 2003. Ethical issues in ecological restoration. *Ethics in science and environmental politics* 50–61

Calbérac, Y. 2010. Terrains de géographes, géographes de terrain. Communauté et imaginaire disciplinaires au miroir des pratiques de terrain des géographes français du XXe siècle. Thèse de Doctorat. Université Lyon 2, Lyon

Callède, J. 1977. Oscillations journalières du débit des rivières en l'absence de précipitations. Thèse de Doctorat. Université Paris VI, Paris

Calvet, M. et Giusti, C. 2010. La géographie physique française cent ans après le Traité : et demain ? In Une histoire de la géographie physique en France, Broc N.,

Cameron, L. et Earley, S. 2015. The ecosystem—movements, connections, tensions and translations. *Geoforum* 65: 473–481

de Candolle, A. 1855. Géographie botanique raisonnée ou Exposition des faits principaux et des lois concernant la distribution géographique des plantes de l'époque actuelle. Masson. Paris

Canguilhem, G. 1988. *Le normal et le pathologique.* Quadrige/PUF

Canillos, T. 2014. Les dynamiques de peuplement dans la basse vallée de la Cèze, étude diachronique de l'occupation du sol et études de cas. Thèse de Doctorat. Besançon

Capanni, R. 2011. Étude et gestion intégrée des transferts sédimentaires dans le système Gapeau/rade d'Hyères. PhD. Aix Marseille université, Aix en Provence

Carbiener, R. 1970. Un exemple de type forestier exceptionnel pour l'Europe Occidentale: La forêt du lit majeur du Rhin au niveau du fossé Rhénan. (Fraxino-UlmetumOberd. 53) Intérêt écologique et Biogéographique. Comparaison à d'autres forêts thermophiles. *Vegetatio Acta Geobotanica* 20(1–4): 97–148

Carbonneau, P. et Piégay, H. 2012. *Fluvial remote sensing for science and management*. Advancing river restoration and management. Chichester, West Sussex ; Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell

Carbonneau, P.E.; Piégay, H.; Lejot, J.; Dunford, R. et Michel, K. 2012. Hyperspatial Imagery in Riverine Environments. In Carbonneau, P.E. et Piégay, H. (Eds), *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*, pp. 163–191. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd

Carcaud, N. 2016. L'hydrosystème et le changement : étude de cas dans le bassin de la Loire. *Bulletin de la Société Géographique de Liège* 67: 209–222

Carlier, G.; Peltier, J. et Gielly, L. 1992. Comportement hydrique du frêne (Fraxinus excelsior L) dans une formation montagnarde mésoxérophile. *Annales des Sciences Forestières* 49(3): 207–223

Castro Larrañaga, M. 2013. Au nom de la biodiversité : de la construction d'une norme internationale à son application au niveau local. EHESS, Paris

Castro Larrañaga, M. et Arnauld de Sartre, X. 2014. De la biodiversité aux services écosystémiques : Approche quantitative de la généalogie d'un dispositif. In Political Ecology des services écosystémiques, pp. 49–84. Bruxelles: Arnauld de Sartre X., Castro M., Dufour S., Oszwald J.

Catalon, E. 2015. Vers une recomposition des rapports entre sociétés et rivières : l'hydromorphologie des cours d'eau : processus, représentations et enjeux de gestion environnementale sur la Dordogne moyenne. Thèse de Doctorat. Université Paris 10, Paris

Cent, J.; Grodzińska-Jurczak, M. et Pietrzyk-Kaszyńska, A. 2014. Emerging multilevel environmental governance – A case of public participation in Poland. *Journal for Nature Conservation* 22(2): 93–102

CEREGE / CNR. 2008. Ré-activation de la dynamique fluviale sur le bas Rhône: diagnostic des sites expérimentaux potentiels. CNR, CEREGE, Université de Provence

Chalmers, A.F. 1991. *La fabrication de la science*. Paris: Ed. La Découverte

Chartier, D. et Rodary, E. (Eds). 2016. *Manifeste pour une géographie environnementale: géographie, écologie, politique*. Domaine Développement durable. Paris: Sciences Po Les Presses

Chatelin, Y. 1979. Une épistémologie des sciences du sol. Mémoire. Paris: ORSTOM

Chatelin, Y. 1986. Les sciences du milieu naturel dans le champ anthropologique. In Milieux et Paysages, pp. 139–149. Paris: Chatelin, Y. et Riou G.

Chatelin, Y. et Riou, G. 1986. *Milieux et paysages: essai sur diverses modalités de connaissance*. Paris; New York: Masson

Chauvet, E. 1989. Production, flux et décomposition des litières en milieu alluvial : dynamique et rôle des hyphomycètes aquatiques dans le processus de décomposition. Thèse de Doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse

Cheruvelil, K.S.; Soranno, P.A.; Weathers, K.C.; Hanson, P.C.; Goring, S.J.; Filstrup, C.T. et Read, E.K. 2014. Creating and maintaining high-performing collaborative research teams: the importance of diversity and interpersonal skills. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12(1): 31–38

Chevassus-au-louis, B.; Salles, J.M. et Pujol, J.L. 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Collection : Rapports et documents. La Documentation française

Chichilnicky, G. et Heal, G. 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature* 391: 629–630

Chiu, M.-C.; Yeh, C.-H.; Sun, Y.-H. et Kuo, M.-H. 2013. Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. *Aquatic Ecology* 47(2): 245–252

Chivallon, C. 2004. Que faire de la géographie postmoderniste ? *L'Espace Géographique* 1(33): 38–42

Choi, Y.D.; Temperton, V.M.; Allen, E.B.; Grootjans, A.P.; Halassy, M.; Hobbs, R.J.; Naeth, M.A. et Torok, K. 2008. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience* 15(1): 53–64

Chorley, R.J. 1962. Geomorphology and general systems theory. USGS Numbered Series 500B. Professional Paper

Citterio, A. et Piégay, H. 2009. Overbank sedimentation rates in former channel lakes: characterization and control factors. *Sedimentology* 56(2): 461–482

Claggett, P.R.; Okay, J.A. et Stehman, S.V. 2010. Monitoring Regional Riparian Forest Cover Change Using Stratified Sampling and Multiresolution Imagery. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46(2): 334–343

Clarke, A.L. et Dalrymple, G.H. 2003. $7.8 Billion for Everglades Restoration: Why Do Environmentalists Look So Worried? *Population and Environment, Vol. 24, No. 6* 24(6): 541–569

Claval, P. 1989. Mutations et permanences. *Espaces Temps* 40(1): 8–12

Clément, G. 2014. *Manifeste du tiers paysage*. SENS ET TONKA

Clerici, N.; Paracchini, M.L. et Maes, J. 2014. Land-cover change dynamics and insights into ecosystem services in European stream riparian zones. *Ecohydrology & Hydrobiology* 14(2): 107–120

Clerici, N. et Vogt, P. 2013. Ranking European regions as providers of structural riparian corridors for conservation

and management purposes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 21: 477–483

Clerici, N.; Weissteiner, C.J.; Paracchini, M.L.; Boschetti, L.; Baraldi, A. et Strobl, P. 2013. Pan-European distribution modelling of stream riparian zones based on multi-source Earth Observation data. *Ecological Indicators* 24: 211–223

Clewell, A.F. et Aronson, J. 2006. Motivations for the Restoration of Ecosystems. *Conservation Biology* 20(2): 420–428

Clewell, A.F. et Aronson, J. 2010. *La restauration écologique : Principes, valeurs et structure d'une profession émergente*. Arles: Actes Sud

Cluzeau, C. 1992. Analyse et modélisation de la croissance et du développement du système aérien du Frêne (Fraxinus excelsior L.) en peuplement. Thèse de Doctorat. Université Nancy I, Nancy

Cohen, M. 2002. La végétation, entre donné naturel et produit social. La biogéographie à l'épreuve de l'interdisciplinarité. Habilitation à diriger des recherches. Université Paris Diderot, Paris

Cohen, M. et Hotyat, M. 1995. Embroussaillement et boisement sur le causse Méjan entre 1965 et 1992 : une approche par la photo-interprétation diachronique. In Grands Causses : nouveaux enjeux, nouveaux regards, en hommage à Paul Marres, pp. 113–127. Millau,: Bonniol et Saussol

Combe, P.M. 2003. Intérêt économique de la ripisylve. In Les forêts riveraines des cours d'eau, Paris: Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C.,

Comiti, F. 2012. How natural are Alpine mountain rivers? Evidence from the Italian Alps. *Earth Surface Processes and Landforms* 37(7): 693–707

Comiti, F.; Da Canal, M.; Surian, N.; Mao, L.; Picco, L. et Lenzi, M.A. 2011. Channel adjustments and vegetation cover dynamics in a large gravel bed river over the last 200years. *Geomorphology* 125(1): 147–159

Congalton, R.G.; Birch, K.; Jones, R. et Schriever, J. 2002. Evaluating remotely sensed techniques for mapping riparian vegetation. *Computers and Electronics in Agriculture* 37: 113–126

Constantine, J.A.; Dunne, T.; PiéGay, H. et Mathias Kondolf, G. 2010. Controls on the alluviation of oxbow lakes by bed-material load along the Sacramento River, California. *Sedimentology* 57(2): 389–407

Cook, K.L. 2017. An evaluation of the effectiveness of low-cost UAVs and structure from motion for geomorphic change detection. *Geomorphology* 278: 195–208

Corbonnois, J.; Rollet, A.J.; Viel, V. et Honoré, A. 2012. The DCE, hydraulic structures and bed erosion in the Huisne River (France). In Continental hydrosystems and territory and the different laws and practices of water mangement in Europe, p. 10. Munich: Arnaud-Fassetta G. et Reynard (Eds).

Corenblit, D. 2006. Structure et dynamique du paysage fluvial : études des rétroactions entre processus hydro-géomorphologiques et dynamique de la végétation du Tech (Pyrénées orientales). Thèse de Doctorat. Toulouse 3, Toulouse

Corenblit, D.; Baas, A.; Balke, T.; Bouma, T.; Fromard, F.; Garófano-Gómez, V.; González, E.; Gurnell, A.M.; Hortobágyi, B.; Julien, F.; Kim, D.; Lambs, L.; Stallins, J.A.; Steiger, J.; Tabacchi, E. et Walcker, R. 12/2015a. Engineer pioneer plants respond to and affect geomorphic constraints similarly along water-terrestrial interfaces world-wide: Biogeomorphic feedbacks along water-terrestrial interfaces. *Global Ecology and Biogeography* 24(12): 1363–1376

Corenblit, D.; Davies, N.S.; Steiger, J.; Gibling, M.R. et Bornette, G. 2015b. Considering river structure and stability in the light of evolution: feedbacks between riparian vegetation and hydrogeomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 40(2): 189–207

Corenblit, D. et Steiger, J. 2009. Vegetation as a major conductor of geomorphic changes on the Earth surface: toward evolutionary geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 34(6): 891–896

Corenblit, D.; Tabacchi, E.; Steiger, J. et Gurnell, A.M. 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews* 84: 56–86

Corillion, R. 1992. Les végétations à Ulmus laevis Pallas et Fraxinus angustifolia Vahl. des rives de la Loire angevine. *Bull. Soc. Et. Sci. Anjou* 14: 103–111

Cornier, T. 2002. La végétation alluviale de la Loire entre le Charolais et l'Anjou : essai de modélisation de l'hydrosystème. Thèse de Doctorat. Université François Rabelais, Tours

Coroi, M.; Sheehy Skeffington, M.; Giller, P.; Gormally, M. et O'Donovan, G. 2006. Using GIS in the Mapping and Analysis of Landscape and Vegetation Patterns Along Streams in Southern Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 106B: 287–300

Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.S.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P. et van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630): 253–260

Cottet, M.; Piégay, H. et Honneger, A. 2009. Modélisation des préférences esthétiques : vers la prise en compte des perceptions dans les projets de restauration écologique de bras morts. In *Actes des Neuvièmes Rencontres de Théo Quant*, p. 19. Besançon: Foltête J.-C.

Couix, N. et Hazard, L. 2013. When the future of biodiversity depends on researchers' and stakeholders' thought-styles. *Futures* 53: 13–21

Cowell, C.M. et Parker, A.J. 2004. Biogeography in the *Annals*. *Annals of the Association of American Geographers* 94(2): 256–268

Crombie, A.C. 1994. *Styles of scientific thinking in the European tradition: the history of argument and explanation especially in the mathematical and biomedical sciences and arts*. London: Duckworth

Cronon, W. 1992. *Nature-s metropolis: Chicago and the Great West*. 3. print. New York: Norton

Da Lage, A.; Métailié, G. et Amon-Moreau, D. 2005. *Dictionnaire de biogéographie végétale*. Paris: CNRS

Dahm, V.; Hering, D.; Nemitz, D.; Graf, W.; Schmidt-Kloiber, A.; Leitner, P.; Melcher, A. et Feld, C.K. 2013. Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia* 704(1): 389–415

Daigneault, A.J.; Eppink, F.V. et Lee, W.G. 2017. A national riparian restoration programme in New Zealand: Is it value for money? *Journal of Environmental Management* 187: 166–177

Daily, G.C. (Ed). 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press

Daily, G.C. et Matson, P.A. 2008. From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(28): 9455–9456

Datry, T.; Corti, R.; Belletti, B. et Piégay, H. 2014. Ground-dwelling arthropod communities across braided river landscape mosaics: a Mediterranean perspective. *Freshwater Biology* 59(6): 1308–1322

Dauphiné, A. 1979. Le concept d'environnement. *Analyse spatiale* 25–34

Dauphiné, A. 2001. *Risques et catastrophes observer, spatialiser, comprendre, gérer*. Paris: A. Colin

Davenport, M.A.; Bridges, C.A.; Mangun, J.C.; Carver, A.D.; Williard, K.W.J. et Jones, E.O. 2010. Building Local Community Commitment to Wetlands Restoration: A Case Study of the Cache River Wetlands in Southern Illinois, USA. *Environmental Management* 45(4): 711–722

Dawson, S.; Fisher, A.; Lucas, R.; Hutchinson, D.; Berney, P.; Keith, D.; Catford, J. et Kingsford, R. 2016. Remote Sensing Measures Restoration Successes, but Canopy Heights Lag in Restoring Floodplain Vegetation. *Remote Sensing* 8(7): 542

De Jager, N.R.; Swanson, W.; Strauss, E.A.; Thomsen, M. et Yin, Y. 2015. Flood pulse effects on nitrification in a floodplain forest impacted by herbivory, invasion, and restoration. *Wetlands Ecology and Management* 23(6): 1067–1081

De Longeaux, N. 2009. *La nature et la norme : La philosophie politique contemporaine face aux questions écologiques*. Paris: L'Harmattan

De Steven, D.; Faulkner, S.P.; Keeland, B.D.; Baldwin, M.J.; McCoy, J.W. et Hughes, S.C. 2015. Understory vegetation as an indicator for floodplain forest restoration in the Mississippi River Alluvial Valley, U.S.A.: Vegetation indicators for floodplain forest restoration. *Restoration Ecology* 23(4): 402–412

DeAngelis, D.L. et Waterhouse, J.C. 1987. Equilibrium and Nonequilibrium Concepts in Ecological Models. *Ecological Monographs* 57(1): 1–21

DeAngelis, D.L. et Yurek, S. 2017. Spatially Explicit Modeling in Ecology: A Review. *Ecosystems* 20(2): 284–300

Décamps, H. 1971. *La vie dans les cours d'eau*. PUF. Que sais-je ?

Décamps, H.; Capblancq, J.; Casanova, H. et Tourenq, J.N. 1979. Hydrobiology of some Regulated Rivers in the Southwest of France. In Ward, J.V. et Stanford, J.A. (Eds), *The Ecology of Regulated Streams*, pp. 273–288. Boston, MA: Springer US

Décamps, H.; Fortuné, M.; Gazelle, F. et Pautou, G. 1988. Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology* 1(3): 163–173

Decamps, H.; Joachim, J. et Lauga, J. 1987. The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the river garonne, S.W. France. *Regulated Rivers: Research & Management* 1(4): 301–316

Décamps, H. et Naiman, R.J. (Eds). 1990. *The ecology and management of aquatic terrestrial ecotones*. Man and the biosphere series 4. Paris: Unesco [u.a.]

Decocq, G. 2002. Patterns of plant species and community diversity at different organization levels in a forested riparian landscape. *Journal of Vegetation Science* 13(1): 91–106

Deiller, A.F. n.d. Régénération des espèces ligneuses dans les forêts alluviales Rhénane à bois dur en Alsace. Thèse de Doctorat. Université Louis Pasteur

Deléage, J.-P. 1991. *Histoire de l'écologie: une science de l'homme et de la nature*. Histoire des sciences. Paris: La Découverte

Deléage, J.-P. 2003. Ouvrir les sciences de la société à celles de la nature... et aux sociétés ! *Ecologie & politique* 27(1): 15

Delhomme, C.; Alsharif, K.A. et Capece, J.C. 2013. Evolution of the oxbow morphology of the Caloosahatchee River in South Florida. *Applied Geography* 39: 104–117

Demangeon, A. 1907. *Dictionnaire de géographie*. Armand Colin. Paris

Denevan, W.M. 1992. The Pristine Myth: The Landscape of the Americas in 1492. *Annals of the Association of American Geographers* 82(3): 369–385

Depoilly, D. et Dufour, S. 2015. Influence de la suppression des petits barrages sur la végétation riveraine des cours d'eau du nord-ouest de la France. *Norois* (237): 51–64

Depraz, S. 2008. *Géographie des espaces naturels protégés: genèse, principes et enjeux territoriaux*. Paris: A. Colin

Depret, T. 2014. Fonctionnement morphodynamique actuel et historique des méandres du Cher. Thèse de Doctorat. Université Paris 1, Paris

Derex, J.M. 2006. L'histoire des zones humides, état des lieux. *Études rurales* 177: 167–178

Derruau, M. (Ed). 1996. *Composantes et concepts de la géographie physique*. U Géographie 283. Paris: Armand Colin

Descola, P. 2005. *Par-delà nature et culture*. Bibliothèque des sciences humaines. Paris? NRF : Gallimard

Descombes, P.; Petitpierre, B.; Morard, E.; Berthoud, M.; Guisan, A. et Vittoz, P. 2016. Monitoring and distribution modelling of invasive species along riverine habitats at very high resolution. *Biological Invasions* 18(12): 3665–3679

Deuffic, P.; Bouget, C. et Gosselin, F. 2016. Trajectoire sociopolitique d'un indicateur de biodiversité forestière : le cas du bois mort. *VertigO* (Volume 16 numéro 2)

Deverre, C. 1998. La place des sciences sociales dans la problématique environnementale. *Les Dossiers de l'environnement de l'INRA* 17: 11–29

Devictor, V. 2015. *Nature en crise: penser la biodiversité*. Paris: Éd. du Seuil

Di Baldassarre, G.; Kooy, M.; Kemerink, J.S. et Brandimarte, L. 2013. Towards understanding the dynamic behaviour of floodplains as human-water systems. *Hydrology and Earth System Sciences* 17(8): 3235–3244

DiBari, J.N. 2007. Evaluation of five landscape-level metrics for measuring the effects of urbanization on landscape structure: the case of Tucson, Arizona, USA. *Landscape and Urban Planning* 79(3–4): 308–313

DiEnno, C.M. et Thompson, J.L. 2013. For the love of the land: How emotions motivate volunteerism in ecological restoration. *Emotion, Space and Society* 6: 63–72

Dieras, P.L.; Constantine, J.A.; Hales, T.C.; Piégay, H. et Riquier, J. 2013. The role of oxbow lakes in the off-channel storage of bed material along the Ain River, France. *Geomorphology* 188: 110–119

DiPietro, D.Y. 2002. Mapping the Invasive Plant Arundo donax et Associated Riparian Vegetation Using Hyperspectral Remote Sensing. Master Thesis. University of California, Davis

Dister, E. 1992. La maîtrise des crues par la renaturation des plaines alluviales du Rhin Supérieur. *Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse* 824: 73–82

Dixon, M.D. 2003. Effects of flow pattern on riparian seedling recruitment on sandbars in the Wisconsin River, Wisconsin, USA. *Wetlands* 23(1): 125–139

Dosskey, M.G.; Vidon, P.; Gurwick, N.P.; Allan, C.J.; Duval, T.P. et Lowrance, R. 2010. The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams. *Journal of the American Water Resources Association* 46(2): 236–277

Doussan, I. et Douai, A. 2015. Construire des marchés pour la compensation et les services écologiques : enjeux et

controverses. *Revue Internationale de Droit Economique, Association internationale de droit économique* 133–138

Downs, P.W. et Thorne, C.R. 2000. Rehabilitation of a lowland river: Reconciling flood defence with habitat diversity and geomorphological sustainability. *Journal of Environmental Management* 58(4): 249–268,

Doyle, M.W.; Singh, J.; Lave, R. et Robertson, M.M. 2015. The morphology of streams restored for market and nonmarket purposes: Insights from a mixed natural-social science approach. *Water Resources Research* 51(7): 5603–5622

Drozdz, M.; Gintrac, C. et Mekdjian, S. 2012. Actualités de la géographie critique. *Carnets de géographes* 4: 9

Dufour, S. 2005. Contrôles naturels et anthropiques de la structure et de la dynamique des forêts riveraines des cours d'eau du bassin rhodanien (Ain, Arve, Drôme, Rhône). Université Lyon 3, Lyon

Dufour, S. 2015. Sur la proposition d'une géographie physique critique. *L'Information géographique* 79(3): 8

Dufour, S.; Arnauld de Sartre, X.; Castro Larrañaga, M.; le Clec'h, S. et Oszwald, J. 2014. Cartographie, services écosystémiques et gestion environnementale : entre neutralité technicienne et outil d'empowerment. In Political Ecology des services écosystémiques, pp. 225–246. Bruxelles: Arnauld de Sartre X., Castro M., Dufour S., Oszwald J.

Dufour, S.; Barsoum, N.; Muller, E. et Piégay, H. 2007. Effects of channel confinement on pioneer woody vegetation structure, composition and diversity along the River Drôme (SE France). *Earth Surface Processes and Landforms* 32(8): 1244–1256

Dufour, S.; Bernez, I.; Betbeder, J.; Corgne, S.; Hubert-Moy, L.; Nabucet, J.; Rapinel, S.; Sawtschuk, J. et Trollé, C. 2013. Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (410): 10

Dufour, S.; Hayden, M.; Stella, J.; Battles, J. et Piegay, H. 2015. Maintaining channel abandonment processes increases riparian plant diversity within fluvial corridors. *Ecohydrology* 8(5): 780–791

Dufour, S.; Mabboux, J.L. et Piégay, H. 2004. Du diagnostic à la restauration des forêts alluviales, le cas de l'Arve à l'aval de Cluse. In Colloque international "Eaux et Forêts", 15-17 juin 2004, ONF, Life., Privas

Dufour, S.; Moulin, B. et Piégay, H. 2003. Doit-on promouvoir systématiquement l'entretien des lits fluviaux et de leurs marges ? *Forêt Méditerranéenne* XXIV(3): 335–345

Dufour, S.; Muller, E.; Straatsma, M. et Corgne, S. 2012. Image Utilisation for the Study and Management of Riparian Vegetation: Overview and Applications. In Carbonneau, P.E. et Piégay, H. (Eds), *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*, pp. 215–239. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd

Dufour, S. et Piégay, H. 2004. Guide de gestion des forêts riveraines de cours d'eau. ONF, Agence RMC, CNRS, Université Lyon 3

Dufour, S. et Piégay, H. 2008. Geomorphological controls of Fraxinus excelsiorgrowth and regeneration in floodplain forests. *Ecology* 89(1): 205–215

Dufour, S. et Piégay, H. 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications* 25(5): 568–581

Dufour, S. et Piégay, H. 2010. Channel vertical mobility, hydro-geomorphic disturbances and understory vegetation in floodplain forests of the Ain River (France). *Géomorphologie : relief, processus, environnement* (4/2010): 371–386

Dufour, S.; Provansal, M. et Raccasi, G. 2008. Can flood risk management restore ecogeomorphologic functioning of fluvial margins along the Rhône River (France, SE)? In 4th ECRR International Conference on River Restoration, pp. 349–356. Venice, Italia: Gumiero B., Rinaldi M., Fokkens B.

Dufour, S.; Rinaldi, M.; Piégay, H. et Michalon, A. 2015. How do river dynamics and human influences affect the landscape pattern of fluvial corridors? Lessons from the Magra River, Central–Northern Italy. *Landscape and Urban Planning* 134: 107–118

Dufour, S.; Rollet, A.J.; Chapuis, M.; Provansal, M. et Capanni, R. sous presses. On the political roles of freshwater science in studying dam and weir removal policies: a critical physical geography approach. *Water Alternatives*

Dufour, S.; Sartre, X.A. de; Castro, M.; Oszwald, J. et Rollet, A.-J. 2016. Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes. *VertigO* (Hors-série 25)

Dunford, R.; Michel, K.; Gagnage, M.; Piégay, H. et Trémelo, M.-L. 2009. Potential and constraints of Unmanned Aerial Vehicle technology for the characterization of Mediterranean riparian forest. *International Journal of Remote Sensing* 30(19): 4915–4935

Durin, L. 1967. La végétation forestière dans la haute vallée de l'Oise -. *Bull. Soc. Bot. Nord France* 20(1): 32–47

Duvall, C.S. 2011. Biocomplexity from the Ground Up: Vegetation Patterns in a West African Savanna Landscape. *Annals of the Association of American Geographers* 101(3): 497–522

Duvigneaud, J. 1959. La forêt alluviale du Mont-Dieu, vallée de la Bar (Ardennes, France). *Vegetatio* VIII(5–6): 298–332

Ecke, F.; Hellsten, S.; Köhler, J.; Lorenz, A.W.; Rääpysjärvi, J.; Scheunig, S.; Segersten, J. et Baattrup-Pedersen, A. 2016. The response of hydrophyte growth forms and plant strategies to river restoration. *Hydrobiologia* 769(1): 41–54

Egan, D.; Hjerpe, E.E. et Abrams, J. (Eds). 2011. *Human dimensions of ecological restoration: integrating science, nature, and culture*. The science and practice of ecological restoration. Washington, DC: Island Press

Ehlers, M.; Gähler, M. et Janowsky, R. 2003. Automated analysis of ultra high resolution remote sensing data for biotope type mapping: new possibilities and challenges. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 57(5–6): 315–326

Eigenbrod, F.; Armsworth, P.R.; Anderson, B.J.; Heinemeyer, A.; Gillings, S.; Roy, D.B.; Thomas, C.D. et Gaston, K.J. 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47(2): 377–385

Eitzel, M.V.; Diver, S.; Sardiñas, H.; Hallett, L.M.; Olson, J.J.; Romero, A.; Oliveira, G. de L.T.; Schuknecht, A.T.; Tidmore, R. et Suding, K.N. 2012. Insights from a Cross-Disciplinary Seminar: 10 Pivotal Papers for Ecological Restoration. *Restoration Ecology* 20(2): 147–152

Elhaïi, H. 1968. *Biogéographie*. Paris: A. Colin

Engelhardt, B.M.; Chambers, J.C. et Weisberg, P.J. 2015. Geomorphic predictors of riparian vegetation in small mountain watersheds. *Journal of Plant Ecology* rtv002

Engelhardt, B.M.; Weisberg, P.J. et Chambers, J.C. 2012. Influences of watershed geomorphology on extent and composition of riparian vegetation. *Journal of Vegetation Science* 23(1): 127–139

Ernoult, A.; Freiré-Diaz, S.; Langlois, E. et Alard, D. 2006. Are similar landscapes the result of similar histories? *Landscape Ecology* 21(5): 631–639

Espagne, É.; Hourcade, J.-C. et Perrissin Fabert, B. 2015. La finance au secours du climat ? La Nature entre prix et valeur. *Natures Sciences Sociétés* 23: S117–S121

Everitt, B.L. 1968. Use of the cottonwood in an investigation of the recent history of a flood plain. *American Journal of Science* 266(6): 417–439

Everitt, J.H.; Fletcher, R.S.; Elder, H.S. et Yang, C. 2008. Mapping giant salvinia with satellite imagery and image analysis. *Environmental Monitoring and Assessment* 139(1–3): 35–40

Evette, A.; Zanetti, C.; Cavaillé, P.; Dommanget, F.; Mériaux, P. et Vennetier, M. 2014. La gestion paradoxale des ripisylves des cours d'eau de piedmont alpin endigués: Gestion sécuritaire ou promotion de la biodiversité. *Revue de géographie alpine* (102–4)

Eyrolle, F.; Duffa, C.; Antonelli, C.; Rolland, B. et Leprieur, F. 2006. Radiological consequences of the extreme flooding on the lower course of the Rhone valley (December 2003, South East France). *Science of The Total Environment* 366(2–3): 427–438

Fabiani, J.-L. 2000. Éthique et politiques de la techno-nature. À propos de la biologie de la conservation. *Revue européenne des sciences sociales* (XXXVIII-118): 15–28

Feld, C.K.; de Bello, F. et Dolédec, S. 2014. Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 59(2): 233–248

Feld, C.K.; Birk, S.; Bradley, D.C.; Hering, D.; Kail, J.; Marzin, A.; Melcher, A.; Nemitz, D.; Pedersen, M.L.; Pletterbauer, F.; Pont, D.; Verdonschot, P.F.M. et Friberg, N. 2011. From Natural to Degraded Rivers and Back Again. In *Advances in Ecological Research*, pp. 119–209. Elsevier

Fernández, D.; Barquín, J.; Álvarez-Cabria, M. et Peñas, F.J. 2012. Quantifying the performance of automated GIS-based geomorphological approaches for riparian zone delineation using digital elevation models. *Hydrology and Earth System Sciences* 16(10): 3851–3862

Ferreira, M.T.; Aguiar, F.C. et Nogueira, C. 2005. Changes in riparian woods over space and time: Influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management* 212(1–3): 145–159

Ferreira, V.; Castela, J.; Rosa, P.; Tonin, A.M.; Boyero, L. et Graça, M.A.S. 2016. Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation. *Aquatic Ecology* 50(4): 711–725

Ferret, S. 2011. *Deepwater horizon: éthique de la nature et philosophie de la crise écologique*. L'ordre philosophique. Paris: Editions du Seuil

Fischer, R.A.; Martin, C.O.; Ratti, J.T. et Guidice, J. 2001. Riparian Terminology: Confusion and Clarification. ADA387415

Fisher, B.; Turner, R.K. et Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68(3): 643–653

Flanagan, L.B.; Orchard, T.E.; Logie, G.S.J.; Coburn, C.A. et Rood, S.B. 2017. Water use in a riparian cottonwood ecosystem: Eddy covariance measurements and scaling along a river corridor. *Agricultural and Forest Meteorology* 232: 332–348

Flores-Díaz, A.C.; Castillo, A.; Sánchez-Matías, M. et Maass, M. 2014. Local values and decisions: views and constraints for riparian management in western Mexico. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (414): 06

Florsheim, J.L.; Mount, J.F. et Chin, A. 2008. Bank Erosion as a Desirable Attribute of Rivers. *BioScience* 58(6): 519–529

Forget, G. et Bernez, I. 2011. Assessment of the success of headwater restoration through the vegetation diversity analysis of four Oir river's tributaries (Normandy, France). *Procedia Environmental Sciences* 9: 47–53

Forget, G.; Carreau, C.; Le Coeur, D. et Bernez, I. 2013. Ecological Restoration of Headwaters in a Rural Landscape (Normandy, France): A Passive Approach Taking Hedge Networks into Account for Riparian Tree Recruitment. *Restoration Ecology* 21(1): 96–104

Forman, R.T.T. et Godron, M. 1986. *Landscape ecology*. New York: Wiley

Fortuné, M. 1988. Usages passés et écologie de la Garonne. Thèse de Doctorat. Institut National Polytechnique, Toulouse

Foucault, M. 1977. Le jeu de Michel Foucault. Entretien avec Colas, D. Grosrichard, A. Le Gaufey, G. Livi, J. Miller, G. Miller, J. Miller J.-A. Millot, C. Wajeman, G. *Ornicar, Bulletin périodique du champ freudien* 10: 62–93

Fox, H.E.; Christian, C.; Nordby, J.C.; Pergams, O.R.W.; Peterson, G.D. et Pyke, C.R. 2006. Perceived Barriers to Integrating Social Science and Conservation. *Conservation Biology* 20(6): 1817–1820

Francis, R.A. 2006. Allogenic and autogenic influences upon riparian vegetation dynamics. *Area* 38(4): 453–464

Francis, R.A. et Hoggart, S.P.G. 2009. Urban river wall habitat and vegetation: observations from the River Thames through central London. *Urban Ecosystems* 12(4): 465–485

Franklin, S.E. et Wulder, M.A. 2002. Remote sensing methods in medium spatial resolution satellite data land cover classification of large areas. *Progress in Physical Geography* 26(2): 173–205

Fressoz, J.-B. 2012. *L'apocalypse joyeuse: Une histoire du risque technologique*. L'univers historique. Paris: Éditions du Seuil

Friedman, J.M. et Lee, V.J. 2002. Extreme Floods, Channel Change, and Riparian Forests along Ephemeral Streams. *Ecological Monographs* 72(3): 409–425

Frissell, C.A.; Liss, W.J.; Warren, C.E. et Hurley, M.D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10(2): 199–214

Frochot, B.; Faivre, B.; Godreau, V. et Roché, J. 2003. Des oiseaux dans la ripisylve. In Les forêts riveraines des cours d'eau, pp. 156–168. Paris: Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C.,

Frontier, S. et Pichod-Viale, D. 1995. *Écosystèmes: structure, fonctionnement, évolution*. 2. éd. rév. et augm., 2. tirage corr. Collection d'écologie 21. Paris: Masson

Fruget, J.-F. et Dessaix, J. 2003. Changements environnementaux, dérives biologiques et perspectives de restauration du Rhône français après 200 ans d'influences anthropiques. *VertigO* (Volume 4 Numéro 3)

Gagliano, S.M. et Howard, P.G. 1984. The neck cutoff oxbow lake cycle along the lower Mississippi river. In Proceeding of the Conference Rivers '83, Waterway, Port, Coastal and Ocean Division ASCE, pp. 147–158. New Orleans

Gagnon, C.A. et Berteaux, D. 2009. Integrating Traditional Ecological Knowledge and Ecological Science: a Question of Scale. *Ecology and Society* 14(2): 19

García-Arias, A.; Francés, F.; Ferreira, T.; Egger, G.; Martínez-Capel, F.; Garófano-Gómez, V.; Andrés-Doménech, I.; Politti, E.; Rivaes, R. et Rodríguez-González, P.M. 2013. Implementing a dynamic riparian vegetation model in three European river systems. *Ecohydrology* 6(4): 635–651

Garnier, A.; Dufour, S.; Lespez, L.; Caillaut, S. et Delahaye, D. 2014. Analyse spatiotemporelle de la dynamique fluviale d'un cours d'eau sahélo-soudanien entre 1967 et 2007. Le cas du Yamé au pays Dogon (Mali, Afrique de l'Ouest). *Revue internationale de géomatique* 24(3): 279–306

Garnier, E. 2004. La Gestion d'une forêt rhénane. La Rheinwald sous l'Ancien Régime. In 24e Journées internationales de Flaran "Forêts d'Europe occidentale du Moyen Age à aujourd'hui," pp. 101–123. Presses Universitaires de Toulouse-Le Mirail

Gautier, E. 1994. Interférence des facteurs anthropiques et naturels dans le processus d'incision sur une rivière alpine - L'exemple du Buëch (Alpes du sud) / Interaction between human and natural factors in the entrenchment of an alpine river - The example of the Buëch River (Southern Alps). *Revue de géographie de Lyon* 69(1): 57–62

Gautier, E.; Grivel, S.; Garcia Govea, C.; Dépert, T.; Virmoux, C. et Brunstein, D. 2016. Analyse comparée de la dynamique des îles fluviales de trois grands cours d'eau – Lena, Napo et Loire. *Bulletin de la Société Géographique de Liège* 67: 125–141

Gautier, E. et Pech, P. 2016. La reconstruction d'une géographie « naturaliste. In Manifeste pour une géographie environnementale, pp. 325–343. Chartier D., Rodary E. ,

Gautreau, P. 2005. Marginalité biogéographique et résilience. Le territoire forestier insulaire du Fleuve Uruguay, 1800-2000. In La nature a-t-elle encore une place dans les milieux géographiques, pp. 243–262. Paris

Geerling, G.W.; Kater, E.; van den Brink, C.; Baptist, M.J.; Ragas, A.M.J. et Smits, A.J.M. 2008. Nature rehabilitation by floodplain excavation: The hydraulic effect of 16 years of sedimentation and vegetation succession along the Waal River, NL. *Geomorphology* 99(1–4): 317–328

Geerling, G.W.; Ragas, A.M.J.; Leuven, R.S.E.W.; van den Berg, J.H.; Breedveld, M.; Liefhebber, D. et Smits, A.J.M. 2006. Succession and Rejuvenation in Floodplains along the River Allier (France). *Hydrobiologia* 565(1): 71–86

Gehu, J.-M. 1986. *Végétation et géomorphologie: Bailleul 1985*. Berlin: J. Cramer in der Gebr. Borntraeger Verlagsbuchhandlung

Gellner, E. 1984. Le statut scientifique des sciences sociales. *Revue Internationale des Sciences Sociales* 102(XXXVI): 599–620

Genç, L.; Dewitt, B. et Smith, S. 2004. Determination of Wetland Vegetation Height with LIDAR. *Turk J Agric For* 28: 63–71

Génot, J.-C. 2008. *La nature malade de la gestion*. La pensée écologique. Paris: Sang de la terre

George, P. et Verger, F. 2013. *Dictionnaire de la géographie*. Paris: PUF

Germaine, M.-A. 2011. Apport de l'analyse de discours pour renseigner les représentations paysagères et les demandes d'environnement – Exemple des vallées du nord-ouest de la France,. *Annales de Géographie* 682: 629–650

Germaine, M.-A. et Barraud, R. 2013a. Restauration écologique et processus de patrimonialisation des rivières dans l'Ouest de la France. *VertigO* (Hors-série 16)

Germaine, M.-A. et Barraud, R. 2013b. Les rivières de l'ouest de la France sont-elles seulement des infrastructures naturelles ? Les modèles de gestion à l'épreuve de la directive-cadre sur l'eau. *Natures Sciences Sociétés* 21(4): 373–384

Germaine, M.-A. et Lespez, L. 2014. Le démantèlement des barrages de la Sélune (Manche). Des réseaux d'acteurs au projet de territoire ? *Développement durable et territoires* (Vol. 5, n°3)

Germaine, M.-A. et Puissant, A. 2008. Extraction d'indices paysagers et analyse quantitative des paysages de « vallées ordinaires » à partir de données images : L'exemple de la Seulles (Calvados, France). *Cybergeo*

Ghermandi, A.; Vandenberghe, V.; Benedetti, L.; Bauwens, W. et Vanrolleghem, P.A. 2009. Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water quality. *Ecological Engineering* 35(1): 92–104,

Ghiotti, S. 2009. La patrimonialisation des fleuves et des rivières. Une comparaison France-Liban. *Monde en développement* 145: 73–91

Gibbons, M.; Limoges, C.; Nowotny, H.; Schwartzman, S.; Scott, P. et Trow, M. 1994. *The new production of knowledge: the dynamics of science and research in contemporary societies*. London ; Thousand Oaks, Calif: SAGE Publications

Gibling, M.R. et Davies, N.S. 2012. Palaeozoic landscapes shaped by plant evolution. *Nature Geoscience* 5(2): 99–105

Gilvear, D.J.; Spray, C.J. et Casas-Mulet, R. 2013. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of Environmental Management* 126: 30–43

Girel, J. 1986. Télédétection et cartographie à grande échelle de la végétation alluviale : exemple de la basse plaine de l'Ain. *Documents de cartographie écologique* 28: 45–74

Girel, J. 2002. European Floodplain Vegetation and Management. Database of bibliographic references for river managers. FLOBAR 2. Grenible

Giusti, C. 2012. Sciences du relief ou géomorphologie ?: Essai de définition d'un domaine interdisciplinaire entre géosciences et sciences sociales. *Cybergeo*

Giusti, C.; Calvet, M. et Le Coeur, C. 2015. La géographie physique des années 1970 en France, entre occasions manquées et essais non transformés ? *Bulletin de l'Association de géographes français* 92(1): 49–66

Glenn, E.P.; Hucklebridge, K.; Hinojosa-Huerta, O.; Nagler, P.L. et Pitt, J. 2008. Reconciling Environmental and Flood Control Goals on an Arid-Zone River: Case Study of the Limitrophe Region of the Lower Colorado River in the United States and Mexico. *Environmental Management* 41(3): 322–335

Glenz, C. 2005. Process-based, Spatially-explicit Modelling of Riparian Forest Dynamics in Central Europe – Tool for Decisionmaking in River Restoration. Thèse de Doctorat. EPFL, Lausanne

Gob, F.; Bilodeau, C.; Thommeret, N.; Belliard, J.; Albert, M.-B.; Tamisier, V.; Baudoin, J.-M. et Kreutzenberger, K. 2014. Un outil de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau pour l'application de la DCE en France (CARHYCE). *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 20(1): 57–72

Gobert, J. 2010. Éthique environnementale, remédiation écologique et compensations territoriales : entre antinomie et correspondances. *VertigO* (Volume 10 Numéro 1)

Gobster, P.H. et Hull, R.B. (Eds). 2000. *Restoring nature: perspectives from the social sciences and humanities*. Washington, D.C: Island Press

Godreau, V.; Bornette, G.; Frochot, B.; Amoros, C.; Castella, E.; Oertli, B.; Chambaud, F.; Oberti, D. et Craney, E. 1999.

Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. *Biodiversity and Conservation* 8(6): 839–864

Goebel, P.C.; Pregitzer, K.S. et Palik, B.J. 2006. Landscape hierarchies influence riparian ground-flora communities in Wisconsin, USA. *Forest Ecology and Management* 230(1–3): 43–54

Goetz, S.J. 2006. Remote sensing of riparian buffers: past progress and future prospects. *Journal of the American Water Resources Association* 42(1): 133–143

Goetz, S.J.; Wright, R.K.; Smith, A.J.; Zinecker, E. et Schaub, E. 2003. IKONOS imagery for resource management: Tree cover, impervious surfaces, and riparian buffer analyses in the mid-Atlantic region. *Remote Sensing of Environment* 88(1–2): 195–208

Golet, G.H.; Roberts, M.D.; Larsen, E.W.; Luster, R.A.; Unger, R.; Werner, G. et White, G.G. 2006. Assessing Societal Impacts When Planning Restoration of Large Alluvial Rivers: A Case Study of the Sacramento River Project, California. *Environmental Management* 37(6): 862–879

Gómez-Baggethun, E.; de Groot, R.S.; Lomas, P.L. et Montes, C. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69(6): 1209–1218

Gonot, B. 1999. L'incidence des prélèvements ripicoles sur le débit des cours d'eau du bassin de la Midouze. *Annales de Géographie* 606: 191–197

González, E.; González-Sanchis, M.; Cabezas, Á.; Comín, F.A. et Muller, E. 2010. Recent Changes in the Riparian Forest of a Large Regulated Mediterranean River: Implications for Management. *Environmental Management* 45(4): 669–681

González, E.; Sher, A.A.; Tabacchi, E.; Masip, A. et Poulin, M. 2015. Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *Journal of Environmental Management* 158: 85–94

Gorz, A. 1977. *Écologie et liberté*. R.C. Paris: Éditions Galilée

Göthe, E.; Timmermann, A.; Januschke, K. et Baattrup-Pedersen, A. 2016. Structural and functional responses of floodplain vegetation to stream ecosystem restoration. *Hydrobiologia* 769(1): 79–92

Graf, W.L. 1996. Geomorphology and Policy for Restoration of Impounded American Rivers: What is "Natural?" In The Scientific Nature of Geomorphology, pp. 443–473. ruce L. Rhoads et Colin E. Thorn

Grams, P.E. et Schmidt, J.C. 2002. Streamflow regulation and multi-level flood plain formation: channel narrowing on the aggrading Green River in the eastern Uinta Mountains, Colorado and Utah. *Geomorphology* 44(3–4): 337–360

Gravel, D.; Gounand, I. et Mouquet, N. 2010. Le rôle de la diversité dans le fonctionnement des écosystèmes. *Ciencia Ambiente* 39: 63–83

Greco, S.E.; Fremier, A.K.; Larsen, E.W. et Plant, R.E. 2007. A tool for tracking floodplain age land surface patterns on a large meandering river with applications for ecological planning and restoration design. *Landscape and Urban Planning* 81(4): 354–373

Greco, S.E. et Plant, R.E. 2003. Temporal mapping of riparian landscape change on the Sacramento river, miles 196–218, California, USA. *Landscape Research* 28(4): 405–426

Gregel, S.E.; Turner, M.G.; Miller, J.R.; Melack, J.M. et Stanley, E.H. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64: 118–128

Gregory, K.J. 2006. The human role in changing river channels. *Geomorphology* 79(3–4): 172–191

Gregory, S.V.; Swanson, F.J.; McKee, W.A. et Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41: 540–551

Gren, I.-M.; Groth, K.-H. et Sylvén, M. 1995. Economic Values of Danube Floodplains. *Journal of Environmental Management* 45(4): 333–345

Greulich, S.; Franklin, S.; Wasklewicz, T. et Grubaugh, J. 2007. Hydrogeomorphology and Forest Composition of Sunrise Towhead Island in the Lower Mississippi River. *Southeastern Naturalist* 6(2): 217–234

Grevillot, F. 1996. Les écosystemes prairiaux de la plaine alluviale de la meuse lorraine : phytosociologie, dynamique et fonctionnement, en relation avec les gradients hydriques et les modifications des pratiques agricoles. Thèse de Doctorat. Université de Lorraine, Metz

Grivel, S. 2008. La Loire des îles, du Bec d'Allier à Gien : rythme d'évolution et enjeux de gestion. Thèse de Doctorat. Paris 8, Parus

Gross, M. 2006. Beyond expertise: Ecological science and the making of socially robust restoration strategies. *Journal for Nature Conservation* 14(3–4): 172–179

Guerrin, J. et Bouleau, G. 2014. Remparts ou menaces ? Trajectoires politiques de l'endiguement en France, aux Pays-bas et aux Etats-Unis. *RIPC* 21(1)

Guida-Johnson, B.; Faggi, A.M. et Zuleta, G.A. 2017. Effects of Urban Sprawl on Riparian Vegetation: Is Compact or Dispersed Urbanization Better for Biodiversity?: Effects of Urban Sprawl on Riparian Vegetation. *River Research and Applications*

Guille-Escuret, G. 2014. *L'écologie kidnappée*. 1re édition. Paris: PUF

Guillon, S. 2014. Dynamique de la végétation alluviale côtière dans le Sud-Est de la France (bassins versants du Loup et de la Cagne, Alpes-Maritimes) au cours de la première moitié de l' Holocène. Thèse de Doctorat. Sophia Antipolis, Nice

Guillozet, K. 2015. Shade Trading: An Emerging Riparian Forest-Based Payment for Ecosystem Services Market in Oregon, USA. *Environmental Management* 56(4): 957–970

Guinier, P. 1963. La végétation ligneuse du Haut-Giffre. *Annales de l'école nationale des eaux et forêts et de la station de recherches et expériences* 4: 478–529

Gunderson, L. et Light, S.S. 2007. Adaptive management and adaptive governance in the everglades ecosystem. *Policy Sciences* 39(4): 323–334

Gunnell, Y. 2009. *Écologie et société: repères pour comprendre les questions d'environnement*. Paris: Colin

Gurnell, A. 2014. Plants as river system engineers. *Earth Surface Processes and Landforms* 39(1): 4–25

Gurnell, A. et Petts, G. 2006. Trees as riparian engineers: the Tagliamento river, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 31(12): 1558–1574

Gurnell, A.M. et Gregory, K.J. 1995. Interactions between semi-natural vegetation and hydrogeomorphological processes. *Geomorphology* 13(1–4): 49–69

Gurnell, A.M.; Peiry, J.-L. et Petts, G.E. 2005. Using Historical Data in Fluvial Geomorphology. In Kondolf, G.M. et Piégay, H. (Eds), *Tools in Fluvial Geomorphology*, pp. 77–101. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd

Gurnell, A.M. et Petts, G.E. 2002. Island-dominated landscapes of large floodplain rivers, a European perspective. *Freshwater Biology* 47(4): 581–600

Gurnell, A.M.; Petts, G.E.; Hannah, D.M.; Smith, B.P.G.; Edwards, P.J.; Kollmann, J.; Ward, J.V. et Tockner, K. 2001. Riparian vegetation and island formation along the gravel-

bed Fiume Tagliamento, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 26(1): 31–62

Habermas, J. 1990. *La technique et la science comme "idéologie."* Paris: Gallimard

Hack, J.T. et Goodlett, J.C. 1960. Geomorphology and Forest Ecology of a Mountain Region in the Central Appalachians. US Geological Survey Professional Paper 347. Washington, DC: USGS

Hacking, I. 2008. *Entre science et réalité: la construction sociale de quoi?* Paris: La Découverte

Hale, B.W.; Steen-Adams, M.M.; Predick, K. et Fisher, N. 2005. Ecological Conservation Through Aesthetic Landscape Planning: A Case Study of the Lower Wisconsin State Riverway. *Environmental Management* 35(4): 381–395

Halme, P.; Allen, K.A.; Auniņš, A.; Bradshaw, R.H.W.; Brūmelis, G.; Čada, V.; Clear, J.L.; Eriksson, A.-M.; Hannon, G.; Hyvärinen, E.; Ikauniece, S.; Iršėnaitė, R.; Jonsson, B.G.; Junninen, K.; Kareksela, S.; Komonen, A.; Kotiaho, J.S.; Kouki, J.; Kuuluvainen, T.; Mazziotta, A.; Mönkkönen, M.; Nyholm, K.; Oldén, A.; Shorohova, E.; Strange, N.; Toivanen, T.; Vanha-Majamaa, I.; Wallenius, T.; Ylisirniö, A.-L. et Zin, E. 2013. Challenges of ecological restoration: Lessons from forests in northern Europe. *Biological Conservation* 167: 248–256

Halse, S.A.; Scanlon, M.D.; Cocking, J.S.; Smith, M.J. et Kay, W.R. 2007. Factors affecting river health and its assessment over broad geographic ranges: The Western Australian experience. *Environmental Monitoring and Assessment* 134(1–3): 161–175

Hamada, Y.; Stow, D.A.; Coulter, L.L.; Jafolla, J.C. et Hendricks, L.W. 2007. Detecting Tamarisk species (Tamarix spp.) in riparian habitats of Southern California using high spatial resolution hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment* 109(2): 237–248

Harden, C.P. 2012. Framing and Reframing Questions of Human–Environment Interactions. *Annals of the Association of American Geographers* 102(4): 737–747

Hardin, P.J. et Jensen, R.R. 2011. Introduction—Small-Scale Unmanned Aerial Systems for Environmental Remote Sensing. *GIScience & Remote Sensing* 48: 1–3

Harper, R.M. 1912. Botanical Evidence of the Age of Certain Oxbow Lakes. *Science* 36: 760–761

Hawkins, C.P.; Olson, J.R. et Hill, R.A. 2010. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 312–343

Head, L.; Atchison, J. et Gates, A. 2012. *Ingrained: a human bio-geography of wheat*. Farnham, Surrey ; Burlington, VT: Ashgate

Hefley, H.M. 1937. Ecological Studies on the Canadian River Floodplain in Cleveland County, Oklahoma. *Ecological Monographs* 7(3): 345–402

Helfield, J.M.; Engström, J.; Michel, J.T.; Nilsson, C. et Jansson, R. 2012. Effects of River Restoration on Riparian Biodiversity in Secondary Channels of the Pite River, Sweden. *Environmental Management* 49(1): 130–141

Hempel, C. 2012. *Éléments d'épistémologie*. Paris: A. Colin

Herlihy, A.T.; Paulsen, S.G.; Sickle, J.V.; Stoddard, J.L.; Hawkins, C.P. et Yuan, L.L. 2008. Striving for consistency in a national assessment: the challenges of applying a reference-condition approach at a continental scale. *Journal of the North American Benthological Society* 27(4): 860–877

Hervouet, A.; Dunford, R.; Piégay, H.; Belletti, B. et Trémélo, M.-L. 2011. Analysis of Post-flood Recruitment Patterns in Braided-Channel Rivers at Multiple Scales Based on an Image Series Collected by Unmanned Aerial Vehicles, Ultra-light Aerial Vehicles, and Satellites. *GIScience & Remote Sensing* 48(1): 50–73

Hess, L.L. et Melack, J.M. 2003. Remote sensing of vegetation and flooding on Magela Creek Floodplain (Northern Territory, Australia) with the SIR-C synthetic aperture radar. In Martens, K. (Ed), *Aquatic Biodiversity*, pp. 65–82. Dordrecht: Springer Netherlands

Hickin, E.J. 1984. Vegetation and river channel dynamics. *Canadian Geographer* 28(2): 110–126

Hill, W.R.; Mulholland, P.J. et Marzolf, E.R. 2001. Stream ecosystem responses to forest leaf emergence in spring. *Ecology* 82(8): 2306–2319

Hillman, M. et Brierley, G. 2005. A critical review of catchment-scale stream rehabilitation programmes. *Progress in Physical Geography* 29(1): 50–76

Hobbs, R.J. 2016. Degraded or just different? Perceptions and value judgements in restoration decisions: Degraded or just different? *Restoration Ecology* 24(2): 153–158

Hobbs, R.J. et Harris, J.A. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology* 9(2): 239–246

Hoff, M. 1975. Dynamique de la végétation alluviale au bord des rivières vosgiennes en plaine d'Alsace. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Colmar* 56: 61–90

Holl, K.D. et Crone, E.E. 2004. Applicability of landscape and island biogeography theory to restoration of riparian understorey plants. *Journal of Applied Ecology* 41: 922–933

Holland, M.M.; Burk, C.J. et McLain, D. 2000. Long-term vegetation dynamics of the lower strata of a western Massachusetts oxbow swamp forest. *Rhodora* 102(910): 154–174

Holmes, T.P.; Bergstrom, J.C.; Huszar, E.; Kask, S.B. et Orr, F. 2004. Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration. *Ecological Economics* 49(1): 19–30

Hooke, J. et Chen, H. 2016. Evidence of increase in woody vegetation in a river corridor, Northwest England, 1984–2007. *Journal of Maps* 12(3): 484–491

Horreo, J.L.; De La Hoz, J.; Machado-Schiaffino, G.; Pola, I.G. et Garcia-Vazquez, E. 2011. Restoration and enhancement of Atlantic salmon populations: what we have learned from North Iberian rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (402): 23

Houzard, G. 1985. Sylvosystème et sylvofaciès : essai d'étude globale du milieu forestier. In Phytosociologie et Foresterie, Colloques phytosociologiques XIV, pp. 231–236. Nancy,: Rameau J.-C., Géhu J.-M.

Hubert-Moy, L.; Clément, B.; Lennon, M.; Houet, T. et Lefeuvre, E. 2003. Etude de zones humides de fond de vallées à partir d'images hyperspectrales CASI : Application à un bassin versant de la région de Pleine-Fougères (Bretagne, France). *Photo-Interprétation* 39: 33–43

Hudson, P.F.; Heitmuller, F.T. et Leitch, M.B. 2012. Hydrologic connectivity of oxbow lakes along the lower Guadalupe River, Texas: The influence of geomorphic and climatic controls on the "flood pulse concept." *Journal of Hydrology* 414–415: 174–183

Huetz De Lemps, A. 1994. Les paysages végétaux du globe. Elsevier Masson. Paris,

Hughes, F.M.R. 1997. Floodplain biogeomorphology. *Progress in Physical Geography* 21(4): 501–529

Hughes, F.M.R.; Adams, W.M.; Butchart, S.H.M.; Field, R.H.; Peh, K.S.-H. et Warrington, S. 2016. The challenges of integrating biodiversity and ecosystem services monitoring and evaluation at a landscape-scale wetland restoration project in the UK. *Ecology and Society* 21(3),

Hughes, F.M.R.; Adams, W.M.; Muller, E.; Nilsson, C.; Richards, K.S.; Barsoum, N.; Decamps, H.; Foussadier, R.; Girel, J.; Guilloy, H.; Hayes, A.; Johansson, M.; Lambs, L.; Pautou, G.; Peiry, J.-L.; Perrow, M.; Vautier, F. et Winfield, M. 2001. The importance of different scale processes for the restoration of floodplain woodlands. *Regulated Rivers: Research & Management* 17(4–5): 325–345

Hughes, F.M.R.; Colston, A. et Owen, J. 2005. Restoring riparian ecosystems: the challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories. *Ecology and Society* 10(1): 12

Hull, R.B. et Robertson, D.P. 2000. The Language of Nature Matters:We Need a More Public Ecology. In Restoring Nature, pp. 97–118. Washington DC: Gobster P.H., Hull R.B.,

Humbolt, A. von. 1807. *Essai sur la géographie des plantes*. Paris: F. Schoell

Hupp, C.R. 1982. Stream grade variation and riparian forest ecology along Passage Creek, Virginia. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 109(4): 488–499

Hupp, C.R. 1983. Vegetation pattern on channel features in the Passage Creek Gorge, Virginia. *Castanea* 48(2): 62–72

Hupp, C.R. 1992. Riparian vegetation recovery patterns following stream channelization: A geomorphic perspective. *Ecology* 73(4): 1209–1226

Hupp, C.R.; Dufour, S. et Bornette, G. 2016. Vegetation as a tool in the interpretation of fluvial geomorphic processes and landforms. In Kondolf, G.M. et Piégay, H. (Eds), *Tools in Fluvial Geomorphology*, pp. 208–234. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd

Hupp, C.R.; Osterkamp, W. et Howard, A.D. 1995. *Biogeomorphology, Terrestrial and Freshwater Systems*. Burlington: Elsevier Science

Hupp, C.R. et Osterkamp, W.R. 1985. Bottomland Vegetation Distribution along Passage Creek, Virginia, in Relation to Fluvial Landforms. *Ecology* 66(3): 670–681

Hupp, C.R. et Osterkamp, W.R. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14(4): 277–295

Hupp, C.R. et Rinaldi, M. 2007. Riparian Vegetation Patterns in Relation to Fluvial Landforms and Channel Evolution Along Selected Rivers of Tuscany (Central Italy). *Annals of the Association of American Geographers* 97(1): 12–30

Hynes, H.B.N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Univ. Toronto Press.

Inkpen, R. 2005. *Science, philosophy and physical geography*. London ; New York: Routledge

Irmak, S.; Kabenge, I.; Rudnick, D.; Knezevic, S.; Woodward, D. et Moravek, M. 2013. Evapotranspiration crop coefficients for mixed riparian plant community and transpiration crop coefficients for Common reed, Cottonwood and Peach-leaf willow in the Platte River Basin, Nebraska-USA. *Journal of Hydrology* 481: 177–190

Isaksson, M. 2010. Response of riparian vegetation to removal of the Kuba dam in Nätraån. Mémoire de Master. Umea university, Umea

Ishida, S.; Yamazaki, A.; Takanose, Y. et Kamitani, T. 2010. Off-channel temporary pools contribute to native riparian plant species diversity in a regulated river floodplain. *Ecological Research* 25(6): 1045–1055

Isnard, L. et Barraqué, B. 2010. Protection de la ressource en eau par le New York city department on environmental protection (DEP) : cas d'étude des PSE aux Etats-Unis

Ison, R.; Collins, K.; Colvin, J.; Jiggins, J.; Roggero, P.P.; Seddaiu, G.; Steyaert, P.; Toderi, M. et Zanolla, C. 2011. Sustainable Catchment Managing in a Climate Changing World: New Integrative Modalities for Connecting Policy Makers, Scientists and Other Stakeholders. *Water Resources Management* 25(15): 3977–3992

Ito, N.; Takeuchi, K.; Kuriyama, K.; Shoji, Y.; Tsuge, T. et Mitani, Y. 2009. The influence of decision-making rules on individual preferences for ecological restoration: Evidence from an experimental survey. *Ecological Economics* 68(8–9): 2426–2431

Jégou, A.; Chabrol, A. et de Bélizal, É. 2012. Rapports genrés au terrain en géographie physique. *Géographie et cultures* (83): 33–50

Jellinek, S.; Parris, K.M.; Driscoll, D.A. et Dwyer, P.D. 2013. Are incentive programs working? Landowner attitudes to ecological restoration of agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management* 127: 69–76

Jobin, B.; Bélanger, L.; Boutin, C. et Maisonneuve, C. 2004. Conservation value of agricultural riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103(3): 413–423

Johansen, K.; Arroyo, L.A.; Armston, J.; Phinn, S. et Witte, C. 2010a. Mapping riparian condition indicators in a sub-tropical savanna environment from discrete return LiDAR data using object-based image analysis. *Ecological Indicators* 10(4): 796–807

Johansen, K.; Coops, N.C.; Gergel, S.E. et Stange, Y. 2007a. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. *Remote Sensing of Environment* 110(1): 29–44

Johansen, K.; Phinn, S.; Dixon, I.; Douglas, M. et Lowry, J. 2007b. Comparison of image and rapid field assessments of riparian zone condition in Australian tropical savannas. *Forest Ecology and Management* 240(1–3): 42–60

Johansen, K.; Phinn, S. et Witte, C. 2010b. Mapping of riparian zone attributes using discrete return LiDAR, QuickBird and SPOT-5 imagery: Assessing accuracy and costs. *Remote Sensing of Environment* 114(11): 2679–2691

Johnson, M.R. et Zelt, R.B. 2005. Protocols for Mapping and Characterizing Land Use/ Land Cover in Riparian Zones. Open-File Report 2005–1302. Reston: USGS

Johnson, P.A. et Fecko, B.J. 2008. Regional channel geometry equations: a statistical comparison for physiographic provinces in the eastern US. *River Research and Applications* 24(6): 823–834

Johnson, R.R.; Ziebell, C.D.; Patton, D.R.; Ffolliott, P.F. et Hamre, R.H. 1985. Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. In First North American Riparian Conference; 1985 April 16-18, p. 523. Tucson, AZ: USDA, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station

Johnson, W.C. 2000. Tree recruitment and survival in rivers: influence of hydrological processes. *Hydrological Processes* 14(16–17): 3051–3074

Johnson, W.C.; Burgess, R.L. et Keammerer, W.R. 1976. Forest Overstory Vegetation and Environment on the Missouri River Floodplain in North Dakota. *Ecological Monographs* 46(1): 59–84

Johnson, W.C.; Dixon, M.D.; Simons, R.; Jenson, S. et Larson, K. 1995. Mapping the response of riparian vegetation to

possible flow reductions in the Snake River, Idaho. *Geomorphology* 13(1–4): 159–173,

Johnston, S. 2012. Get Rid of Geography Departments. *Bulletin de l'association géologique du Canada, 41 (1)*. 2012

Jollivet, M. 1992. *Sciences de la nature, sciences de la société: les passeurs de frontières*. Paris: CNRS éd.

Jones, A.F.; Brewer, P.A.; Johnstone, E. et Macklin, M.G. 2007. High-resolution interpretative geomorphological mapping of river valley environments using airborne LiDAR data. *Earth Surface Processes and Landforms* 32(10): 1574–1592

Jones, C.G.; Lawton, J.H. et Shachak, M. 1994. Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos* 69(3): 373

Jones, N.; Gleridou, C.; Dimitrakopoulos, P.G. et Evangelinos, K.I. 2012. Investigating social acceptability for public forest management policies as a function of social factors. *Forest Policy and Economics* 14(1): 148–155

Jorda-Capdevila, D. et Rodríguez-Labajos, B. 2015. An ecosystem service approach to understand conflicts on river flows: local views on the Ter River (Catalonia). *Sustainability Science* 10(3): 463–477

Jordan, W.R. 2003. *The sunflower forest: ecological restoration and the new communion with nature*. Berkeley: University of California Press

Jørgensen, D. 2013. Ecological restoration in the Convention on Biological Diversity targets. *Biodiversity and Conservation* 22(12): 2977–2982

Jørgensen, D. et Renofalt, B. 2012. Damned if you do, dammed if you don't: debates on dam removal in the Swedish media. *Ecology and Society* 18(1): 18

Joseph, R. 2013. Diversité des réponses écophysiologiques et moléculaires pour un complexe de frênes européens (*Fraxinus angustifolia* Vahl et *Fraxinus excelsior* L. et leurs hybrides) face à la contrainte hydrique. Thèse de Doctorat. AgroParisTech, Paris

Jund, S.; Paillard, C.; Frossard, P.A.; Lachat, B.; Bessaguet, J.C.; Goetghebeur, P.; Russo, P. et Walter, S. 2000. Guide de la végétation des bords de cours d'eau, rapport général. Agence de l'eau Rhin-Meuse

Jungwirth, M.; Muhar, S. et Schmutz, S. 2002. Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47(4): 867–887

Junk, W.J.; Bayley, P.B. et Sparks, R.E. 1989. The flood-pulse concept in river-floodplain systems. In *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS), Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication 106, NRC research press, Ottawa,* pp. 110–127. Dodge, D.P.

Junker, B. et Buchecker, M. 2008. Aesthetic preferences versus ecological objectives in river restorations. *Landscape and Urban Planning* 85(3–4): 141–154

Justice, C.; White, S.M.; McCullough, D.A.; Graves, D.S. et Blanchard, M.R. 2017. Can stream and riparian restoration offset climate change impacts to salmon populations? *Journal of Environmental Management* 188: 212–227,

Kalliola, R.; Salo, J.; Puhakka, M. et Rajasilta, M. 1991. New Site Formation and Colonizing Vegetation in Primary Succession on the Western Amazon Floodplains. *The Journal of Ecology* 79(4): 877

Kamisako, M.; Sannoh, K. et Kamitani, T. 2007. Does understory vegetation reflect the history of fluvial disturbance in a riparian forest? *Ecological Research* 22(1): 67–74

Karr, J.R.; Faush, K.D.; Angermeier, P.L.; Yant, P.R. et Schlosser, I.J. 1986. Assessing biological integrity in running waters, a method and its rational. Illinois Natural History Survey Special Publication 5

Karr, J.R. et Schlosser, I.J. 1978. Water Resources and the Land-Water Interface. *Science* 201(4352): 229–234

Karsenty, A. et Ezzine de Blas, D. 2014. Du mésusage des métaphores. Les paiements pour services environnementaux sont-ils des instruments de marchandisation de la nature ? In L'instrumentation de l'action publique, pp. 161–189. Paris: Halpern Ch., P. Lascoumes, P. Le Galès

Karsenty, A. et Ongolo, S. 2012. Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism. *Forest Policy and Economics* 18: 38–45

Kasari, L.; Saar, L.; de Bello, F.; Takkis, K. et Helm, A. 2016. Hybrid ecosystems can contribute to local biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation* 25(14): 3023–3041

Katz, E. 2000. Another Look at Restoration: Technology and Artificial Nature. In Restoring Nature, pp. 37–48. Washington DC: Gobster P.H., Hull R.B.,

Kelly-Quinn, M.; Tierney, D. et McGarrigle, M. 2009. Progress and challenges in the selection of type-specific reference conditions for irish rivers and lakes. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 109(3): 151–160

Kenwick, R.A.; Shammin, M.R. et Sullivan, W.C. 2009. Preferences for riparian buffers. *Landscape and Urban Planning* 91(2): 88–96

Kim, S.N.; Toda, Y. et Tsujimoto, T. 2014. Effects of a Low-Head Dam Removal on River Morphology and Riparian Vegetation: A Case Study of Gongreung River. *Journal of Water Resource and Protection* 06(18): 1682–1690

Knopf, F.L.; Johnson, R.R.; Rich, T.; Samson, F.B. et Szaro, R.C. 1988. Conservation of riparian ecosystems in the United States. *Wilson Bulletin* 100: 272–294

Kondolf, G.M. 2006. River restoration and meanders. *Ecology and Society* 11(2): 42

Kondolf, G.M. 2013. Setting Goals in River Restoration: When and Where Can the River "Heal Itself"? In Simon, A.; Bennett, S.J. et Castro, J.M. (Eds), *Geophysical Monograph Series*, pp. 29–43. Washington, D. C.: American Geophysical Union

Kondolf, G.M.; Anderson, S.; Lave, R.; Pagano, L.; Merenlender, A. et Bernhardt, E.S. 2007. Two Decades of River Restoration in California: What Can We Learn? *Restoration Ecology* 15(3): 516–523

Kondolf, G.M.; Boulton, A.J.; O'Daniel, S.; Poole, G.C.; Rahel, F.J.; Stanley, E.H.; Wohl, E.; Bang, A.; Carlstrom, J.; Cristoni, C.; Huber, H.; Koljonen, S.; Louhi, P. et Nakamura, K. 2006. Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society* 11(2): 5

Kuntson, K.L. et Naef, V.L. 1997. Management recommandations for Washingtion's priority habitats : riparian. Olympia: Wash. Dept. Fish and Wildl.,

Labay, B.J.; Hendrickson, D.A.; Cohen, A.E.; Bonner, T.H.; King, R.S.; Kleinsasser, L.J.; Linam, G.W. et Winemiller, K.O. 2015. Can Species Distribution Models Aid Bioassessment when Reference Sites are Lacking? Tests Based on Freshwater Fishes. *Environmental Management* 56(4): 835–846

Laganier, R. et Arnaud-Fassetta, G. (Eds). 2009. *Les géographies de l'eau: processus, dynamique et gestion de l'hydrosystème*. Itinéraires géographiques. Paris: L'Harmattan

Lageat, Y.; André, M.F. et Allée, P. 1996. Apports et limites de l'expérimentation. In Composantes et concepts de la géographie physique, pp. 235–246. Paris: Derruau M.,

Laliberte, A.S. et Rango, A. 2011. Image Processing and Classification Procedures for Analysis of Sub-decimeter Imagery Acquired with an Unmanned Aircraft over Arid Rangelands. *GIScience & Remote Sensing* 48(1): 4–23

Lamarque, P.; Quétier, F. et Lavorel, S. 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus Biologies* 334(5–6): 441–449

Lamontagne, S.; Cook, P.G.; O'Grady, A. et Eamus, D. 2005. Groundwater use by vegetation in a tropical savanna riparian zone (Daly River, Australia). *Journal of Hydrology* 310(1–4): 280–293

Lamotte, S. 1992. Essai d'interprétation dynamique des végétations en milieu tropical inondable : la plaine alluviale de Haute Amazonie. Thèse de Doctorat. Montpellier

Lamouroux, N.; Fruget, J.-F.; Barbe, J.; Piégay, H.; Bedeaux, C.; Dufour, S.; Joly, P.; Plenet, S.; Amoros, C.; Henry, C.; Babut, M. et Chanderis, A. 2004. Chute de Pierre Bénite, suivi de l'incidence de l'augmentation des débits réservés dans le vieux Rhône. Phase II. Rapport Final. Cemagref - CNR

Landon, N. et piégay, H. 1994. L'incision d'affluents méditerranéens du Rhône : la Drôme et l'Ardèche / The incision of two sub-mediterranean tributaries of the Rhône : the Drôme and the Ardèche. *Revue de géographie de Lyon* 69(1): 63–72

Langlade, L.R. 1994. Dynamique de colonisation de la végétation pionnière des bancs de galets en riviére. Thèse de Doctorat. Toulouse 3, Toulouse

Lapierre, J.-W. 1992. *L'analyse de systèmes: l'application aux sciences sociales*. Comprendre. Paris: Syros/Alternatives

Larrère, C. et Larrère, R. 1997. *Du bon usage de la nature: pour une philosophie de l'environnement*. Alto. Paris: Aubier

Larrère, C. et Larrère, R. 2015. *Penser et agir avec la nature: une enquête philosophique*. Paris: La Découverte

Larsen, E.W.; Girvetz, E.H. et Fremier, A.K. 2007. Landscape level planning in alluvial riparian floodplain ecosystems: Using geomorphic modeling to avoid conflicts between human infrastructure and habitat conservation. *Landscape and Urban Planning* 79(3–4): 338–346

Larson, B. 2011. *Metaphors for environmental sustainability: redefining our relationship with nature*. New Haven [Conn.]: Yale University Press

Lascoumes, P. 1994. *L'éco-pouvoir: environnements et politiques*. Textes à l'appui. Paris: La Découverte

Laslier, M.; Hubert-Moy, L.; Corpetti, T. et Dufour, S. Soumis. Monitoring the colonization of alluvial deposits using multitemporal UAV RGB-imagery. *Ecological Engineering*

Latour, B. 1991. *Nous n'avons jamais été modernes: essai d'anthropologie symétrique*. Paris: Editions La Découverte

Latour, B. 1999. *Politiques de la nature: comment faire entrer les sciences en démocratie*. La Découverte poche Sciences humanines et sociales. Paris: La Découverte

Latterell, J.J.; Scott Bechtold, J.; O'Keefe, T.C.; Pelt, R. et Naiman, R.J. 2006. Dynamic patch mosaics and channel movement in an unconfined river valley of the Olympic Mountains. *Freshwater Biology* 51(3): 523–544

Laurans, Y. et Aoubid, S. 2012. L'économie au secours de la biodiversité ? La légende des Catskills revisitée. Working Papers n°14/12, IDDRI. Paris

Lavaine, C. 2013. Evaluation des capacités biotechniques de boutures de Salicaceae et Tamaricaceae sur un gradient de sécheresse. Thèse de Doctorat. ENS Université de Lyon, Lyon

Lave, R. 2009. The Controversy Over Natural Channel Design: Substantive Explanations and Potential Avenues for Resolution. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 45(6): 1519–1532

Lave, R. 2012. Bridging Political Ecology and STS: A Field Analysis of the Rosgen Wars. *Annals of the Association of American Geographers* 102(2): 366–382

Lave, R.; Doyle, M. et Robertson, M. 2010. Privatizing stream restoration in the US. *Social Studies of Science* 40(5): 677–703

Lave, R.; Wilson, M.W.; Barron, E.S.; Biermann, C.; Carey, M.A.; Duvall, C.S.; Johnson, L.; Lane, K.M.; McClintock, N.; Munroe, D.; Pain, R.; Proctor, J.; Rhoads, B.L.; Robertson, M.M.; Rossi, J.; Sayre, N.F.; Simon, G.; Tadaki, M. et Van Dyke, C. 2013. Intervention: Critical physical geography: Critical physical geography. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* 58(1): 1–10

Lawson, T.; Gillieson, D. et Goosem, M. 2007. Assessment of Riparian Rainforest Vegetation Change in Tropical North Queensland for Management and Restoration Purposes. *Geographical Research* 45(4): 387–397

Lawton, J.H. 1999. Are There General Laws in Ecology? *Oikos* 84(2): 177–192

Le Clec'h, S.; Oszwald, J.; Decaens, T.; Desjardins, T.; Dufour, S.; Grimaldi, M.; Jegou, N. et Lavelle, P. 2016b. Mapping multiple ecosystem services indicators: Toward an objective-oriented approach. *Ecological Indicators* 69: 508–521

Le Clec'h, S.; Oszwald, J.; Dufour, S.; Desjardins, T.; Jegou, N. et Grimaldi, M. 2016a. La spatialisation de Services Ecosystémiques à l'échelle locale dans un contexte de déforestation : quelles approches statistiques et quelles données ? *Confins* (26)

Le Lay, Y.-F. 2007. Les hommes et le bois en rivière. Pratiques, représentations et stratégies de gestion dans le cadre de l'entretien des cours d'eau. Université Lyon 3

Le Lay, Y.-F.; Piégay, H.; Gregory, K.; Chin, A.; Dolédec, S.; Elosegi, A.; Mutz, M.; Wyżga, B. et Zawiejska, J. 2008. Variations in cross-cultural perception of riverscapes in relation to in-channel wood. *Transactions of the Institute of British Geographers* 33(2): 268–287

Lebel, L.; Anderies; Campbell, B.; Folke, C.; Hatfield-Dodds, S.; Hughes, T.P. et Wilson, J. 2006. Governance and the Capacity to Manage Resilience in Regional Social-Ecological Systems. *Ecology and Society* 11(1): 19

Lebel, L.; Garden, P. et Imamura, M. 2005. The Politics of Scale, Position, and Place in the Governance of Water Resources in the Mekong Region. *Ecology and Society* 10(2): 18

Leclerc, M. 1989. La notion de discipline scientifique. *Politique* 15: 23–51

Lecoq, H. 1854. Études sur la géographie botanique de l'Europe. J.-B. Baillière. Paris

Lecourt, D. (Ed). 2006. *Dictionnaire d'histoire et philosophie des sciences*. 4e éd., et augmentée. Quadrige. Paris: PUF

Legionnet, A. 1996. Diversité et fonctionnement génétique des populations naturelles de Populus nigra L., espèce pionnière des ripisylves européennes. Université de Montpellier 2, Montpellier

Leino, H. et Peltomaa, J. 2012. Situated knowledge–situated legitimacy: Consequences of citizen participation in local environmental governance. *Policy and Society* 31(2): 159–168

Lejot, J.; Delacourt, C.; Piégay, H.; Fournier, T.; Trémélo, M.-L. et Allemand, P. 2007. Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform. *Earth Surface Processes and Landforms* 32(11): 1705–1725

Lele, S.; Springate-Baginski, O.; Lakerveld, R.; Deb, D. et Dash, P. 2013. Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives. *Conservation and Society* 11(4): 343

Lelong, C.C.D. 2008. Assessment of Unmanned Aerial Vehicles Imagery for Quantitative Monitoring of Wheat Crop in Small Plots. *Sensors* 8(5): 3557–3585

Lenoble, R. 1969. *Histoire de l'idée de nature*. Paris: A. Michel

Lepart, J.; Marty, P. et Rousset, O. 2000. Les conceptions normatives du paysage. Le cas des Grands Causses. *Nature Sciences Sociétés* 8(4): 15–25

Lespez, L. 2012b. Les temps de l'environnement et des paysages des systèmes fluviaux au cours de l'Holocène. Habilitation à diriger des recherches. Université Caen Basse Normandie, Caen

Lespez, L. 2012a. *Paysages et gestion de l'eau: sept millénaires d'histoire de vallées et de plaines littorales en Basse-Normandie*. Caen: Presses Univ. de Caen

Lespez, L. et Germaine, M.-A. 2016. La rivière désaménagée ? Les paysages fluviaux et l'effacement des seuils et des barrages en Europe de l'Ouest et en Amérique du Nord-Est. *Bulletin de la Société Géographique de Liège* 67: 223–254

Lespez, L.; Germaine, M.-A. et Barraud, R. 2016. L'évaluation par les services écosystémiques des rivières ordinaires est-elle durable ? *VertigO* (Hors-série 25)

Lespez, L.; Viel, V.; Cador, J.M.; Germaine, M.-A.; Germain-Vallée, C.; Rollet, A.-J. et Delahaye, D. 2013. Environmental dynamics of small rivers in Normandy (western France) since the Neolithic era. What lessons for today in the context of the European Water Framework Directive? In European Continental Hydrosystems under Changing Water Policy, pp. 71–90. Munich: Arnaud-Fassetta G., Masson E., Reynard E.

Lespez, L.; Viel, V.; Rollet, A.J. et Delahaye, D. 2015. The anthropogenic nature of present-day low energy rivers in western France and implications for current restoration projects. *Geomorphology* 251: 64–76

Lévêque, C. 2001. *Ecologie: de l'écosystème à la biosphère*. Paris: Dunod

Lévêque, C. 2016. *Quelles rivières pour demain?: réflexions sur l'écologie et la restauration des cours d'eau*. Versailles, France: Éditions Quæ

Lévêque, C.; Leeuw, S.E. van der et Reynier, I. (Eds). 2003. *Quelles natures voulons-nous?: pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement*. Collection Environnement. Paris: Elsevier

Leviandier, T.; Alber, A.; Le Ber, F. et Piégay, H. 2012. Comparison of statistical algorithms for detecting homogeneous river reaches along a longitudinal continuum. *Geomorphology* 138(1): 130–144

Levin, S.A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology. *Ecology* 73(6): 1943–1967

Levrel, H.; Frascaria-Lacoste, N. et Hay, J. 2015. *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement*, QUAE

Lévy, J. et Lussault, M. (Eds). 2003. *Dictionnaire de la géographie*. Paris: Belin

Lewis, G.W. et Lewin, J. 1983. Alluvial Cutoffs in Wales and the Borderlands. In Collinson, J.D. et Lewin, J. (Eds), *Modern and Ancient Fluvial Systems*, pp. 145–154. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd

Lewis, M.; Le Bris, M.; Lambert, J. et Clark, W. 2000. *La piste de l'Ouest*. Paris: Phébus

Li, X.; Li, Y.; Zhang, G.; Wang, L. et Yoshikawa, K. 2017. Regeneration properties of a Populus euphratica riparian forest located in the vicinity of the Ejina Oasis, Inner Mongolia, China. *Landscape and Ecological Engineering* 13(1): 71–79

Liébault, F. 2003. Les rivières torrentielles des montagnes drômoises : évolution contemporaine et fonctionnement géomorphologique actuel (massifs du Diois et des Baronnies). Thèse de Doctorat. Université Lyon 2, Lyon

Liébault, F.; Lallias-Tacon, S.; Cassel, M. et Talaska, N. 2013. Long Profile Responses Of Alpine Braided Rivers in SE France. *River Research and Applications* 29(10): 1253–1266

Liébault, F. et Piégay, H. 2002. Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of southeastern France. *Earth Surface Processes and Landforms* 27(4): 425–444

Light, A. 2008. Restorative Relationships: From Artifacts to 'Natural' Systems. In Healing Natures, Repairing Relationships: New Perspectives on Restoring Ecological Species and Consciousness, pp. 95–115. Sheffield: France R.L.

Light, A. et Higgs, E.S. 1996. The Politics of Ecological Restoration: *Environmental Ethics* 18(3): 227–247

Likens, G.E. et Bormann, F.H. 1974. Linkages between Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *BioScience* 24(8): 447–456

Linton, J. et Budds, J. 2013. The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum*

Lira, R.; Casas, A.; Rosas-López, R.; Paredes-Flores, M.; Pérez-Negrón, E.; Rangel-Landa, S.; Solís, L.; Torres, I. et Dávila, P. 2009. Traditional Knowledge and Useful Plant Richness in the Tehuacán–Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany* 63(3): 271–287

Lite, S.J.; Bagstad, K.J. et Stromberg, J.C. 2005. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments* 63(4): 785–813

Lobo, A. 2009. Testing low-altitude infrared digital photography from a mini-UAV to retrieve information for biological conservation. Reports on Environmental Sciences 9

Loiseau, J.E. et Braque, R. 1972. Flore et groupements végétaux du lit fluvial dans le bassin de la Loire moyenne. *Études ligériennes* 11: 99–167

Lonard, R..; Judd, F..; Everitt, J..; Escobar, D..; Davis, M..; Crawford, M.. et Desai, M.. 2000. Evaluation of color-infrared photography for distinguishing annual changes in riparian forest vegetation of the lower Rio Grande in Texas. *Forest Ecology and Management* 128(1–2): 75–81

Loomis, J. 2009. Importance of Including Use and Passive Use Values of River and Lake Restoration: Importance of Including Use and Passive Use Values. *Journal of Contemporary Water Research & Education* 134(1): 4–8

Loomis, J.; Kent, P.; Strange, L.; Fausch, K. et Covich, A. 2000. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics* 33(1): 103–117

Loupsans, D. et Gramaglia, C. 2011. L'expertise sous tensions. Cultures épistémiques et politiques à l'épreuve de l'écriture de la directive cadre européenne sur l'eau. *Centre international de formation européenne | L'Europe en Formation* 3(361): 87–114

Lovett, S. et Price, P. 1999. *Riparian land management technical guidelines.* Canberra: Land and Water Resources Research and Development Corp. (LWRRDC)

Lowenthal, D. 1964. Is wilderness "paradise enow"?: images of nature in America. *Columbian University Forum* 7: 34–40

Lugo, A.E.; Brown, S. et Brinson, M.M. (Eds). 1990. *Forested wetlands*. Ecosystems of the world 15. Amsterdam ; New York: Elsevier

Lyon, J. et Sagers, C.L. 1998. Structure of herbaceous plant assemblages in a forested riparian landscape. *Plant Ecology* 138(1): 1–16

Ma, M.; Haapanen, T.; Singh, R.B. et Hietala, R. 2014. Integrating ecological restoration into CDM forestry projects. *Environmental Science & Policy* 38: 143–153

Macfarlane, W.W.; Gilbert, J.T.; Jensen, M.L.; Gilbert, J.D.; Hough-Snee, N.; McHugh, P.A.; Wheaton, J.M. et Bennett, S.N. 2016. Riparian vegetation as an indicator of riparian condition: Detecting departures from historic condition across the North American West. *Journal of Environmental Management*

Maes, J.; Hauck, J.; Paracchini, M.L.; Ratamäki, O.; Termansen, M.; Perez-Soba, M.; Kopperoinen, L.; Rankinen, K.; Schägner, J.P.; Henrys, P.; Cisowska, I.; Zandersen, M.; Jax, K.; La Notte, A.; Leikola, N.; Pouta, E.; Smart, S. et Hasler, B. 2012. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 2. Synthesis report. 4. Ispra: Partnership for European Environmental Research

Magilligan, F.J.; Sneddon, C.S. et Fox, C.A. 2017. The Social, Historical, and Institutional Contingencies of Dam Removal. *Environmental Management* 59(6): 982–994

Maillet, G.M.; Raccasi, G.; Provansal, M.; Sabatier, F.; Antonelli, C.; Vella, C. et Fleury, T.J. 2007. Transferts sédimentaires dans le Bas-Rhône depuis le milieu du 19 siècle : essai de quantification. *Géographie physique et Quaternaire* 61(1): 39

Mäkinen, H. et Vanninen, P. 1999. Effect of sample selection on the environmental signal derived from tree-ring series. *Forest Ecology and Management* 113(1): 83–89

Makkeasorn, A.; Chang, N.-B. et Li, J. 2009. Seasonal change detection of riparian zones with remote sensing images and genetic programming in a semi-arid watershed. *Journal of Environmental Management* 90(2): 1069–1080

Makosso, E. 2009. Caractérisation des accumulations liées aux aménagements sur les marges alluviales du Rhône, lône du Pillet. Mémoire de Master. Université de Provence

Malanson, G.P. 1993. *Riparian landscapes*. Cambridge studies in ecology. Cambridge ; New York: Cambridge University Press

Malavoi, J.R. et Adam, P. 2007. Le restauration hydromorphologique des cours d'eau : concepts et principes de mise en oeuvre. *Ingénieries* 50: 49–61

Mander, Ü.; Hayakawa, Y. et Kuusemets, V. 2005. Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering* 24(5): 421–432

Marchand, J.-P. 1980. Les contraintes physiques et la géographie contemporaine. *Espace géographique* 9(3): 231–240

Marchand, J.-P. 1986. Contraintes physiques et géographie régionale. *Espace géographique* 15(4): 278–282

Maridet, L. 1994. La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau : influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central. Thèse de Doctorat. Université de Lyon, Lyon

Maris, V. 2014. *Nature à vendre: les limites des services écosystémiques*. QUAE

Maris, V. 2016. *Philosophie de la biodiversité: petite éthique pour une nature en péril*. Paris: Buchet-Chastel

Marston, R.A.; Girel, J.; Pautou, G.; Piegay, H.; Bravard, J.-P. et Arneson, C. 1995. Channel metamorphosis, floodplain disturbance, and vegetation development: Ain River, France. *Geomorphology* 13(1–4): 121–131

Martin, G. 2015. Les biens-environnements. Une approche par les catégories juridiques. *Revue internationale de droit économique* 29(2): 139–149

Martin, T.G.; McIntyre, S.; Catterall, C.P. et Possingham, H.P. 2006. Is landscape context important for riparian conservation? Birds in grassy woodland. *Biological Conservation* 127(2): 201–214

Martínez, M.L. et López-Barrera, F. 2008. Special issue: Restoring and designing ecosystems for a crowded planet. *Ecoscience* 15(1): 1–5

Marty, P. 2005. Activités humaines et production des espaces naturels. In Les biodiversités : objets, théories, pratiques, pp. 195–208. Marty P., Vivien F.-D., Lepart J., Larrère R.

Marzin, A.; Verdonschot, P.F.M. et Pont, D. 2013. The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia* 704(1): 375–388

Mathevet, R. et Bousquet, F. 2014. *Résilience & environnement: penser les changements socio-écologiques*. Paris: Buchet-Chastel

Mathevet, R. et Godet, L. (Eds). 2015. *Pour une géographie de la conservation: biodiversités, natures et sociétés*. Colloques & Rencontres. Paris: L'Harmattan

Mathevet, R. et Marty, P. 2015. La géographie de la conservation : entrevoir, voir et porter attention à la biodiversité. In Pour une géographie de la conservation, pp. 35–62. Paris: Mathevet R., Godet L.,

Mathevet, R.; Peluso, N.L.; Couespel, A. et Robbins, P. 2015. Using historical political ecology to understand the present: water, reeds, and biodiversity in the Camargue Biosphere Reserve, southern France. *Ecology and Society* 20(4)

Mathieu, N. 1992. Géographie et interdisciplinarité : rapport naturel ou rapport interdit ? In Jollivet, M. (Ed), *Sciences de la nature, sciences de la société*, pp. 129–154. CNRS Éditions

Matlock, M.D. et Morgan, R.A. 2010. *Ecological engineering design restoring and conserving ecosystem services*. Hoboken, NJ: Wiley

McKee, A.; Gergory, S. et Ashkenas, L. 1996. Riparian management references. National Forest in Minnesota, USDA. Corvallis, Oregon: Oregon State University

Meadowcroft, J. 2002. Politics and scale: some implications for environmental governance. *Landscape and Urban Planning* 61(2–4): 169–179

Meehan, T.D.; Gratton, C.; Diehl, E.; Hunt, N.D.; Mooney, D.F.; Ventura, S.J.; Barham, B.L. et Jackson, R.D. 2013. Ecosystem-Service Tradeoffs Associated with Switching from Annual to Perennial Energy Crops in Riparian Zones of the US Midwest. *PLoS ONE* 8(11): e80093

Mendonça-Santos, M.. et Claramunt, C. 2001. An integrated landscape and local analysis of land cover evolution in an alluvial zone. *Computers, Environment and Urban Systems* 25(6): 557–577

Mendonça-Santos, M.L.; Guenat, C.; Thevoz, C.; Bureau, F. et Vedy, J.C. 1997. Impacts of Embanking on the Soil-Vegetation Relationships in a Floodplain Ecosystem of a Pre-Alpine River. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6(3/4): 339

Menges, E.S. et Waller, D.M. 1982. Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs. *The American Naturalist* 122: 454–473

Méral, P. 2012. Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes. *Natures Sciences Sociétés* 20(1): 3–15

Mertes, L.A.K.; Daniel, D.L.; Melack, J.M.; Nelson, B.; Martinelli, L.A. et Forsberg, B.R. 1995. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon river in Brazil from a remote sensing perspective. *Geomorphology* 13(1–4): 215–232

Métaillé, J.P. 2006. La "dégradation des montagnes pyrénéennes" au XIXe siècle. In Temps et espaces des crises de l'environnement, Beck C., Luginbühl Y., Muxart T.,

Métaillée, J.P. et Galop, D. 2015. Géographie et écologie historique : la longue durée éco-historique de l'environnement, un outil pour la connaissance de la biodiversité contemporaine. In Pour une géographie de la conservation. Biodiversités, natures et sociétés

Meyer, A.; Combroux, I.; Schmitt, L. et Trémolières, M. 2013. Vegetation dynamics in side-channels reconnected to the Rhine River: what are the main factors controlling communities trajectories after restoration? *Hydrobiologia* 714(1): 35–47

Michalková, M.; Piégay, H.; Kondolf, G.M. et Greco, S.E. 2011. Lateral erosion of the Sacramento River, California (1942-1999), and responses of channel and floodplain lake to human influences. *Earth Surface Processes and Landforms* 36(2): 257–272

Micheli, E.R. et Larsen, E.W. 2011. River channel cutoff dynamics, Sacramento River, California, USA. *River Research and Applications* 27(3): 328–344

Michelot, J.L. 1989. Les espaces naturels de la vallée du Rhône : éléments pour une politique de gestion intégrée. Thèse de Doctorat. Université Lyon 3, Lyon

Michelot, J.-L. 1990. Les conflits pour l'aménagement de l'espace au confluent Ain-Rhône. *Annales de Géographie* 99(555): 513–530

Michez, A. 2016. Caractérisation multi-échelle des bandes riveraines des cours d'eau wallons par télédétection active et passive. Thèse de Doctorat. Université de Liège

Michez, A.; Piégay, H.; Jonathan, L.; Claessens, H. et Lejeune, P. 2016. Mapping of riparian invasive species with supervised classification of Unmanned Aerial System (UAS) imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 44: 88–94

Michez, A.; Piégay, H.; Lejeune, P. et Claessens, H. 2017. Multi-temporal monitoring of a regional riparian buffer network (>12,000 km) with LiDAR and photogrammetric point clouds. *Journal of Environmental Management* 202: 424–436

Mikuś, P.; Wyżga, B.; Kaczka, R.J.; Walusiak, E. et Zawiejska, J. 2013. Islands in a European mountain river: Linkages with large wood deposition, flood flows and plant diversity. *Geomorphology* 202: 115–127

Milanesi, J. 2010. Éthique et évaluation monétaire de l'environnement : la nature est-elle soluble dans l'utilité ? *VertigO* 10(2)

Mill, J.S. 2003. *La nature*. Paris: La Découverte/Poche

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being : synthesis*. Washington, DC: Island Press

Miller, J.R.; Schulz, T.T.; Hobbs, N.T.; Wilson, K.R.; Schrupp, D.L. et Baker, W.L. 1995. Changes in the landscape structure of a southeastern Wyoming riparian zone following shifts in stream dynamics. *Biological Conservation* 72(3): 371–379

Miller, P. et Vizcaíno, P. 2004. Channel response to Dam Removal, Clear Creek, California.Water Resources Center Archives, University of California Water Resources Center, UC Berkeley, 2004

Miller, T.R.; Baird, T.D.; Littlefield, C.M.; Kofinas, G.; Chapin, F. et Redman, C.L. 2008. Epistemological pluralism: reorganizing interdisciplinary research. *Ecology and Society* 13(2): 46

Mistry, J.; Berardi, A. et Simpson, M. 2009. Critical reflections on practice: the changing roles of three physical geographers carrying out research in a developing country. *Area* 41(1): 82–93

Miura, A. et Urabe, J. 2015. Riparian land cover and land use effects on riverine epilithic fungal communities. *Ecological Research* 30(6): 1047–1055

Mollot, L.A. et Bilby, R.E. 2008. The Use of Geographic Information Systems, Remote Sensing, and Suitability Modeling to Identify Conifer Restoration Sites with High Biological Potential for Anadromous Fish at the Cedar River Municipal Watershed in Western Washington, U.S.A. *Restoration Ecology* 16(2): 336–347

Monaco, M. 2008. Evolution morphologique du Grand Rhône, Etude préliminaire en vue de la restauration hydraulique de la lône Cassaïre-St Pierre. Mémoire de Master. Université de Provence, Aix en Provence

Monteiro, J.A.F.; Kamali, B.; Srinivasan, R.; Abbaspour, K. et Gücker, B. 2016. Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment: Modelling Riparian Restoration. *Ecohydrology* 9(7): 1289–1303

Montreuil, O.; Merot, P. et Marmonier, P. 2010. Estimation of nitrate removal by riparian wetlands and streams in agricultural catchments: effect of discharge and stream order: *Freshwater Biology* 55: 23052318

Mooney, H.A. et Ehrlich, P.R. n.d. Ecosystem services: A fragmentary history, in G. C. Daily (dir.), Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems, Washington D.C., Island Press, pp. 11-19.

Moor, M. 1969. Zonation und Sukzession am Ufer stehender und fliessen der Gewässer. *Vegetatio* 17: 26–32

Morandeau, D. et Vilaysack, D. 2012. Morandeau D., D. Vilaysack, 2012, La compensation des atteintes à la biodiversité à l'étranger. 76. Collection « Études et documents ». Commissariat Général au Développement Durable

Morandi, B. et Piégay, H. 2011. Les restaurations de rivières sur Internet : premier bilan. *Natures Sciences Sociétés* 19(3): 224–235

Morandi, B.; Piégay, H.; Johnstone, K. et Miralles, D. 2016. Les Agences de l'eau et la restauration : 50 ans de tensions entre hydraulique et écologique. *VertigO* (Volume 16 Numéro 1)

Morange, M. et Calbérac, Y. 2012. Géographies critiques "à la française." *Carnets de géographes* 4: 16

Morehouse, B.J. 2011. Heritage, public trust and non-market values in water governance. *Policy and Society* 30(4): 323–334

Moreno-Mateos, D. et Comin, F.A. 2010. Integrating objectives and scales for planning and implementing wetland restoration and creation in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management* 91(11): 2087–2095

Morin, E. 2008. *La méthode*. Opus. Paris: Éd. du Seuil

Moscovici, S. 1991. *Essai sur l'histoire humaine de la nature*. Paris: Flammarion

Muller, E. et Décamps, H. 2000. Modeling soil moisture reflectance. *Remote Sensing of Environment* 75: 173–180

Munné, A.; Prat, N.; Solà, C.; Bonada, N. et Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological

quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13(2): 147–163

Murray-Hudson, M.; Wolski, P.; Cassidy, L.; Brown, M.T.; Thito, K.; Kashe, K. et Mosimanyana, E. 2015. Remote Sensing-derived hydroperiod as a predictor of floodplain vegetation composition. *Wetlands Ecology and Management* 23(4): 603–616

Muxart, T.; Blandin, P. et Friedberg, C. 1992. Hétérogénéité du temps et de l'espace : niveaux d'organisation et échelles spatio-temporelles. In Sciences de la nature, Sciences de la société, pp. 403–425. Paris: Jollivet M.

Muxart, T.; Vivien, F.; Villalba, B. et Burnouf, J. 2003. *Des milieux et des hommes: fragments d'histoires croisées*. Paris: Elsevier

Nadal-Sala, D.; Sabaté, S.; Sánchez-Costa, E.; Poblador, S.; Sabater, F. et Gracia, C. 2017. Growth and water use performance of four co-occurring riparian tree species in a Mediterranean riparian forest. *Forest Ecology and Management* 396: 132–142

Nagler, P.L.; Cleverly, J.; Glenn, E.; Lampkin, D.; Huete, A. et Wan, Z. 2005. Predicting riparian evapotranspiration from MODIS vegetation indices and meteorological data. *Remote Sensing of Environment* 94(1): 17–30,

Naiman and, R.J. et Décamps, H. 1997. The ecology of interfaces : Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28(1): 621–658

Naiman, R.J.; Décamps, H. et McClain, M.E. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Aquatic ecology series. Amsterdam: Elsevier, Academic Press

Naiman, R.J.; Decamps, H. et Pollock, M. 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications* 3(2): 209–212

Nakamura, F.; Shin, N. et Inahara, S. 2007. Shifting mosaic in maintaining diversity of floodplain tree species in the northern temperate zone of Japan. *Forest Ecology and Management* 241(1–3): 28–38

Narcy, J.B. 2013. Regards des sciences sociales sur la mise en oeuvre des politiques de l'eau. ONEMA

Narumalani, S.; Zhou, Y. et Jensen, J.R. 1997. Application of remote sensing and geographic information systems to the delineation and analysis of riparian buffer zones. *Aquatic Botany* 58(3–4): 393–409

van der Nat, D.; Tockner, K.; Edwards, P.J.; Ward, J.V. et Gurnell, A.M. 2003. Habitat change in braided flood plains (Tagliamento, NE-Italy). *Freshwater Biology* 48(10): 1799–1812

National Research Council. 2002. *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management*. Washington, D.C.: National Academies Press

Neale, C.M.U. 1997. Classification and Mapping of Riparian Systems Using Airborne Multispectral Videography. *Restoration Ecology* 5(4S): 103–112

Nelson, E.; Monoza, G.; Regetz, J.; Polasky, S.; Tallis, J.; Cameron, D.R.; Chan, K.M.A.; Daily, G.C.; Goldstein, J.; Kareiva, P.M.; Lonsdorf, E.; Naidoo, R.; Ricketts, T.H. et Shaw, M.R. 2009. Modelling muliple ecosystem services, biodiveristy conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 4–11

Nilsson, C. 1992. Conservation Management of Riparian Communities. In Hansson, L. (Ed), *Ecological Principles of Nature Conservation*, pp. 352–372. Boston, MA: Springer US

Nilsson, C.; Jansson, R.; Malmqvist, B. et Naiman, R.J. 2007. Restoring riverine landscapes: the challenge of identifying priorities, reference states, and techniques. *Ecology and Society* 12(1): 16

Nobis, A.; Żmihorski, M. et Kotowska, D. 2016. Linking the diversity of native flora to land cover heterogeneity and plant invasions in a river valley. *Biological Conservation* 203: 17–24

Norgaard, R.B. 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics* 69(6): 1219–1227

Oberdorff, T.; Pont, D.; Hugueny, B. et Porcher, J.-P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of "river health" in France. *Freshwater Biology* 47(9): 1720–1734

Obolewski, K. 2011. Macrozoobenthos patterns along environmental gradients and hydrological connectivity of oxbow lakes. *Ecological Engineering* 37(5): 796–805

Odum, H.T. 1957. Trophic Structure and Productivity of Silver Springs, Florida. *Ecological Monographs* 27(1): 55–112

Oetter, D.R.; Ashkenas, L.R.; Gregory, S.V. et Minear, P.J. 2004. GIS Methodology for Characterizing Historical Conditions of the Willamette River Flood Plain, Oregon. *Transactions in GIS* 8(3): 367–383

Olivier, M. 2015. *Quine*. Figures du savoir 59. Paris: Les Belles lettres

Ollero, A. 2010. Channel changes and floodplain management in the meandering middle Ebro River, Spain. *Geomorphology* 117(3–4): 247–260

Omernik, J.M. 1987. Ecoregions of the Conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* 77(1): 118–125

Omernik, J.M.; Griffith, G.E.; Hughes, R.M.; Glover, J.B. et Weber, M.H. 2017. How Misapplication of the Hydrologic Unit Framework Diminishes the Meaning of Watersheds. *Environmental Management* 60(1): 1–11

ONEMA. 2006. L'indice poisson rivière, (IPR) – Notice de présentation et d'utilisation. Paris: ONEMA

Orain, O. 2006. La géographie comme science. Quand "faire école" cède le pas au pluralisme. In Couvrir le monde. Un grand XXe siècle de géographie française, pp. 81–115. Paris

Orain, O. 2009. *De plain-pied dans le monde: écriture et réalisme dans la géographie française au XXe siècle*. Histoire des sciences humaines. Paris: L'Harmattan

Ormerod, S.J. 2004. A golden age of river restoration science? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14(6): 543–549

Osborn, F. 1949. *La planète au pillage*. 2008 pour l'édition française. Arles; [Montréal: Actes Sud ; Leméac

Osterkamp, W.R. et Hupp, C.R. 1996. The evolution of geomorphology, ecology, and other composite sciences. In Proceedings of the 27th Binghamton Symposium in Geomorphology, 27-29 September 1996., Rhoads B.L., Thorn C.E.

Osterkamp, W.R. et Hupp, C.R. 2010. Fluvial processes and vegetation — Glimpses of the past, the present, and perhaps the future. *Geomorphology* 116(3–4): 274–285

Ostrom, E. 2010. Beyond Markets and States: Polycentric Governance of Complex Economic Systems. *American Economic Review* 100(3): 641–672

Oszwald, J.; Grimaldi, M.; le Clec'h, S. et Dufour, S. 2014. Des processus biophysiques aux indicateurs de services écosystémiques : l'apport des approches paysagères. In Political Ecology des services écosystémiques, pp. 191–204.

Bruxelles: Arnauld de Sartre X., M. Castro, S. Dufour, J. Oszwald

Page, K. et Nanson, G. 1982. Concave-bank benches and associated floodplain formation. *Earth Surface Processes and Landforms* 7: 529–543

Pagney, P. 1996. La climatologie. In Composantes et concepts de la géographie physique, pp. 71–82. Paris: Derruau M.

Pailhé, J. 2003. Références marxistes, empreintes marxiennes, géographie française. *Géocarrefour* 78(1): 55–68

Palmer, M.A. 2009. Reforming Watershed Restoration: Science in Need of Application and Applications in Need of Science. *Estuaries and Coasts* 32(1): 1–17,

Palmer, M.A.; Ambrose, R.F. et Poff, N.L. 1997. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 5: 291–300

Palmer, M.A.; Bernhardt, E.S.; Allan, J.D.; Lake, P.S.; Alexander, G.; Brooks, S.; Carr, J.; Clayton, S.; Dahm, C.N.; Follstad Shah, J.; Galat, D.L.; Loss, S.G.; Goodwin, P.; Hart, D.D.; Hassett, B.; Jenkinson, R.; Kondolf, G.M.; Lave, R.; Meyer, J.L.; O'Donnell, T.K.; Pagano, L. et Sudduth, E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration: Ecological success in river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42(2): 208–217

Pander, J. et Geist, J. 2013. Ecological indicators for stream restoration success. *Ecological Indicators* 30: 106–118

Pardo, I.; Gómez-Rodríguez, C.; Wasson, J.-G.; Owen, R.; van de Bund, W.; Kelly, M.; Bennett, C.; Birk, S.; Buffagni, A.; Erba, S.; Mengin, N.; Murray-Bligh, J. et Ofenböeck, G. 2012. The European reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. *Science of The Total Environment* 420: 33–42

Parker, K.C. et Bendix, J. 1996. Landscape-scale geomorphic influences on vegetation patterns in four selected environments. *Physical Geography* 17(2): 113–141

Pastorok, R.A.; MacDonald, A.; Sampson, J.R.; Pace Wilber; Yozzo, D.J. et Titre, J.P. 1997. An ecological decision framework for environmental restoration projects. *Ecological Engineering* 9(1–2): 89–107

Pautou, G. 1984. L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon ; comparaison avec d'autres systèmes fluviaux. *Documents de cartographie écologique* 27: 43–64

Pautou, G. et Bravard, J.-P. 1982. L'incidence des activités humaines sur la dynamique de l'eau et l'évolution de la végétation dans la vallée du Haut-Rhône français. *Revue de Géographie de Lyon* 57(1): 63–79

Pautou, G.; Girel, J.; Lachet, B. et Ain, G. 1979. Recherches écologiques dans la vallée du Haut-Rhône français. *Documents de cartographie écologique* 22: 5–63

Pautou, G.; Girel, J. et Maman, L. 1985. Le rôle des processus allogéniques dans le déroulement des successions végétales : l'exemple de la plaine alluviale du Rhône entre Lyon et Genève. In Colloques phytosociologiques, XIII, Végétation et géomorphologie, pp. 656–667. Bailleul: J. Cramer, Berlin-Stuttgart.

Pautou, G. et Gruffaz, R. 1993. Les conséquences de la déprise agricole sur la dynamique de la végétation alluviale : L'exemple de la réserve naturelle du marais de Lavours (Ain). *Revue d'écologie alpine* 2: 25–41

Pautou, G.; Piégay, H. et Ruffinoni, C. 2003. Forêts riveraines, ripisylves ou forêts alluviales : un compartiment complexe de l'hydrosystème. In Les forêts riveraines des cours d'eau, pp. 10–28. Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C.

Pautou, G.; Ponsero, A. et Jouannaud, P. 1997. Les changements de biodiversité dans les interfaces alluviales. Application a la plaine d'inondation du Rhône entre Genève et Lyon et à la réserve naturelle du marais de lavours. *Revue d'Ecologie Alpine* IV: 35–63

Pautou, G.; Thomas, J.; Ain, G.; Meriaudeau, R.; Gilot, B. et Neuburger, M.C. 1972. Etude écologique des îles du Rhône entre Seyssel et Lyon, organisation opérationnelle de la démoustication. Université Grenoble, CNR, EID

Pautou, G.; Vigny, F.; Gruffaz, R. et Ain, G. 1971. Carte des groupements végétaux de la Chautagne (Savoie). *Documents pour la carte de la végétation des Alpes* 9: 79–107

Pech, P. 2007. Développement durable et géographie physique. *L'Information géographique* 71(3): 66

Pech, P. 2015. Géographie de l'environnement et territoires : chroniques d'un rendez-vous manqué. In Pour une géographie de la conservation, pp. 63–78. Paris: Mathevet R., Godet L.,

Pech, P. et Regnauld, H. 1992. *Géographie physique*. 1. éd. Collection Premier Cycle. Paris: Pr. Univ. de France

Pech, P. et Regnauld, H. 1997. Sur quoi fonder l'unité de la géographie ? Objet ou problématiques? In Géo-méditer, pp. 49–60. Tabeaud M., Simon L.,

Peinetti, H.R.; Kalkhan, M.A. et Coughenour, M.B. 2002. Long-term changes in willow spatial distribution on the elk winter range of Rocky Mountain National Park (USA). *Landscape Ecology* 17(4): 341–354

Pélicier, Y. 1997. *Les objets de la psychiatrie*. L'esprit du temps. Les dictionnaires

Pengra, B.W.; Johnston, C.A. et Loveland, T.R. 2007. Mapping an invasive plant, Phragmites australis, in coastal wetlands using the EO-1 Hyperion hyperspectral sensor. *Remote Sensing of Environment* 108(1): 74–81

Pennington, D.N.; Hansel, J. et Blair, R.B. 2008. The conservation value of urban riparian areas for landbirds during spring migration: Land cover, scale, and vegetation effects. *Biological Conservation* 141(5): 1235–1248

Pereira, H.M. et Navarro, L.M. (Eds). 2015. *Rewilding European Landscapes*. Cham: Springer International Publishing

Perona, P.; Camporeale, C.; Perucca, E.; Savina, M.; Molnar, P.; Burlando, P. et Ridolfi, L. 2009. Modelling river and riparian vegetation interactions and related importance for sustainable ecosystem management. *Aquatic Sciences* 71(3): 266–278

Perry, G.L.W. 2002. Landscapes, space and equilibrium: shifting viewpoints. *Progress in Physical Geography* 26(3): 339–359

Perry, S.L. 2009. More Than One River: Local, Place-Based Knowledge and the Political Ecology of Restoration and Remediation Along the Lower Neponset River, Massachusetts. University of Massachusetts, Amherst

Pesche, D. 2013. Le Millennium Ecosystem Assessment : anatomie d'une évaluation environnementale globale. *Natures Sciences Sociétés* 21(4): 363–372

Pétard, J.-P. 2007. *Psychologie sociale: premier et second cycles universitaires*. Rosny: Bréal

Petit, M. 2015. Réponse de la végétation riveraine à la mise en défens des berges : L'exemple du bassin versant de la Seulles. Mémoire de Master. Université de Caen, Caen

Petit, S. 2006. Reconstitution de la dynamique du paysage alluvial de trois secteurs fonctionnels de la rivière allier (1946-2000), Massif central, France. *Géographie physique et Quaternaire* 60: 271–287

Pettitt, A.N. 1979. A non-parametric approach to the change-point problem. *Applied statistics* 28(2): 126–135

Petts, G.E.; Gurnell, A.M.; Gerrard, A.J.; Hannah, D.M.; Hansford, B.; Morrissey, I.; Edwards, P.J.; Kollmann, J.; Ward, J.V.; Tockner, K. et Smith, B.P.G. 2000. Longitudinal variations in exposed riverine sediments: a context for the ecology of the Fiume Tagliamento, Italy. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 10(4): 249–266

Petts, G.E.; Möller, H. et Roux, A.L. (Eds). 1989. *Historical change of large alluvial rivers: western Europe*. Chichester ; New York: Wiley

Petursdottir, T.; Arnalds, O.; Baker, S.; Montanarella, L. et Aradottir, A.L. 2013. A Social–Ecological System Approach to Analyze Stakeholders' Interactions within a Large-Scale Rangeland Restoration Program. *Ecology and Society* 18(2)

Phillips, J.D. 2011. Emergence and pseudo-equilibrium in geomorphology. *Geomorphology* 132(3–4): 319–326

Phillips, J.D. 2013. Hydrological connectivity of abandoned channel water bodies on a coastal plain river. *River Research and Applications* 29(2): 149–160

Pichard, G. 1995. Les crues sur le bas Rhône de 1500 à nos jours. Pour une histoire hydro-climatique. *Méditerranée* 3–4: 105–116

Picouët, M.; Boissau, S.; Brun, B.; Romagny, B.; Rossi, G.; Sghaier, M. et Weber, J. 2004. Le renouvellement des théories population-environnement. In Picouet, M.; Sghaier, M.; Genin, D.; Abaab, A.; Guillaume, H. et Elloumi, M. (Eds), *Environnement et sociétés rurales en mutation*, pp. 17–43. IRD Éditions

Piégay, H. 1995. Dynamique et Gestion de la Forêt Alluviale de Cinq Cours d'Eau à Charge Grossière du Bassin du Rhône: l'Ain, l'Ardèche, le Giffre, l'Ouvèze et l'Ubaye (XIXe-XXe siècles). Thèse de Doctorat. Sorbonne Paris IV, Paris

Piégay, H. 2000. Le bois mort en rivière, faut-il toujours l'enlever ? *C.R. Acad. Agric. Fr* 86(7): 97–107

Piégay, H.; Alber, A.; Slater, L. et Bourdin, L. 2009. Census and typology of braided rivers in the French Alps. *Aquatic Sciences* 71(3): 371–388

Piégay, H. et Bravard, J.-P. 1993. Processus biomorphodynamiques et métamorphose fluviale : exemple du secteur de Mollon dans la plaine alluviale de la basse vallée de l'Ain. *R.G.D.* XLII(4): 123–138

Piégay, H.; Gazelle, F. et Peiry, J.L. 2003b. Effets des ripisylves sur la dynamique du lit fluvial et de son aquifère. In Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions, gestion, pp. 94–122. Paris: Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C.

Piégay, H.; Hupp, C.R.; Citterio, A.; Dufour, S.; Moulin, B. et Walling, D.E. 2008. Spatial and temporal variability in sedimentation rates associated with cutoff channel infill deposits: Ain River, France. *Water Resources Research* 44(5)

Piégay, H.; Landon, N. et Saulnier, D. 2000. Etude géomorphologique de la basse rivière d'Ain, propositions pour une gestion physique équilibrée des lits mineurs. SAGE "basse vallée de l'Ain"

Piégay, H.; Pautou, G. et Ruffinoni, C. 2003a. *Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion*. Paris: IDF, Institut pour le développement forestier

Piegay, H. et Salvador, P.-G. 1997. Contemporary Floodplain Forest Evolution along the Middle Ubaye River, Southern Alps, France. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6(5): 397

Piégay, H. et Schumm, S.A. 2003. System Approaches in Fluvial Geomorphology. In Kondolf, G.M. et Piégay, H. (Eds), *Tools in Fluvial Geomorphology*, pp. 103–134. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd

Piégay, H. et Stroffek, S. 2000. La gestion physique des rivières dans le bassin Rhône Méditerranée Corse : des extrêmes au milieu. In Les régions françaises face aux extrêmes hydrologiques, p. 247–274. Bravard J.P.

Piermont, L. 2010. *Agir avec la nature: vers des solutions durables*. Science ouverte. Paris: Seuil

Pigeon, P. 2005. *Géographie critique des risques*. Collection Géographie. Paris: Economica : Anthropos

Pinay, G. 1986. Relations sol-nappe dans les bois riverains de la Garonne : étude de dénitrification. Thèse de Doctorat. Lyon 1, Lyon

Pinay, G. et Clément, J.C. 2003. Le rôle des ripisylves dans la régulation des pollutions azotées. *Forêt Méditerranéenne* XXIV(3): 291–296

Pivec, J. 2002. A short-term reponse of floodplain and spruce forests to evaporation requirements in Moravia in different years. *Journal of Forest Science* 48(7): 320–327

Pizzuto, J. 2002. Effects of Dam Removal on River Form and Process. *BioScience* 52(8): 683

Planty-Tabacchi, A.-M. 1993. Invasions des corridors fluviaux par des espèces végétales d'origine étrangère. Thèse de Doctorat, Toulouse

Plummer, M.L. 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 38–45

Poinsart, D. 1992. Effets des aménagements fluviaux sur les débits liquides et solides. L'exemple du Rhône dans les plaines de Miribel-Jonage et de Donzère-Mondragon. Thèse de Doctorat. Université Lyon 3, Lyon

Pont, B. 2007. *Les forêts alluviales des grands cours d'eau*. Vourles: Conservatoire Rhône-Alpes des espaces naturels

Posthumus, H.; Rouquette, J.R.; Morris, J.; Gowing, D.J.G. et Hess, T.M. 2010. A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. *Ecological Economics* 69(7): 1510–1523

Primack, R.B.; Sarrazin, F. et Lecomte, J. 2012. *Biologie de la conservation*. Paris: Dunod

Primmer, E. et Furman, E. 2012. Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? *Ecosystem Services* 1(1): 85–92

Provansal, M. et Bravard, J.-P. 2009. Le croisement d'approches naturalistes et historiques dans l'étude de l'histoire des fleuves : le cas du Rhône français. In *Le Rhône, dynamique, histoire et société, Cahiers de Vallesia*, Archives Etat du Valais

Provansal, M.; Dufour, S.; Sabatier, F.; Anthony, E.J.; Raccasi, G. et Robresco, S. 2014. The geomorphic evolution and sediment balance of the lower Rhône River (southern France) over the last 130years: Hydropower dams versus other control factors. *Geomorphology* 219: 27–41

Provansal, M.; Raccasi, G.; Monaco, M.; Robresco, S. et Dufour, S. 2012. La réhabilitation des marges fluviales, quel intérêt, quelles contraintes ? Le cas des annexes fluviales du Rhône aval. *Méditerranée* (118): 85–94

Provansal, M.; Vella, C.; Arnaud-Fassetta, G.; Sabatier, F. et Maillet, G. 2003. Role of fluvial sediment inputs in the mobility of the Rhône delta coast (France) / Participation des apports sédimentaires fluviaux à la mobilité du littoral du delta du Rhône (France). *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 9(4): 271–282

Provansal, M.; Villiet, J.; Eyrolle, F.; Raccasi, G.; Gurriaran, R. et Antonelli, C. 2010. High-resolution evaluation of recent bank accretion rate of the managed Rhone: A case study by multi-proxy approach. *Geomorphology* 117(3–4): 287–297

Raccasi, G. 2008. Mutation géomorphologiques récentes du Rhône aval, recherches en vue de la restauration hydraulique et de la gestion des crues. Thèse de Doctorat. Université de Provence, Aix en Provence

Racine, J.-B. 2010. Géographie, éthique et valeurs: Invitation à la réflexion et à l'action. *Géographie et cultures* (74): 27–42

Raffestin, C. 1980. *Pour une géographie du pouvoir*. Géographie économique et sociale t. 13. Paris: Librairies techniques

Raffestin, C. 1989. Théorie du réel et géographicité. *Espaces Temps* 40(1): 26–31

Raveneau, J. 1992. L'Atlas environnemental du Saint-Laurent : un outil de connaissance systémique au service d'une gestion globale. *Revue de géographie de Lyon* 67(4): 319–327

Recchia, L.; Cini, E. et Corsi, S. 2010. Multicriteria analysis to evaluate the energetic reuse of riparian vegetation. *Applied Energy* 87(1): 310–319

Regnauld, H. 2013. Écologie, géographies (physique et humaine) : entrelacements conceptuels et irritations de surface. In Inglebert, H. et Brailowsky, Y. (Eds), *1970-2010 : les sciences de l'Homme en débat*, pp. 297–316. Presses universitaires de Paris Ouest

Reid, K.A.; Williams, K.J.H. et Paine, M.S. 2011. Hybrid Knowledge: Place, Practice, and Knowing in a Volunteer Ecological Restoration Project. *Ecology and Society* 16(3)

Reid, W.V. et Millennium Ecosystem Assessment (Program). 2006. *Bridging scales and knowledge systems : concepts and applications in ecosystem assessment*. A contribution to the Millennium Ecosystem Assessment. Washington, D.C.: Island Press

Rhoads, B.L. 2004. Whither Physical Geography? *Annals of the Association of American Geographers* 94(4): 748–755

Rhoads, B.L. et Thorn, C.E. (Eds). 1996. *The scientific nature of geomorphology*. : proceedings of the 27th Binghamton Symposium in Geomorphology, held 27-29 September, 1996. Chichester ; New York: Wiley

Rikoon, J.S. 2006. Wild horses and the political ecology of nature restoration in the Missouri Ozarks. *Geoforum* 37(2): 200–211

Rinaldi, M. 2003. Recent channel adjustments in alluvial rivers of Tuscany, central Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 28(6): 587–608

Rinaldi, M.; Simoncini, C. et Piégay, H. 2009. Scientific design strategy for promoting sustainable sediment management: the case of the Magra River (Central-Northern Italy). *River Research and Applications* 25(5): 607–625

Rinaldi, M.; Surian, N.; Comiti, F. et Bussettini, M. 2013. A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology* 180–181: 96–108

Ringrose, S. 2003. Characterisation of riparian woodlands and their potential water loss in the distal Okavango Delta, Botswana. *Applied Geography* 23(4): 281–302

RipFor-Team. 2003. Riparian Forest Management - Guidelines for End - Users. Vienna

Rivas Casado, M.; Gonzalez, R.; Kriechbaumer, T. et Veal, A. 2015. Automated Identification of River Hydromorphological Features Using UAV High Resolution Aerial Imagery. *Sensors* 15(11): 27969–27989

Robbins, P. 2004. *Political ecology: a critical introduction*. Critical introductions to geography. Malden, MA: Blackwell Pub

Robertson, M.M. 2006. Emerging ecosystem service markets: trends in a decade of entrepreneurial wetland banking. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(6): 297–302

Robic, M.-C. (Ed). 1992. *Du milieu à l'environnement: pratiques et représentations du rapport homme/nature depuis la Renaissance*. Paris: Economica

Robic, M.-C. 2006. *Couvrir le monde: un grand XXe siècle de géographie française*. Paris

Robresco, S. 2008. Évolution géomorphologique du Vieux-Rhône de Vallabrègues et de l'aval du Gardon, depuis la construction du barrage en 1970. Mémoire de Master. Université de Provence

Rocha, J.; Hughes, S.J.; Almeida, P.; Garcia-Cabral, I.; Amich, F. et Crespí, A.L. 2015. Contemporary and future distribution patterns of fluvial vegetation under different climate change scenarios and implications for integrated water resource management. *Ecological Research* 30(6): 989–1003

Rochard, E.; Pellegrini, P.; Marchal, J.; Béguer, M.; Ombredane, D.; Lassalle, G.; Menvielle, E. et Baglinière, J.L. 2009. Identification of diadromous fish species on which to focus river restoration: an example using an eco-anthropological approach (the Seine basin, France). In Second international scientific symposium on diadromous fishes, pp. 691–711. Halifax, Canada: American Fisheries Society

Roche, P.-A.; Billen, G.; Bravard, J.-P.; Décamps, H.; Pennequin, D.; Vindimian, E. et Wasson, J.-G. 2005. Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau. *Comptes Rendus Geoscience* 337(1–2): 243–267

Rodary, E. 2003. Pour une géographie politique de l'environnement. *Ecologie & politique* 27(1): 91

Rodary, E. 2015. Géographie de l'environnement et écologie politique. In Pour une géographie de la conservation, pp. 79–88. Paris: Mathevet R., Godet L.,

Rode, S. 2010. De l'aménagement au ménagement des cours d'eau : le bassin de la Loire, miroir de l'évolution des rapports entre aménagement fluvial et environnement. *Cybergeo*

Rodrigues, S. 2004. Dynamique sédimentaire et végétation : évolution de chenaux fluviatiles en Loire moyenne (France). Thèse de Doctorat. Université François Rabelais, Tours

Rodríguez-González, P.M.; Stella, J.C.; Campelo, F.; Ferreira, M.T. et Albuquerque, A. 2010. Subsidy or stress? Tree structure and growth in wetland forests along a hydrological gradient in Southern Europe. *Forest Ecology and Management* 259(10): 2015–2025

Rolland, B. 2006. Transfert des radionucléides artifciels par voie fluviale: conséquences sur les stocks sédimentaires rhodaniens et les exports vers la Méditerranée. Thèse de Doctorat. Université de Provence

Rollet, A.J. 2007. Étude et gestion de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial à l'aval d'un barrage : le cas de la basse vallée de l'Ain. Thèse de Doctorat. Université Jean Moulin, Lyon

Rollet, A.J.; Piégay, H.; Citterio, A.; Dufour, S. et Lejot, J. 2005. Expertise hydrogéomorphologique en vue du diagnostic fonctionnel des habitats, de la restauration du transit sédimentaire et des lônes. Programme Life Nature Conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière Ain

Rollet, A.J.; Piégay, H.; Dufour, S.; Bornette, G. et Persat, H. 2014. Assessment of consequences of sediment deficit on a gravel river-bed downstream of dams in restoration perspectives: application of a multicriteria, hierarchical, and spatially explicit diagnosis. *River Research and Applications* 30(8): 939–953

Rosenberg, D.K.; Noon, B.R. et Meslow, E.C. 1997. Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy. *BioScience* 47(10): 677–687

Rosgen, D.L. 1994. A classification of natural rivers. *CATENA* 22(3): 169–199

Roshan, Z.S.; Anushiravani, S.; Karimi, S.; Moradi, H.V. et Salmanmahini, A.R. 2017. The importance of various stages of succession in preservation of biodiversity among riparian birds in northern Iran. *Environmental Monitoring and Assessment* 189(2)

Rosner, B.N. 2009. Ecosystem Services Valuation of Riparian Corridors at Virginia Stream Restoration Project. Mémoire de Master. Virginia Polytechnic Institute and State, Falls Church, Virginia

Rougerie, G. 1977. Géographie des paysages. Presses Universitaires de France. Que sais-je ? Paris

Rougerie, G. 1988. *Géographie de la biosphère*. Paris: A. Colin

Roulier, C.; Teuscher, F.; Tognola, M. et Thielen, R. 1999. Roulier C., F. Teuscher, M. Tognola & R. Thielen (1999). Zones alluviales et revitalisation. *Génie Biologique* 4: 26–38

Roux, A.L. 1982. Le Haut-Rhône français : lieu privilégié d'une recherche interdisciplinaire sur la gestion écologique des ressources en eau. *Revue de géographie de Lyon* 57(1): 5–6

Rowlinson, L.C.; Summerton, M. et Ahmed, F. 1999. Comparison of remote sensing data sources and techniques for identifying and classifying alien invasive vegetation in riparian zones. *Water SA* 25(4): 497–500

Roy, A.H.; Freeman, M.C.; Freeman, B.J.; Wenger, S.J.; Ensign, W.E. et Meyer, J.L. 2006. Importance of Riparian Forests in Urban Catchments Contingent on Sediment and Hydrologic Regimes. *Environmental Management* 37(4): 523–539

Ruckelshaus, M.; McKenzie, E.; Tallis, H.; Guerry, A.; Daily, G.; Kareiva, P.; Polasky, S.; Ricketts, T.; Bhagabati, N.; Wood, S.A. et Bernhardt, J. 2015. Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecological Economics* 115: 11–21

Rüegg, J.; Dodds, W.K.; Daniels, M.D.; Sheehan, K.R.; Baker, C.L.; Bowden, W.B.; Farrell, K.J.; Flinn, M.B.; Harms, T.K.; Jones, J.B.; Koenig, L.E.; Kominoski, J.S.; McDowell, W.H.; Parker, S.P.; Rosemond, A.D.; Trentman, M.T.; Whiles, M. et Wollheim, W.M. 2016. Baseflow physical characteristics differ at multiple spatial scales in stream networks across diverse biomes. *Landscape Ecology* 31(1): 119–136

Ruffinoni, C. 1994. Rôle des ripisylves dans la réduction des pollutions azotées diffuses en milieu fluvial. Thèse de Doctorat. Toulouse 3, Toulouse

Ruffinoni, C.; Trémolière, M. et Sanchez-Perez, J.M. 2003. Végétation Alluviale et flux de nutriments. In Les forêts riveraines des cours d'eau, pp. 134–154. Paris: Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C.

Ruijs, A.; Wossink, A.; Kortelainen, M.; Alkemade, R. et Schulp, C.J.E. 2013. Trade-off analysis of ecosystem services in Eastern Europe. *Ecosystem Services* 4: 82–94

Sabatier, F.; Maillet, G.; Provansal, M.; Fleury, T.-J.; Suanez, S. et Vella, C. 2006. Sediment budget of the Rhône delta shoreface since the middle of the 19th century. *Marine Geology* 234(1–4): 143–157

Sabatier, L. 2006. Dynamiques des berges du Rhône entre Beaucaire et Arles (2002-2003). Mémoire de Master. Université de Provence

Sabo, J.L.; Sponseller, R.; Dixon, M.; Gade, K.; Harms, T.; Heffernan, J.; Jani, A.; Katz, G.; Soykan, C.; Watts, J. et Welter, J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86(1): 56–62

Sagaut, P. 2008. Introduction à la pensée scientifique moderne. Institut Jean Le Rond d'Alembert Université Pierre et Marie Curie – Paris 6, 2008, www.lmm.jussieu.fr/~sagaut/epistemologie-v14.pdf

Salemi, L.F.; Groppo, J.D.; Trevisan, R.; Marcos de Moraes, J.; de Paula Lima, W. et Martinelli, L.A. 2012. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. *Journal of Hydrology* 454–455: 195–202

Salles, J.-M. 2011. Valuing biodiversity and ecosystem services: Why put economic values on Nature? *Comptes Rendus Biologies* 334(5–6): 469–482

Salo, J.; Kalliola, R.; Hakkinen, I.; Makinen, Y.; Niemela, P.; Puhakka, M. et Coley, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature* 322(6076): 254–258

Salo, J.A. et Theobald, D.M. 2016. A Multi-scale, Hierarchical Model to Map Riparian Zones: A Multi-scale, Hierarchical Model to Map Riparian Zones. *River Research and Applications* 32(8): 1709–1720

Sanchez-Perez, J.M. 1992. Fonctionnement hydrochimique d'un écosystème forestier inondable de la plaine du Rhin : la forêt alluviale du secteur de l'île de Rhinau en Alsace (France). Thèse de Doctorat. Université Strasbourg 1

Sargeant, C.I. et Singer, M.B. 2016. Sub-annual variability in historical water source use by Mediterranean riparian trees: Sub-Annual Riparian Tree Water Use. *Ecohydrology* 9(7): 1328–1345

Sayre, N.F. 2005. Ecological and geographical scale: parallels and potential for integration. *Progress in Human Geography* 29(3): 276–290

Scemama, P. et Levrel, H. 2016. Using Habitat Equivalency Analysis to Assess the Cost Effectiveness of Restoration Outcomes in Four Institutional Contexts. *Environmental Management* 57(1): 109–122

Schaepman, M.E.; Wamelink, G.W.W.; van Dobben, H.F.; Gloor, M.; Schaepman-Strub, G.; Kooistra, L.; Clevers, J.G.P.W.; Schmidt, A. et Berendse, F. 2007. River Floodplain Vegetation Scenario Development Using Imaging Spectroscopy Derived Products as Input Variables in a Dynamic Vegetation Model. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 73(10): 1179–1188

Schägner, J.P.; Brander, L.; Maes, J. et Hartje, V. 2013. Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects. *Ecosystem Services* 4: 33–46

Schläpfer, F. et Witzig, P.-J. 2006. Public support for river restoration funding in relation to local river ecomorphology, population density, and mean income. *Water Resources Research* 42(12)

Schmitt, L.; Lebeau, M.; Trémolières, M.; Defraeye, S.; Coli, C.; Denny, E.; Beck, T.; Dillinger, M.; Dor, J.C.; Gombert, P.; Gueidan, A.; Manne, S.; Party, J.P.; Perrotey, P.; Piquette, M.; Roeck, U.; Schnitzler, A.; Sonnet, O.; Vacher, J.P.; Vauclin, V.; Weiss, M.; Zacher, N. et Wilms, P. 2009. Le « Polder » d'Erstein : objectifs, aménagements et retour d'expérience sur cinq ans de fonctionnement et de suivi scientifique environnemental (Rhin, France). *Ingénieries Eau-Agriculture-Territoires* N° Spécial: 67–84

Schnitzler, A. 1988. Typologie phytosociologique, écologie et dynamique des forêts alluviales du complexe géomorphologique ello-rhénan (plaine rhénane centrale d'Alsace). Thèse doctorat. Université Louis Pasteur, Strasbourg

Schnitzler, A. 1997. River dynamics as a forest process: Interaction between fluvial systems and alluvial forests in large European river plains. *The Botanical Review* 63(1): 40–64

Schnitzler, A. et Génot, J.-C. (Eds). 2012. *La France des friches: de la ruralité à la féralité*. Matière à débattre et à décider. Versailles: Éditions Quae

Schnitzler-Lenoble, A. 2007. *Forêts alluviales d'Europe: écologie, biogéographie, valeur intrinsèque*. Paris: Tec & Doc, Lavoisier

Schröter, M.; van der Zanden, E.H.; van Oudenhoven, A.P.E.; Remme, R.P.; Serna-Chavez, H.M.; de Groot, R.S. et Opdam, P. 2014. Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments: Ecosystem services as a contested concept. *Conservation Letters* 7(6): 514–523

Schumm, S.A. 1977. *The fluvial system*. Wiley. New York

Sear, D.A.; Wheaton, J.M. et Darby, S.E. 2007. Uncertain restoration of gravel-bed rivers and the role of geomorphology. In *Developments in Earth Surface Processes*, pp. 739–760. Elsevier

Sedell, J.R. et Frogatt, J.L. 1984. Importance of streamside forests to large rivers: The isolation of the Willamette River, Oregon, USA from its floodplain by snagging and streamside forest removal. *Int. Vereinigung Theor. Limnol. Verh.* 22: 1828–1834

Şen, Z. 2009. *Spatial modeling principles in earth sciences*. Dordrecht ; London: Springer

Seo, J.I.; Nakamura, F. et Chun, K.W. 2010. Dynamics of large wood at the watershed scale: a perspective on current research limits and future directions. *Landscape and Ecological Engineering* 6(2): 271–287

SEPA. 2009. *Riparian Vegetation Management*. Report.

Serra, A.A. 2015. Réponses écophysiologiques et moléculaires des plantes aux stress xénobiotiques complexes de faible intensité : implications dans les capacités de protection environnementale des bandes enherbées. Thèse de Doctorat. Rennes 1, Rennes

Serres, M. 1990. *Le contrat naturel*. Paris: Editions F. Bourin

Seymour, C.L. et Simmons, R.E. 2008. Can severely fragmented patches of riparian vegetation still be important for arid-land bird diversity? *Journal of Arid Environments* 72(12): 2275–2281

Shafer, E.L. et Brush, R.O. 1977. How to measure preferences for photographs of natural landscapes. *Landscape Planning* 4: 237–256

Shafroth, P.B.; Friedman, J.M.; Auble, G.T.; Scott, M.L. et Braatne, J.H. 2002. Potential Responses of Riparian Vegetation to Dam Removal. *BioScience* 52(8): 703,

Shafroth, P.B.; Stromberg, J.C. et Patten, D.T. 2000. Woody riparian vegetation response to different alluvial water table regimes. *Western North American Naturalist* 60(1): 66–76

Shandas, V. 2007. An Empirical Study of Streamside Landowners' Interest in Riparian Conservation. *Journal of the American Planning Association* 73(2): 173–184

Shankman, D. 1991. Forest Regeneration on Abandoned Meanders of a Coastal Plain River in Western Tennessee. *Castanea* 56(3): 157–167

Shankman, D. 1993. Channel Migration and Vegetation Patterns in the Southeastern Coastal Plain. *Conservation Biology* 7(1): 176–183

Shelford, V.E. 1954. Some Lower Mississippi Valley Flood Plain Biotic Communities: Their age and Elevation. *Ecology* 35(2): 126–142

Shields, D.F. et Abt, S.R. 1989. Sediment deposition in cutoff meander bends and implications for effective management. *Regulated Rivers: Research & Management* 4(4): 381–396

Shrader, K.S. et McCoy, E.D. 1993. *Method in ecology: strategies for conservation*. Cambridge [England] ; New York, NY, USA: Cambridge University Press

Sievers, M.; Hale, R. et Morrongiello, J.R. 2017. Do trout respond to riparian change? A meta-analysis with implications for restoration and management. *Freshwater Biology* 62(3): 445–457

Sigafoos, R.S. 1961. Vegetation in relation to flood frequency near Washington, DC. US Geological Survey Professional Paper 424–C

Simard, J.C. 2001. L'épistémologie. Disponible sur www.aestq.org/sautquantique/telechargement/Epistemologie.pdf (accédé le 11 mai 2016)

Simon, L. 2006. De la biodiversité à la diversité : les biodiversités au regard des territoires. *Annales de géographie* 115: 3–19

Simon, L. et Raymond, R. 2015. Les espaces urbains : un système complexe de territoires d'expériences pour la conservation de la biodiversité. In Pour une géographie de la conservation, pp. 157–182. Paris: Mathevet R., Godet L.,

Singer, M.B. 2007. The influence of major dams on hydrology through the drainage network of the Sacramento River basin, California. *River Research and Applications* 23(1): 55–72

Singer, M.B.; Stella, J.C.; Dufour, S.; Piégay, H.; Wilson, R.J.S. et Johnstone, L. 2013. Contrasting water-uptake and growth responses to drought in co-occurring riparian tree species. *Ecohydrology* 6(3): 402–412

Sitzia, T.; Picco, L.; Ravazzolo, D.; Comiti, F.; Mao, L. et Lenzi, M.A. 2016. Relationships between woody vegetation and geomorphological patterns in three gravel-bed rivers with different intensities of anthropogenic disturbance. *Advances in Water Resources* 93: 193–204

Slaymaker, O. 2017. Physical geographers' understanding of the real world: Physical geographers et the real world. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* 61(1): 64–72

Sloan, J.; Miller, J.R. et Lancaster, N. 2001. Response and recovery of the Eel River, California, and its tributaries to floods in 1955, 1964, and 1997. *Geomorphology* 36(3–4): 129–154

Smiley, P.C.; King, K.W. et Fausey, N.R. 2011. Influence of herbaceous riparian buffers on physical habitat, water chemistry, and stream communities within channelized agricultural headwater streams. *Ecological Engineering* 37(9): 1314–1323

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Tucson: Society for Ecological Restoration International., www.ser.org

Solari, L.; Van Oorschot, M.; Belletti, B.; Hendriks, D.; Rinaldi, M. et Vargas-Luna, A. 2015. Advances on Modelling Riparian Vegetation-Hydromorphology Interactions. *River Research and Applications* 32(2): 164–178

Soler, L. 2002. *Introduction à l'épistémologie*. Paris: Ellipses

Souza, A.L.T. de; Fonseca, D.G.; Libório, R.A. et Tanaka, M.O. 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 298: 12–18

Spackman, S.C. et Hughes, J.W. 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation* 71(3): 325–332

Spiegelberger, T. 2012. How do plant community ecologists consider the complementarity of observational, experimental and theoretical modelling approaches? *Plant Ecology and Evolution* 145(1): 4–12

Stallins, J.A. 2006. Geomorphology and ecology: Unifying themes for complex systems in biogeomorphology. *Geomorphology* 77(3–4): 207–216

Stanford, J.A. et Ward, J.V. 1992. Management of aquatic resources in large catchments: Recognizing interactions between ecosystem connectivity and environmental disturbance. In Watershed Management, pp. 91–124. New York: Naiman R. J.

Stanford, J.A.; Ward, J.V.; Liss, W.J.; Frissell, C.A.; Williams, R.N.; Lichatowich, J.A. et Coutant, C.C. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 12(4–5): 391–413

Stanley, E.H. et Doyle, M.W. 2003. Trading off: the ecological effects of dam removal. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(1): 15–22

Statzner, B. et Higler, B. 1985. Questions and comments on the River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1038–1044

van Staveren, M.F. et van Tatenhove, J.P.M. 2016. Hydraulic engineering in the social-ecological delta: understanding the interplay between social, ecological, and technological systems in the Dutch delta by means of "delta trajectories". *Ecology and Society* 21(1),

Steel, E.A.; Hughes, R.M.; Fullerton, A.H.; Schmutz, S.; Young, J.A.; Fukushima, M.; Muhar, S.; Poppe, M.; Feist, B.E. et Trautwein, C. 2010. Are We Meeting the Challenges of Landscape-Scale Riverine Research? A Review. *Living Rev. Landscape Res.* 4(1)

Stefanik, K.V.; Gassaway, J.C.; Kochersberger, K. et Abbott, A.L. 2011. UAV-Based Stereo Vision for Rapid Aerial Terrain Mapping. *GIScience & Remote Sensing* 48(1): 24–49

Steiger, J.; Tabacchi, E.; Dufour, S.; Corenblit, D. et Peiry, J.-L. 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems: a review for the temperate zone. *River Research and Applications* 21(7): 719–737

Stella, J.C.; Battles, J.J.; McBride, J.R. et Orr, B.K. 2010. Riparian Seedling Mortality from Simulated Water Table Recession, and the Design of Sustainable Flow Regimes on Regulated Rivers. *Restoration Ecology* 18: 284–294

Stella, J.C.; Battles, J.J.; Orr, B.K. et McBride, J.R. 2006. Synchrony of Seed Dispersal, Hydrology and Local Climate in a Semi-arid River Reach in California. *Ecosystems* 9(7): 1200–1214

Stella, J.C.; Hayden, M.K.; Battles, J.J.; Piégay, H.; Dufour, S. et Fremier, A.K. 2011. The Role of Abandoned Channels as Refugia for Sustaining Pioneer Riparian Forest Ecosystems. *Ecosystems* 14(5): 776–790

Stella, J.C.; Riddle, J.; Piégay, H.; Gagnage, M. et Trémélo, M.-L. 2013. Climate and local geomorphic interactions drive patterns of riparian forest decline along a Mediterranean Basin river. *Geomorphology*, 202: 101-114.

Stella, J.C.; Rodríguez-González, P.M.; Dufour, S. et Bendix, J. 2012. Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia* 719(1): 291–315

Stengers, I. 2013. *Une autre science est possible!: manifeste pour un ralentissement des sciences*. Les empêcheurs de penser en rond. Paris: La Découverte

Steyaert, P. et Ollivier, G. 2007. The European Water Framework Directive: how ecological assumptions frame technical and social change. *Ecology and Society* 12(1)

Straatsma, M. et Middelkoop, H. 2007. Extracting structural characteristics of herbaceous floodplain vegetation under leaf-off conditions using airborne laser scanner data. *International Journal of Remote Sensing* 28(11): 2447–2467

Stromberg, J.C.; Lite, S.J. et Dixon, M.D. 2009. Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: Implications for a changing climate. *River Research and Applications* 26: 712-729

Stromberg, J.C.; Makings, E.; Eyden, A.; Madera, R.; Samsky, J.; Coburn, F.S. et Scott, B.D. 2016. Provincial and cosmopolitan: floristic composition of a dryland urban river. *Urban Ecosystems* 19(1): 429–453

Stromberg, J.C.; McCluney, K.E.; Dixon, M.D. et Meixner, T. 2013. Dryland Riparian Ecosystems in the American Southwest: Sensitivity and Resilience to Climatic Extremes. *Ecosystems* 16(3): 411–415

Stromberg, J.C. et Merritt, D.M. 2016. Riparian plant guilds of ephemeral, intermittent and perennial rivers. *Freshwater Biology* 61(8): 1259–1275

Stromberg, J.C. et Patten, D.T. 1990. Riparian vegetation instream flow requirements: A case study from a diverted stream in the Eastern Sierra Nevada, California, USA. *Environmental Management* 14(2): 185–194

Study of Critical Environmental Problems. 1970. Man's Impact on the Global Environment: Assessment and Recommendations for Action. Cambridge: The MIT Press

Suarez, D. et Corson, C. 2013. Seizing center stage: ecosystem services, live, at the convention on biological diversity. *Human geography* 6: 64–80

Sultana, F. 2017. Reflexivity. In Richardson, D.; Castree, N.; Goodchild, M.F.; Kobayashi, A.; Liu, W. et Marston, R.A. (Eds), *International Encyclopedia of Geography: People, the Earth, Environment and Technology*, pp. 1–5. Oxford, UK: John Wiley & Sons, Ltd

Surian, N. et Rinaldi, M. 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology* 50(4): 307–326

Surian, N.; Ziliani, L.; Comiti, F.; Lenzi, M.A. et Mao, L. 2009. Channel adjustments and alteration of sediment fluxes in gravel-bed rivers of North-Eastern Italy: potentials and limitations for channel recovery. *River Research and Applications* 25(5): 551–567

Swyngedouw, E. 2004. Globalisation or "glocalisation"? Networks, territories and rescaling. *Cambridge Review of International Affairs* 17(1): 25–48

Tabacchi, E. 1992. Variabilté des peuplements riverains de l'Adour. Influence de la dynamique fluviale à différentes échelles d'espace et de temps. Thèse doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse

Tabacchi, E.; Correll, D.L.; Hauer, R.; Pinay, G.; Planty-Tabacchi, A.-M. et Wissmar, R.C. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40(3): 497–516

Tabacchi, E.; Lambs, L.; Guilloy, H.; Planty-Tabacchi, A.-M.; Muller, E. et Décamps, H. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14(16–17): 2959–2976

Tabacchi, E. et Planty-Tabacchi, A.-M. 2005. Exotic and native plant community distributions within complex riparian landscapes: A positive correlation. *Écoscience* 12(3): 412–423

Tabacchi, E.; Planty-Tabacchi, A.-M.; Salinas, M.J. et Décamps, H. 1996. Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. *Regulated Rivers: Research & Management* 12(4–5): 367–390

Tabacchi, E.; Steiger, J.; Corenblit, D.; Monaghan, M.T. et Planty-Tabacchi, A.-M. 2009. Implications of biological and physical diversity for resilience and resistance patterns within Highly Dynamic River Systems. *Aquatic Sciences* 71(3): 279–289

Tadaki, M.; Allen, W. et Sinner, J. 2015b. Revealing ecological processes or imposing social rationalities? The politics of bounding and measuring ecosystem services. *Ecological Economics* 118: 168–176

Tadaki, M.; Brierley, G. et Cullum, C. 2014. River classification: theory, practice, politics: River classification. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 1: 349-357

Tadaki, M.; Brierley, G.; Dickson, M.; Le Heron, R. et Salmond, J. 2015a. Cultivating critical practices in physical geography: Cultivating critical practices in physical geography. *The Geographical Journal* 181(2): 160–171

Tadaki, M.; Salmond, J.; Le Heron, R. et Brierley, G. 2012. Nature, culture, and the work of physical geography: Nature, culture, and the work of physical geography. *Transactions of the Institute of British Geographers* 37(4): 547–562

Tadaki, M. et Sinner, J. 2014. Measure, model, optimise: Understanding reductionist concepts of value in freshwater governance. *Geoforum* 51: 140–151

Tadaki, M.; Slaymaker, O. et Martin, Y. 2017. Changing priorities in physical geography: Introduction to the Special Issue: Changing priorities. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* 61(1): 4–10

Takahashi, M. et Nakamura, F. 2011. Impacts of dam-regulated flows on channel morphology and riparian vegetation: a longitudinal analysis of Satsunai River, Japan. *Landscape and Ecological Engineering* 7(1): 65–77

Tal, M.; Gran, K.; Murray, A.B.; Paola, C. et Hicks, D.M. 2004. Riparian vegetation as a primary control on channel characteristics in multi-thread rivers. In Bennett, S.J. et Simon, A. (Eds), *Water Science and Application*, pp. 43–58. Washington, D. C.: American Geophysical Union

Tallis, H. et Polasky, S. 2009. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162(1): 265–283

Tchou, Y.T. 1949. Études écologiques et phytosociologiques sur les forêts riveraines du Bas-Languedoc. *Vegetatio* 1: 2–28

Tealdi, S.; Camporeale, C. et Ridolfi, L. 2013. Inter-species competition–facilitation in stochastic riparian vegetation dynamics. *Journal of Theoretical Biology* 318: 13–21,

Thompson, K. 1961. Riparian forests of the forests of the Sacramento Valley, California. *Annals of the Association of American Geographers* 51(3): 294–315

Thompson, S.D. et Gergel, S.E. 2008. Conservation implications of mapping rare ecosystems using high spatial resolution imagery: recommendations for heterogeneous and fragmented landscapes. *Landscape Ecology* 23(9): 1023–1037

Thorne, C.R. 1990. Effects of Vegetation on Riverbank Erosion and Stability. In Vegetation and Erosion, pp. 125–144. Chichester: J.B. Thornes

Thorp, J.H.; Flotemersch, J.E.; Williams, B.S. et Gabanski, L.A. 2013. Critical Role for hierarchical geospatial analyses in the design of fluvial research, assessment, and management. *Environmental Monitoring and Assessment* 185(9): 7165–7180

Tissier, J.L. 1992. La géographie dans le prisme de l'environnement (1970-1990). In Du milieu à l'environnement. Pratiques et représentations du rapport homme/nature depuis la Renaissance, Robic, M.C.

Tockner, K.; Karaus, U.; Paetzold, A.; Claret, C. et Zettel, J. 2006. Ecology of braided rivers. In Braided Rivers , IAS Special Publication, G. Sambrook Smith, J. Best, C. Bristow et G. E. Petts

Tompalski, P.; Coops, N.C.; White, J.C.; Wulder, M.A. et Yuill, A. 2017. Characterizing streams and riparian areas with airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment* 192: 73–86

Tormos, T.; Kosuth, P.; Durrieu, S.; Dupuy, S.; Villeneuve, B. et Wasson, J.G. 2012. Object-based image analysis for operational fine-scale regional mapping of land cover within river corridors from multispectral imagery and thematic data. *International Journal of Remote Sensing* 33(14): 4603–4633

Tormos, T.; Van Looy, K.; Villeneuve, B.; Kosuth, P. et Souchon, Y. 2014. High resolution land cover data improve understanding of mechanistic linkages with stream integrity. *Freshwater Biology* 59(8): 1721–1734

Townsend, P.A. 2001. Mapping seasonal flooding in forested wetlands using multi-temporal RADARSAT SAR. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67(7): 857–864

Townsend, P.A. 2002. Estimating forest structure in wetlands using multitemporal SAR. *Remote Sensing of Environment* 79(2–3): 288–304

Townsend, P.A. et Foster, J.R. 2002. A synthetic aperture radar-based model to assess historical changes in lowland floodplain hydroperiod. *Water Resources Research* 38(7): 20-1-20–10

Tress, G.; Tress, B. et Fry, G. 2004. Clarifying Integrative Research Concepts in Landscape Ecology. *Landscape Ecology* 20(4): 479–493

Tricart, J. et Kilian, J. 1979. *L'éco-géographie et l'aménagement du milieu naturel*. Hérodote. Paris: F. Maspero

Trigger, D.; Mulcock, J.; Gaynor, A. et Toussaint, Y. 2008. Ecological restoration, cultural preferences and the negotiation of 'nativeness' in Australia. *Geoforum* 39(3): 1273–1283

Tszydel, M. et Kruk, A. 2015. Tailwater habitat stability after dam removal and return to a natural hydrological regime. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 44(3)

Turnhout, E.; Hisschemöller, M. et Eijsackers, H. 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators* 7(2): 215–228

Underwood, E.C.; Mulitsch, M.J.; Greenberg, J.A.; Whiting, M.L.; Ustin, S.L. et Kefauver, S.C. 2006. Mapping Invasive Aquatic Vegetation in the Sacramento-San Joaquin Delta using Hyperspectral Imagery. *Environmental Monitoring and Assessment* 121(1–3): 47–64

Vadas, R.L. et Sanger, J.L. 1997. Lateral Zonation of Trees along a Small Ohio Stream. *OHIO J. SCI.* 97(5): 107–112

Valette, P. 2002. Les paysages de la Garonne : les métamorphoses d'un fleuve (entre Toulouse et Castets-en-Dorthe). Thèse de Doctorat. Université de Toulouse Le Mirail, Toulouse

Vallauri, D. 1997. Dynamique de la restauration forestière des sustrats marneux avec Pinus nigra J. F Arnold ssp. Nigra dans le secteur haut-provençal : trajectoires dynamiques, avancement du processus de restauration et diagnostic sur l'intégrité fonctionnelle des écosystèmes recrées. Aix Marseille 3

Van Appledorn, M. 2009. Watershed-Scale Analysis of Riparian Buffer Function. Master Thesis. Utah State University

Van Coller, A.; Rogers, K. et Heritage, G. 1997. Linking riparian vegetation types and fluvial geomorphology along the Sabie River within the Kruger National Park, South Africa. *African Journal of Ecology* 35(3): 194–212

Van Looy, K. 2015. De la continuité écologique des corridors rivulaires. Habilitation à diriger des recherches. Université Lyon 1, Lyon

Van Looy, K.; Cavillon, C.; Tormos, T.; Piffady, J.; Landry, P. et Souchon, Y. 2013. A scale-sensitive connectivity analysis to identify ecological networks and conservation value in river networks. *Landscape Ecology* 28(7): 1239–1249

Van Looy, K.; Tormos, T. et Souchon, Y. 2014. Disentangling dam impacts in river networks. *Ecological Indicators* 37: 10–20

Van Wieren, G. 2008. Ecological Restoration as Public Spiritual Practice. *Worldviews: Global Religions, Culture, and Ecology* 12(2): 237–254

Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. et Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130–137

Varésé, P. 1993. Les groupements ligneux riverains de la basse Durance (Provence). In *Colloques phytosociologiques*, pp. 566–593. Bailleul

Vecrin, M.P. 2003. Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture. Thèse de Doctorat. Université de Metz, Metz

Verdonschot, R.C.M.; Kail, J.; McKie, B.G. et Verdonschot, P.F.M. 2016. The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 769(1): 55–66

Vermaat, J.E.; Wagtendonk, A.J.; Brouwer, R.; Sheremet, O.; Ansink, E.; Brockhoff, T.; Plug, M.; Hellsten, S.; Aroviita, J.; Tylec, L.; Giełczewski, M.; Kohut, L.; Brabec, K.; Haverkamp, J.; Poppe, M.; Böck, K.; Coerssen, M.; Segersten, J. et Hering, D. 2016. Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach. *Hydrobiologia* 769(1): 121–135

Vernier, J. 2011. *L'environnement*. Paris: Presses universitaires de France

Verrelst, J.; Romijn, E. et Kooistra, L. 2012. Mapping Vegetation Density in a Heterogeneous River Floodplain Ecosystem Using Pointable CHRIS/PROBA Data. *Remote Sensing* 4(12): 2866–2889

Vesipa, R.; Camporeale, C. et Ridolfi, L. 2015. Noise-driven cooperative dynamics between vegetation and topography in riparian zones: Vegetation-Topography Cooperative Dyn. *Geophysical Research Letters* 42(19): 8021–8030

Viaud, V. 2004. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Thèse de Doctorat. ENSA de Rennes - INRA-Agrocampus, Rennes

Vidal-Abarca, M.R.; Santos-Martín, F.; Martín-López, B.; Sánchez-Montoya, M.M. et Suárez Alonso, M.L. 2016. Exploring the Capacity of Water Framework Directive Indices to Assess Ecosystem Services in Fluvial and Riparian Systems: Towards a Second Implementation Phase. *Environmental Management* 57(6): 1139–1152

Vidon, P.; Marchese, S.; Welsh, M. et McMillan, S. 2015. Short-term spatial and temporal variability in greenhouse gas fluxes in riparian zones. *Environmental Monitoring and Assessment* 187(8)

Viel, V. 2012. Analyse spatiale et temporelle des transferts sédimentaires dans les hydrosystèmes normands. Exemple du bassin versant de la Seulles. Thèse de Doctorat. Université Caen Basse Normandie, Caen

Viereck, L.A.; Dyrness, C.T. et Foote, M.J. 1993. An overview of the vegetation and soils of the floodplain ecosystems of the Tanana River, interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 23(5): 889–898

Viers, G. 1970. Géographie des forêts. PUF. Paris

Vigiak, O.; Borselli, L.; Newham, L.T.H.; McInnes, J. et Roberts, A.M. 2012. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology* 138(1): 74–88

Viles, H.A. 1988. *Biogeomorphology*. New York: Blackwell

Viles, H.A.; Naylor, L.A.; Carter, N.E.A. et Chaput, D. 2008. Biogeomorphological disturbance regimes: progress in linking ecological and geomorphological systems. *Earth Surface Processes and Landforms* 33(9): 1419–1435

Villarreal, M.L.; Drake, S.; Marsh, S.E. et McCoy, A.L. 2012. The Influence Of Wastewater Subsidy, Flood Disturbance And Neighbouring Land Use On Current And Historical Patterns Of Riparian Vegetation In A Semi-Arid Watershed. *River Research and Applications* 28(8): 1230–1245

Villiet, J. 2005. Evolution topographique des berges du Rhône entre Arles et Beaucaire. Mémoire de Master. Université de Provence

Villiet, J. et Hellal, M. 2006. Sédimentation d'une berge du Rhône entre Arles et Beaucaire. Mémoire de Master. Université de Provence

Voeltzel, D. 1987. Recherches pollenanalytiques sur la végétation holocène de la plaine alluviale de l'estuaire de la Loire et des coteaux environnants. Université Paul Cézanne, Aix Marseille

Vogt, H. 1965. Quelques problèmes de méandres de débordement en roche meuble. *Revue de Géomorphologie Dynamique* 15: 49–60

Wainger, L.A.; King, D.M.; Mack, R.N.; Price, E.W. et Maslin, T. 2010. Can the concept of ecosystem services be practically applied to improve natural resource management decisions? *Ecological Economics* 69(5): 978–987

Walker, P.A. 2005. Political ecology: where is the ecology? *Progress in Human Geography* 29(1): 73–82

Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139(3–4): 235–246

Walter, R.C. et Merritts, D.J. 2008. Natural Streams and the Legacy of Water-Powered Mills. *Science* 319(5861): 299–304

Waquet, F. 2015. *L'ordre matériel du savoir: comment les savants travaillent, XVIe-XXIe siècles*. Paris: CNRS éditions

Ward, J.V. et Stanford, J.A. 1979. *The Ecology of Regulated Streams*. Springer Verlag

Ward, J.V.; Tockner, K.; Arscott, D.B. et Claret, C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47(4): 517–539

Ward, J.V.; Tockner, K.; Edwards, P.J.; Kollmann, J.; Bretschko, G.; Gurnell, A.M.; Petts, G.E. et Rossaro, B. 1999. A reference river system for the Alps: the ?Fiume Tagliamento? *Regulated Rivers: Research & Management* 15(1–3): 63–75

Ward, J.V.; Tockner, K.; Uehlinger, U. et Malard, F. 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research & Management* 17(6): 709–709

Wasson, J.-G. 1989. Elements pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes: 1. revue critique de quelques apporches existantes. *Bulletin d'Ecolgie* 20(2): 109–127

Wasson, J.-G. 1992. La rivière et l'homme : vers une gestion par bassin intégrant la dimension écologique / Man and rivers : towards a system of management by basin integrating an ecological dimension. *Revue de géographie de Lyon* 67(4): 333–343

Wasson, J.-G. 1996. Structures Régionales du bassin de la Loire. *La Houille Blanche* 6/7: 25–31

Wasson, J.-G.; Chandesris, A.; Pella, H. et Blanc, L. 2002. Les hydro-écorégions de France métropolitaine. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Cemagref BEA/LHQ

Waterhouse, J.S.; Switsur, V.R.; Barker, A.C.; Carter, A.H.C. et Robertson, I. 2002. Oxygen and hydrogen isotope ratios in tree rings: how well do models predict observed values? *Earth and Planetary Science Letters* 201(2): 421–430

Wawrzyniak, V.; Allemand, P.; Bailly, S.; Lejot, J. et Piégay, H. 2017. Coupling LiDAR and thermal imagery to model the effects of riparian vegetation shade and groundwater inputs on summer river temperature. *Science of The Total Environment* 592: 616–626

Webb, R.H. 2014. *Requiem for the Santa Cruz: an environmental history of an Arizona river*. Tucson: University of Arizona Press

Wendelberger, E. et Wendelberger, G. 1957a. Contribution à la systématique des forêts riveraines de Pologne. *Acta. Societ. Botanic. Poloniae* XXVI(4): 718–756

Wendelberger, E. et Wendelberger, G. 1957b. Forêts riveraines au bord du Danube au niveau de Wablsee. *Vegetatio* VII: 69–82

Wheaton, J.M. 2005. Review of river restoration motives and objetives. Rapport non publié. Southampton

White, P.S. et Walker, J.L. 1997. Approximating Nature's Variation: Selecting and Using Reference Information in Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 5(4): 338–349

Whittier, T.R.; Stoddard, J.L.; Larsen, D.P. et Herlihy, A.T. 2007. Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society* 26(2): 349–360

Wiederkehr, E. 2012. Apports de la géomatique pour une caractérisation physique multi-échelle des réseaux hydrographiques. Élaboration d'indicateurs appliqués au bassin du Rhône. Thèse de Doctorat. ENS Université de Lyon, Lyon

Wiederkehr, E.; Dufour, S. et Piégay, H. 2010. Localisation et caractérisation semi-automatique des géomorphosites fluviaux potentiels. Exemples d'applications à partir d'outils géomatiques dans le bassin de la Drôme (France). *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 16(2): 175–188

Willms, J.; Rood, S.B.; Willms, W. et Tyree, M. 1998. Branch growth of riparian cottonwoods: a hydrologically sensitive dendrochronological tool. *Trees* 12(4): 215

Wintenberger, C. 2015. Dynamique fluviale et la végétation ligneuse pionnière à Salicaceae en rivière sablo-graveleuse. Thèse de Doctorat. Université François Rabelais, Tours

Wohl, E.E. 2004. *Disconnected rivers: linking rivers to landscapes*. New Haven: Yale University Press

Woolsey, S.; Capelli, F.; Gonser, T.; Hoehn, E.; Hostmann, M.; Junker, B.; Paetzold, A.; Roulier, C.; Schweizer, S.; Tiegs, S.D.; Tockner, K.; Weber, C. et Peter, A. 2007. A strategy to assess river restoration success. *Freshwater Biology* 52(4): 752–769

Wu, M.; Che, Y.; Lv, Y. et Yang, K. 2017. Neighbourhood-scale urban riparian ecosystem classification. *Ecological Indicators* 72: 330–339

Yang, X. 2007. Integrated use of remote sensing and geographic information systems in riparian vegetation delineation and mapping. *International Journal of Remote Sensing* 28(2): 353–370

Yanosky, T.M. 1982. Effect of flooding upon woody vegetation along parts of the Potomac River floodplain. 1206. Geol. Survey Prof Paper. USGS

Yon, D. et Tendron, G. 1981. *Les forêts alluviales en Europe: élément du patrimoine naturel international*. Sauvegarde de la nature 22. Conseil de l'Europe

Zaimes, G.N. et Schultz, R.C. 2012. Assessing Riparian Conservation Land Management Practice Impacts on Gully Erosion in Iowa. *Environmental Management* 49(5): 1009–1021

Zanetti, C. 2006. Évolution de la ripisylve du Rhône inférieur depuis les années 50 et caractérisation de son état actuel Beaucaire-Arles. Mémoire de Master. Université de Provence

Zawiejska, J. et Wyżga, B. 2010. Twentieth-century channel change on the Dunajec River, southern Poland: Patterns, causes and controls. *Geomorphology* 117(3–4): 234–246

Zhao, J.; Wang, R.; Luo, P.; Xing, L. et Sun, T. 2017. Visual ecology: exploring the relationships between ecological quality and aesthetic preference. *Landscape and Ecological Engineering* 13(1): 107–118

Zhao, P.; Xia, B.; Hu, Y. et Yang, Y. 2013. A spatial multi-criteria planning scheme for evaluating riparian buffer restoration priorities. *Ecological Engineering* 54: 155–164

Zhu, X.; Pfueller, S.; Whitelaw, P. et Winter, C. 2010. Spatial Differentiation of Landscape Values in the Murray River Region of Victoria, Australia. *Environmental Management* 45(5): 896–911

Ziliani, L. et Surian, N. 2012. Evolutionary trajectory of channel morphology and controlling factors in a large gravel-bed river. *Geomorphology* 173–174: 104–117

Zitek, A.; Schmutz, S. et Jungwirth, M. 2008. Assessing the efficiency of connectivity measures with regard to the EU-Water Framework Directive in a Danube-tributary system. *Hydrobiologia* 609(1): 139–161

Zittoun, P. 2009. *Des indicateurs pour gouverner boussoles ou miroirs déformants?* La Défense: Plan urbanisme construction architecture

Table des illustrations

Figure 1. Affiche du film « Et au milieu coule une rivière ». Film de R. Redford, adapté en 1992 d'une nouvelle de N. Maclean publiée en 1976. Bien que mes travaux portent essentiellement sur le fonctionnement biophysique des corridors fluviaux, il y aurait beaucoup à dire sur la façon dont ce film aborde certaines des questions discutées dans ce manuscrit : esthétisation du milieu fluvial, valorisation d'une pratique spécifique (pêche à la mouche) et d'un type particulier de cours d'eau (à charge grossière), etc. 11

Figure 2. Localisation des principaux hydrosystèmes fluviaux étudiés A) en France et B) dans le monde. .. - 13 -

Figure 3. Articulation des différentes parties du manuscrit. ..... - 15 -

Figure 4. Exemples de représentations graphiques illustrant les relations natures/sociétés de façons différentes, chacune détaillant plus certains groupes de relations en fonction de l'objectif de l'auteur : A) une approche centrée sur les questions l'appropriation sociale des milieux comme ressource dans Ostrom (2010) B) une approche mobilisant la notion de services écosystémiques présentée sur le site de la *Resilience Alliance* (http://rs.resalliance.org) C) une approche centrée les écosystèmes dans Gravel *et al.* (2010) et D) une approche centrée sur la notion de paysage dans Brossard et Wieber (1984 ; disponible sur www.lmg.ulg.ac.be). ..... - 22 -

Figure 5. Exemple de représentation des hydrosystèmes fluviaux, A) dans une perspective uniquement biophysique sans intégration des activités humaines (Gregory *et al.*, 1991) B) dans une perspective géosystémique emblématique des travaux des groupes PIREN avec intégration des activités humaines limitées aux impacts (ici représentant la dynamique des matières en suspension dans un tronçon du Lot ; Décamps *et al.*, 1979), C) dans une perspective anthroposystémique (ici dans le but d'identifier les éléments constitutifs à figurer dans un atlas du Saint Laurent ; Raveneau, 1992) D) dans une perspective anthroposystémique plus explicite que C) (ici sur la place du bois mort dans les hydrosystèmes ; Le Lay, 2007). ..... - 24 -

Figure 6. Extrait d'un ouvrage de géographie botanique du 19e siècle mentionnant explicitement la végétation alluviale (Lecoq, 1854). ..... - 30 -

Figure 7. Description des successions écologiques des unités végétales et des communautés d'insectes associées de la plaine alluviale de la Canadian River, USA (Hefley, 1937). ..... - 31 -

Figure 8. Localisation des hydrosystèmes fluviaux étudiés dans les références de la base de données *Web of Science* sur la période 1949-2015 (NS : non significatif). ..... - 35 -

Figure 9. Analyse de contenu sur les résumés des articles indexés dans la base de données *Web of Science* (période 1949-2014 ; réalisé *via* Wordle ; sans les mots clefs et *species*). ..... - 35 -

Figure 10. Classification du contenu textuel des résumés des articles indexés dans la base de données *Web of Science* (période 1949-2014 ; Classification Hiérarchique Descendante, Méthode Reinert ; réalisée *via* IRaMuTeQ ; sans les mots clefs ni les mots d'occurrence inférieure à 100). ..... - 36 -

Figure 11. Évolution du nombre d'articles sur la végétation riveraine des cours d'eau dans la base de données WOS. 1 : forêts riveraines comme objet central de l'étude, 2 : rôle physique de la végétation riveraine, principalement hydraulique, mais aussi sédimentaire et microclimatique, 3 : rôle écologique en matière d'habitat, dans la chaine trophique terrestre ou aquatique, 4 : fonctionnement pédologique et biogéochimique des zones riveraines, 5 : nombre de publications en base 100 avec le mot « River » dans le titre. ..... - 37 -

Figure 12. Changement du contenu textuel des résumés des articles indexés dans la base de données *Web of Science* entre la période 1991-2000 et la période 2010-2014 (Classification Hiérarchique Descendante, Méthode Reinert ; réalisée *via* IRaMuTeQ ; sans les mots clefs ni les mots d'occurrence inférieure à 100). ..... - 38 -

Figure 13. Nombre de thèses soutenues en France sur le thème de la végétation alluviale (source : http://www.theses.fr/ ; période 1985-2015 ; sélection basée sur examen systématique des références obtenues *via* une recherche par mots clefs « ripisylve », « végétation alluviale », « forêt galerie » et « ripicole »). ..... - 40 -

Figure 14. Illustration de l'effet de la végétation sur les processus biomorphologiques, A) effet de facilitation de la succession écologique par l'implantation des herbacées pionnières comme *Phalaris arundinacea* (Amoros et Wade, 1993), B) effet du bois mort sur le développement d'îles fluviales (Abbe et Montgomery, 1996 ; Abbe et Montgomery, 2003). ..... - 41 -

Figure 15. Réseau d'interactions potentielles entre végétation riveraine et hydrogéomorphologie, chaque lettre indique une ou plusieurs relations (cf. Bendix et Stella, 2013). ..... - 42 -
Figure 16. Exemples d'images, A) orthophotographie aérienne de l'Arve (France, 2000), RVB, résolution spatiale = 0,5 m, (source : IGN), B) photographie aérienne du même site que A) mais prise en 1984 et en infrarouge couleur (source : IGN), C) photographie oblique de l'Ain (France, 1991), prise à partir d'un hélicoptère (source : H. Piégay – CNRS), D. image drone de l'Ain, résolution spatiale = 0,05 m (source : H. Piégay – CNRS), E. vue 3D dérivée de données LiDAR représentées en nuage de points avec le cyan la canopée, en jaune les branches et en rose la strate basse dans le marais de Sougéal (France) (source : S. Rapinel dans Dufour *et al.*, 2013) F), G) et H) trois images du même site le long de l'Oued Laou (Maroc) avec différentes résolutions : F) image landsat ETM+, Juin 2002, résolution spatiale = 30 m, composition avec les bandes 2, 3 et 4 (source : NASA, USGS, Sioux Falls); G) image Spot 5, Août 2008, résolution spatiale = 10 m, composition avec les bandes 2, 3 et 4 (source : Cnes 1986-2010, Spot Image) et H) image GeoEye, été 2011, résolution spatiale = 0,5 m (source : Google Earth©). ..... - 44 -
Figure 17. Exemple d'un modèle qui met en relation la variation des facteurs écologiques (répartis au sein de 3 modules RIFOD-W, RIFOD-N, RIFOD-F) et la réponse des populations d'arbres riverains (module RIFOD-P), développé par Glencz (2005). RDTH = profondeur de l'enracinement ; GCDM = conditions d'humidité pour la germination ; GCD = conditions de luminosité pour la germination ; DRST = stress hydrique ; NISC = pénurie en azote ; LITT = production de litière ; GCAR = géométrie de la plante ; MSTR = stress mécanique ; SPCD = conditions de pousse ; FLST = stress lié aux inondations ; FCAR = caractéristiques d'inondation ; DFOR = trainée ; GRDW = niveau de la nappe ; VDEN = densité de la végétation ; MARA = surface mouillée ; AVLI = disponibilité en lumière ; MVEL = vitesse des écoulements maximum ; LAI = surface foliaire ; AET = évapotranspiration actuelle ; DECD = conditions de dénitrification. ..... - 45 -
Figure 18. Exemples de différents modes de représentation du vivant et de la place de sociétés au sein du système Terre par les sciences naturelles, A) la combinaison biogéographie selon Ehlai (1968) positionnant les humains au centre d'interactions entre composantes physiques et biologiques, B) les interactions au sein du système Terre dans Amat *et al.* (2008), C) le fonctionnement d'un écosystème (la source *Silver spring* en Floride, USA) représenté par les flux d'énergie entre les composantes de l'écosystème sans mentions des activités humaines (Odum, 1957), D) la dynamique des matières en suspension par Décamps *et al.* (1979). ..... - 59 -
Figure 19. Modes de représentation systémique illustrant une représentation des milieux détaillant moins la dimension biologique, mais plus les dimensions physiques A) en géographie (Tricart et Killian, 1979) que B) en écologie (Odum, 1957). ..... - 62 -
Figure 20. Positionnement ontologique et épistémologique de mes travaux de recherche. La flèche pointillée illustre une évolution depuis une approche de type réalisme « naïf » vers une approche de type réalisme critique ou pragmatique. ..... - 72 -
Figure 21. Positionnement inter et intradisciplinaire de mes travaux de recherche, l'aire grise correspond au recouvrement de ce positionnement centré sur l'approche naturaliste en géographie et alimenté par trois autres influences, une institutionnellement extérieure à la géographie (les sciences naturelles comme l'écologie et la géologie) et deux autres approches possibles des milieux en géographie (sociale et spatiale). Dans ce positionnement actuel, l'approche sociale est relativement limitée à la notion d'impact et l'approche spatiale ne mobilise pas l'ensemble des concepts et des outils développés en analyse spatiale. Les approches plus spatiales et plus sociales des milieux en géographie interagissent également avec des approches institutionnellement extérieures que ce soit d'autres sciences sociales (sociologie, anthropologie, etc.) ou d'autres approches spatiales. ..... - 74 -
Figure 22. Exemple d'un modèle conceptuel proposant une représentation graphique d'hypothèses sur la structure et le fonctionnement de la végétation dans les bras morts (Stella *et al.*, 2011). Une fois énoncée, cette hypothèse fait l'objet d'observation afin de valider sa pertinence. ..... - 77 -
Figure 23. Exemples de démarche inductive par la mise en relation de variables : A) relation entre l'intensité du tressage (*Pttw*) et la diversité des habitats aquatiques (*H'*), les types indiquent des contextes géographiques différents au sein du bassin du Rhône (Belletti *et al.*, 2015) B) relation entre la diversité de l'âge des formes fluviales (*LA Equitability*) et la diversité de la mosaïque paysagère (*NU Equitability*) pour deux tronçons de la Magra (*downstream* at *upstream*), en Italie (Dufour *et al.*, 2015). ..... - 79 -
Figure 24. Exemples de démarche abductive par l'observation d'un processus : expansion temporelle des boisements sur un tronçon fluvial (Dufour *et al.*, 2015). ..... - 79 -
Figure 25. Mise en évidence d'un lien entre la croissance ligneuse et les conditions hydroclimatiques (précipitations et débit) par une approche quantitative ; la corrélation entre la variable est mesurée sur un nombre important d'individus et un intervalle de confiance permet d'identifier les liens

statistiquement les plus significatifs. ..... - 80 -
Figure 26. Sélection des tronçons d'étude en tresses à l'échelle régionale, les 53 tronçons sont répartis en 7 types représentant des contextes différents en matière d'altitude, d'apports sédimentaires, d'hydrologie, etc. (Belletti *et al.*, 2015). ..... - 81 -
Figure 27. Exemple d'analyse multivariée, ici une analyse factorielle décentrée sur les relevés de végétation réalisés dans la vallée de la Magra (Dufour *et al.*, 2015). Les relevés ont été réalisés au sein d'unités végétales apparemment semblables (physionomie et composition) identifiées le long de profils en travers perpendiculaires au chenal (Am = tronçon amont ; Av = tronçon aval). PS = prairies sèches, PM = prairies mésophiles, BG1 = bancs de galets (type 1), BG2 = bancs de galets (type 2), CSS = chenaux secondaires secs, PIO1 = végétation pionnière (type 1), PIO2 = végétation pionnière (type 2), FS1 = forêts sèches (type 1), FS2 = forêts sèches (type 2), FH = forêts humides, FHA = forêts humides à saules blancs. - 82 -
Figure 28. Exemple de méthode d'analyse statistique intégrant la distribution spatiale de la végétation. Cette distribution est intégrée par catégorisation des différents types d'anciens chenaux correspondant à des localisations et des fonctionnements différents et par l'introduction d'une variable spatiale (la distance à la zone humide) comme variable dans l'analyse canonique des correspondances (Dufour *et al.*, 2014). - 86 -
Figure 29. Relation entre la diversité des habitats aquatiques (*H'*) et des paramètres hydromorphologiques de tronçons en tresses, respectivement A), le débit (exprimé en fréquence de dépassement *F(Q)*) et B) les apports sédimentaires (indiqués par la surlargeur de la bande active W*), les types rassemblent des tronçons localisés dans des contextes géographiques différents au sein du bassin du Rhône (Belletti *et al.*, 2013). ..... - 87 -
Figure 30. Différences de comportement du processus de développement des boisements alluviaux comme moyen d'identification de la cause principale. ..... - 88 -
Figure 31. Valeurs moyennes de δ18O pour les arbres échantillonnés (barres d'erreur = erreur type) ..... - 89 -
Figure 32. Relation entre δ18O et le débit moyen annuel pour A) les peupliers noirs et B) les frênes communs Les symboles pleins indiquent la valeur moyenne pour un débit donnée ..... - 90 -
Figure 33. Exemples de représentations linéaires et quantitatives des processus fluviaux développées dans les années 1990, A) représentation de l'évolution du profil en long de la Drôme (Landon et Piégay, 1994), B) représentation de la distribution longitudinale de la puissance spécifique du Vidourle calculée par tronçons de 1 km (Bernot *et al.*, 1996). ..... - 93 -
Figure 34. Cartographie de la densité d'écotone par tronçons homogènes du corridor fluvial de la Drôme, la densité est représentée par classes de valeurs croissantes (1 = faible densité ; 5 = forte densité) (Wiederkehr *et al.*, 2010). ..... - 95 -
Figure 35. A) classification (CAH) et B) caractérisation des tronçons géomorphologiquement homogènes de la Drôme sur la base de critères morphologiques (Wiederkehr *et al.*, 2010). ..... - 96 -
Figure 36. Distribution et présentation des styles fluviaux le long du cours principal de la Drôme (Wiederkehr *et al.*, 2010). ..... - 96 -
Figure 37. Illustration de l'apport de l'imagerie à très haute résolution spatiale pour l'étude des corridors fluviaux (d'après Dufour *et al.*, 2013). A : mosaïque d'images drone d'une résolution spatiale de 5 cm drapée sur les orthophotographies IGN ; B : agrandissement du chenal après l'entretien de la ripisylve, les branches coupées tombées dans le chenal sont visibles ; C et D : création à partir des images d'un modèle numérique de surface permettant une caractérisation des objets non seulement en plan, mais aussi en volume. ..... - 97 -
Figure 38. Conditions topographiques et sédimentaires des anciens chenaux de la Sacramento, A) altitude relative de la partie terrestre par rapport à la zone encore en eau en fonction de l'âge et du type d'ancien chenal, B) taux de sédimentation de la partie terrestre (*c.-à-d.* dépôts d'alluvions fines au-dessus du toit de galets) en fonction de l'âge et du type d'ancien chenal, C) granulométrie médiane des sédiments fins prélevés dans la partie terrestre des anciens bras, D) granulométrie médiane des sédiments fins prélevés dans la partie aquatique. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes. ..... - 109 -
Figure 39. Distribution des scores factoriels des relevés de végétation dans les anciens chenaux de la Sacramento, en fonction du type d'ancien chenal. Les scores sont issus d'une analyse des correspondances décentrée. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes..... - 111 -
Figure 40. Distribution des espèces ligneuses dans les anciens chenaux de la Sacramento en fonction de A) l'altitude et B) de la distance par rapport à la zone en eau. ACNE = *Acer negundo*, ALRH = *Alnus rhombifolia*, ARDO = *Arundo donax*, CATA = *Catalpa bignonioides*, FICU = *Ficus carica*, FRAX = *Fraxinus*

latifolia, JUG = *Juglans hindsii*, PLAT = *Platanus racemosa*, POFR = *Populus fremontii*, SAEX = *Salix exigua*, SAGO = *Salix gooddingii*, SALA = *Salix lasiolepis*, SALU = *Salix lucida*, SAMB = *Sambucus mexicana*, VICA = *Vitis californica*, OUV. = absence de strate ligneuse. ..... - 112 -
Figure 41. Carte factorielle de l'analyse des correspondances canoniques réalisée sur les relevés de végétation (strate basse) des anciens chenaux de la Sacramento. ..... - 113 -
Figure 42. Localisation A) des bassins au sein du bassin Seine Normandie et B) des sites d'études au sein des bassins de l'Orne et de la Vire (fond DMNT IGN). ..... - 115 -
Figure 43. Localisation des placettes dendrologues au sein des sites d'étude, A) Moulin des Rondelles, B) Moulin du Viard (source : BD ORTHO, IGN). ..... - 116 -
Figure 44. Période d'occurrence des ruptures significatives de la croissance des arbres des 2 sites selon les tests A) de Pettitt et B) de Hubert. Les valeurs indiquent le nombre d'individus enregistrant respectivement une augmentation ou une diminution de la croissance. ..... - 117 -
Figure 45. Chroniques moyennes de la croissance des arbres des placettes des 2 sites. ..... - 118 -
Figure 46. Relation entre l'altitude relative des arbres par rapport à la ligne d'eau et la différence de croissance radiale entre la période après la suppression du barrage et avant la suppression (les arbres des placettes témoins ne sont pas représentés). ..... - 120 -
Figure 47. Localisation des tronçons d'étude le long de la Magra, Italie. ..... - 124 -
Figure 48. Évolution morphologique de la Magra sur la période 1937-2006, A) incision du lit mineur, B) rétraction de la bande active, C) surfaces érodées et stabilisées par la végétation alluviale. ..... - 126 -
Figure 49. Chronique des crues de la Magra sur la période 1936-1996 A) débit maximum journalier annuel, B) nombre de jours où le débit $Q_{1,5}$ est dépassé. ..... - 127 -
Figure 50. Évolution des unités paysagères de la Magra sur la période 1937-1999, A) dynamiques de grandes unités, B) nature et surface des unités remplaçant la bande active entre deux observations. ..... - 128 -
Figure 51. Évolution de la diversité de la mosaïque paysagère de la Magra sur la période 1937-1999. La diversité est calculée par unité spatiale de 250 de long. ..... - 129 -
Figure 52. Relation entre la diversité des unités paysagère et la diversité de l'âge des surfaces dans le corridor de la Magra. ..... - 130 -
Figure 53. Changement de largeur de la bande active entre 1950 et 2000 (a) en valeur brute (b) en pourcentage (Belletti *et al.*, 2015). ..... - 137 -
Figure 54. Caractéristiques des îles végétalisées des tronçons en tresses, par type. Les types correspondent à des contextes similaires en matière de facteurs de contrôle (pente, crues, etc.). Chaque indicateur a été mesuré sur les photographies aériennes des années 1950 et 2000 (*island/TA* = proportion d'îles dans la bande active, *is.density* = la densité d'îles, *F island* = proportion d'îles accueillant des formations forestières, *Ec.density* = densité d'écotones) (Belletti *et al.*, 2015). ..... - 139 -
Figure 55. Exemple de publications concernant la gestion des ripisylves, A) brochure éditée par l'Agence de l'Eau Rhin Meuse, B) brochure éditée par le Centre Régional de la Propriété Forestière des Hauts de France (2012). ..... - 146 -
Figure 56. Synthèse des principaux types d'usages de la notion de services écosystémiques dans la gestion des cours d'eau. ..... - 164 -
Figure 57. Extrait de la présentation des enjeux en matière de gestion de la dynamique fluviale sur l'Ain réalisée devant la commission locale de l'eau réunie en décembre 2005 en vue d'adopter le contrat de bassin. L'incision est présentée comme ayant des impacts sur les milieux riverains mais aussi sur l'alimentation en eau potable. ..... - 168 -
Figure 58. Exemple de processus de définition des objectifs de gestion ou de restauration des milieux... - 173 -
Figure 59. Digues submersibles et casiers en amont de la diffluence : les bancs mobiles sont désormais fixés et végétalisés, souvent accolés à la berge ..... - 178 -
Figure 60. Evolution séculaire du système fluvial sur le site de Cassaïre (Grand Rhône) A) Évolution 2D de la bande active. 1. points kilométriques (PK); 2. épis; 3. digue (1860); 4. digues submersibles, casiers Girardon; 5. chenal en eau; 6. Bancs sableux mobiles; 7. îles ou berges fixées et végétalisées ; B) Évolution verticale du système fluvial (chenal, berges), 1869-2006 (Provansal *et al.*, 2012). ..... - 182 -
Figure 61. A) lône de Cassaïre, B) lône du Pillet. ..... - 182 -
Figure 62. Dynamique de colonisation végétale d'un banc dans l'ancien lac de barrage de la Sélune (Laslier *et al.*, soumis). ..... - 186 -
Figure 63. Dynamique annuelle de la colonisation végétale d'un banc alluvial dans la retenue du barrage de Vezins lors de la première année suivant la baisse du niveau d'eau. 0 = stabilité du couvert entre 2 dates, + = augmentation du couvert entre 2 dates, - = diminution du couvert entre 2 dates (Laslier *et al.*, soumis). ..... - 187 -

Figure 64. Carte factorielle de l'ordination des relevés de végétation, trois dates d'acquisition (Mars, Mai, Juillet 2015) (axes 1 et 2 d'une NMDS) (Laslier *et al*., soumis) ..... - 188 -
Figure 65. Illustration des 3 types de tronçons en tresses ordonnés du plus dynamique à gauche au moins dynamique à droite..... - 189 -
Figure 66. Identification des habitats terrestres et richesse en arthropodes terricoles sur un tronçon en tresses de l'Asse (photographie IGN, dans Datry *et al*., 2014). Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes. ..... - 191 -
Figure 67. Proposition d'évolution de mon positionnement de recherche, depuis A) un positionnement initiale centrée sur l'approche naturaliste des milieux (cf. Figure 21) vers B) un positionnement qui conserve cet ancrage mais qui l'articule mieux avec les approches sociales et spatiales des milieux également présentes en géographie. ..... - 196 -
Figure 68. Projet d'étude de la végétation alluviale cherchant à établir les liens entre structures, fonctionnements, fonctions et pratiques dans une gamme de contextes géographiques variés. ..... - 200 -
Figure 69. Largeur moyenne de la ripisylve le long de la Drôme, mesurée par tronçon de 100 mètres à partir des orthophotographies IGN (d'après Wiederkehr, 2012). L'extraction par télédétection de l'information de façon continue au sein du réseau permet d'identifier par l'analyse du signal des ruptures significatives dans l'organisation spatiale du corridor comme, par exemple, de brusques variations dans l'emprise de la ripisylve entre les kilomètres 80 et 100 en lien avec la présence d'aménagements qui contraignent la dynamique morphologique du cours d'eau. ..... - 201 -
Figure 70. Représentation schématique des relations étudiées par la géographie biophysique critique : (a) comment la compréhension des processus biophysiques influence l'organisation sociale ? et (b) comment les relations sociales influencent-elles les processus biophysiques. Dans de nombreux cas, l'étude de ces relations comprend (c) une analyse des déterminants sociopolitiques de la compréhension des processus biophysiques ..... - 217 -

Table des tableaux

Tableau 1 : exemples de termes servant à articuler natures et sociétés (les mots en gras indiquent la nature de l'articulation induite par chaque terme). Chaque terme a fait, et fait encore parfois, l'objet de débats qui ne sont pas reproduits ici. - 21 -

Tableau 2 : liste des principales revues indexées dans la base de données *Web Of Science* publiant des articles sur les ripisylves et les forêts alluviales (n = les 50 revues avec au moins 6 articles publiés, ce qui représente 57 % des publications). - 33 -

Tableau 3 : repères chronologiques des principaux développements en matière d'approches géomatiques utilisés pour l'étude de la végétation alluviale (sources de données, méthodes de traitement, etc.). - 43 -

Tableau 4: éléments de débat sur l'inclusion ou non des approches biophysiques en géographie (pour les arguments voir par exemple Bavoux, 2016). - 55 -

Tableau 5 : exemples de démarche abductive par l'observation de la présence d'espèces indicatrices au sein de formes fluviales (anciens chenaux et plaine alluviale de la Sacramento). Le statut d'espèce indicatrice des zones humides est indiqué pour chaque espèce : OBL = obligatoirement en zone humide, FACW = facultativement en zone humide, FACU = facultativement sur versant (cf. https://plants.usda.gov/wetinfo.html). Les astérisques indiquent les espèces considérées comme indicatrice d'un des deux milieux (*c.-à-d.* ancien chenal ou plaine alluviale) (Dufour *et al*., 2014). - 79 -

Tableau 6 : comparaison entre unités spatiales discontinues, ici des types d'anciens chenaux le long de la Sacramento : Type 1 = récemment recoupé et fréquemment connecté, Type 2 = anciennement recoupé et fréquemment connecté, Type 3 = anciennement recoupé et faiblement connecté. La composition floristique (strate haute et strate basse) est comparée pour une analyse de similarité basée sur le calcul d'un indice de similarité des quadrats deux à deux (indice de Chao Jaccard ; 0 = pas d'espèces communes ; 1 = toutes les espèces communes). - 85 -

Tableau 7 : capacité des images drone RVB à caractériser la couverture et les communautés végétales sur un banc exondé de la Sélune suite à la baisse du niveau d'eau dans la retenue - 98 -

Tableau 8 : analyse de similarité (Chao-Jaccard) de la végétation entre les 3 types d'anciens chenaux. 1= toutes les espèces sont communes; 0 = pas d'espèces communes. L'intervalle de confiance est basé sur un niveau de significativité de 0,05 et calculé comme la moyenne plus ou moins 1.96 x l'erreur type (borné à 1). - 110 -

Tableau 9 : abondance (moyenne et erreur type) des espèces ligneuses colonisant la partie terrestre des anciens chenaux (la valeur 1 signifie que l'espèce est présente sur l'ensemble de chaque transect). SAEX = *Salix exigua*, SAGO = *Salix gooddingii*, SALAE = *Salix laevigata*, SALAS = *Salix lasiolepis*, SALA = *Salix lasiandra*, POFR = *Populus fremontii,* et ouvert = absence de canopée ligneuse (*c.-à-d.* prairie). - 110 -

Tableau 10 : diversité de la strate basse par type d'anciens chenaux. - 110 -

Tableau 11 : présentation générale des cours d'eau et des sites étudiés. - 115 -

Tableau 12 : tests de rupture appliqués aux chroniques des variables hydrologiques et climatiques (seuil de significativité à 5 % ; NS = pas de ruptures significatives). - 117 -

Tableau 13 : caractéristiques des deux tronçons étudiés (voir Rinaldi *et al.*, 2009). - 125 -

Tableau 14 : caractéristiques actuelles des unités composant la mosaïque paysagère de la Magra. - 129 -

Tableau 15 : caractéristiques de la structure actuelle du corridor. - 130 -

Tableau 16 : synthèse des principaux enjeux identifiés sur le Rhône aval. - 177 -

Tableau 17 : synthèse des résultats du diagnostic biogéomorphologique. - 181 -

Table des matières

Sommaire ..... - 3 -
Résumé ..... - 4 -
Avant-propos ..... - 7 -
Introduction : parcours scientifique et avertissements préalables ..... - 9 -
1. « Et au milieu coule une rivière » : quelques idées fortes ..... - 11 -
2. Trajectoire institutionnelle et scientifique ..... - 12 -
3. Des choix de forme et de fond ..... - 14 -
4. Organisation du manuscrit ..... - 15 -
Partie 1. Contexte et problématique : la végétation riveraine et la gestion biophysique des cours d'eau comme marqueurs des relations natures/sociétés ..... - 17 -
1. Les relations natures/sociétés ..... - 19 -
1.1. Pourquoi s'intéresser aux relations entre les sociétés et les composantes du système Terre ? ..... - 19 -
1.2. Comment conceptualiser ces relations ? ..... - 20 -
2. Les hydrosystèmes fluviaux ..... - 23 -
2.1. Définition et caractéristiques des hydrosystèmes fluviaux ..... - 23 -
2.2. Enjeux sociaux liés à la connaissance et à la gestion des hydrosystèmes fluviaux - 25 -
3. La végétation riveraine des cours d'eau ..... - 26 -
3.1. Diversité des dénominations et points communs ..... - 26 -
3.2. Enjeux de connaissance ..... - 27 -
3.3. La végétation riveraine des cours d'eau comme objet scientifique ..... - 29 -
4. De bons marqueurs des relations natures/sociétés ..... - 45 -
Partie 2. Cadre épistémologique : positionnement disciplinaire, ontologique et méthodologique ..... - 47 -
Chapitre 1. Positionnement disciplinaire : l'analyse des objets de nature par la géographie biophysique ..... - 51 -
Introduction ..... - 52 -
1.1. La géographie comme une discipline construite ..... - 52 -
1.2. La légitimité de la géographie à étudier les interactions natures/sociétés ..... - 53 -
1.3. Le cadre épistémologique induit par le positionnement disciplinaire ..... - 65 -
Chapitre 2. Une approche géographique de la végétation riveraine et de la gestion des hydrosystèmes ..... - 71 -
Introduction ..... - 72 -
2.1. Une approche réaliste, mais dynamique ..... - 72 -

2.2. Une approche géosystémique d'un objet d'étude non disciplinaire ..... - 73 -
2.3. Une approche empirique et quantitative ..... - 75 -
2.4. Quelle prise en compte de la dimension spatiale ? ..... - 83 -
2.5. Améliorer la qualité des observations par des développements méthodologiques ..... - 88 -
Conclusion ..... - 99 -
Partie 3. Structure et dynamique de la végétation riveraine des cours d'eau : études de cas..... - 101 -
Introduction : activités antérieures et inflexions, quantification et hiérarchisation des facteurs de contrôle de la structure et de la dynamique ..... - 103 -
Chapitre 1. Distribution spatiale et dynamique de la végétation riveraine des cours d'eau au sein des formes fluviales ..... - 105 -
1.1. Contexte et objectifs scientifiques ..... - 106 -
1.2. Le rôle du régime de perturbation à l'échelle de la forme fluviale, l'exemple des chenaux abandonnés ..... - 106 -
1.3. Le rôle de l'alimentation en eau dans la croissance des arbres en berge, application aux ripisylves du nord-ouest de la France ..... - 114 -
1.4. Conclusion : la variabilité intraforme des patrons végétaux ..... - 120 -
Chapitre 2. Structure et dynamique du géosystème fluvial à l'échelle des tronçons fluviaux : l'exemple de la Magra (Italie) ..... - 123 -
2.1. Contexte et objectifs scientifiques ..... - 124 -
2.2. Rétraction du chenal et développement de la végétation alluviale, démêler les causes ..... - 125 -
2.3. Structure de la mosaïque paysagère et dynamique en rapport avec la dynamique fluviale ..... - 128 -
2.4. Conclusion : nature et critères d'appréciation des trajectoires paysagères ... - 130 -
Chapitre 3. Structure et dynamique du géosystème fluvial à large échelle : l'exemple des tronçons en tresses du bassin du Rhône ..... - 135 -
3.1. Contexte et objectifs scientifiques ..... - 136 -
3.2. Distribution spatiale de la rétraction des tronçons en tresses (1950-2000) .... - 136 -
3.3. Rétraction et régime de crues ..... - 138 -
3.4. Distribution spatiale des îles végétalisées dans les tronçons en tresses ..... - 138 -
Conclusion : quantifier et hiérarchiser les facteurs de contrôle de la végétation alluviale ..... - 141 -
Partie 4. Contribution à la gestion biophysique des hydrosystèmes ..... - 143 -
Introduction ..... - 145 -
Chapitre 1. Clarifier les notions mobilisées dans la gestion des hydrosystèmes..... - 149 -
Introduction ..... - 150 -

1.1. Quelle référence biophysique pour la restauration des hydrosystèmes ? - 150 -
1.2. À quoi peut bien servir la notion de services écosystémiques ? - 160 -
1.3. Revenir aux objectifs explicites et aux processus sociopolitiques de leur définition, les alimenter - 172 -
Chapitre 2. Proposer des diagnostics, des indicateurs et des méthodes - 175 -
2.1. Participer au diagnostic : l'exemple du Bas-Rhône - 176 -
2.2. Suivre des actions de gestion : l'exemple de la restauration de la Sélune - 185 -
2.3. Développer des indicateurs : l'exemple des rivières en tresses - 188 -
Conclusion : bilan de 15 ans de relations avec des gestionnaires - 193 -
Partie 5. Vers une meilleure compréhension de la spatialité des relations natures/sociétés au sein des hydrosystèmes - 195 -
Chapitre 1. Structures spatiales, fonctionnements, fonctions et pratiques des milieux riverains - 199 -
Introduction - 200 -
1.1. Caractérisation des structures spatiales à large échelle - 201 -
1.2. Liens structures / fonctionnements / fonctions - 202 -
1.3. Place des pratiques dans la structuration et dans la diversité des fonctionnements/fonctions - 203 -
1.4. Choix explicite de contextes géographiques variés - 204 -
Chapitre 2. Une nécessité : continuer de penser la géographie des milieux - 207 -
Introduction - 208 -
2.1. Quelques jalons sur la dynamique de la géographie biophysique française depuis 1950 - 208 -
2.2. Vers le développement d'une géographie biophysique critique ? - 210 -
Chapitre 3. Tester une approche critique des milieux en géographie biophysique, l'exemple de la restauration écologique des cours d'eau - 223 -
3.1. Contexte : la restauration écologique n'est pas qu'une pratique technique basée sur les connaissances des sciences naturelles - 224 -
3.2. Un exemple : restaurer la continuité écologique - 227 -
3.3. Production de savoirs, rapports de forces et façonnement des milieux naturels dans les projets de restauration écologique - 228 -
3.4. Quel programme de recherche ? - 231 -
Références bibliographiques - 233 -
Table des illustrations - 262 -
Table des tableaux - 267 -
Table des matières - 268 -