Contrôles naturels et anthropiques de la structure et de la dynamique des forêts riveraines des cours d'eau du bassin rhodanien (Ain, Arve, Drôme et Rhône).

Thèse soutenue le 28 novembre 2005 par

Simon Dufour

Pour obtenir le grade de Docteur de l'Université Jean Moulin Lyon 3
Discipline : Lettres
Spécialité : Géographie et Aménagement

Jury :

Paul Arnould	Professeur des Universités, Ecole Normale Supérieure	(Rapporteur)
Olivier Ferry	Chef du service Développement et Territoires, ONF	
Micheline Hotyat	Professeur des Universités, Université Sorbonne Paris IV	(Rapporteur)
Francine Hughes	Senior Lecturer, Université de Cambridge	
Michel Mietton	Professeur des Universités, Université Jean Moulin Lyon 3	
Hervé Piégay	Directeur de Recherche, CNRS UMR 5600	(Directeur)
Eric Tabacchi	Chargé de Recherche, CNRS UMR 5172	

Remerciements

Expression personnelle d'interactions nombreuses, un manuscrit de thèse est classiquement précédé de remerciements adressés aux personnes qui ont participé à sa réalisation. Je ne dérogerais donc pas à la règle. Cependant, au-delà du simple usage, il m'est sincèrement agréable de dire un grand merci à tous ceux qui n'ont pas compté leurs heures que ce soit pour venir sur le terrain, pour m'aider au laboratoire, pour relire et critiquer mon travail, pour discuter, pour m'écouter, pour grimper ou simplement pour être là. Merci donc.

Merci aux membres du jury d'avoir accepté d'évaluer mon travail : Paul Arnould, Olivier Ferry, Micheline Hotyat, Francine Hughes, Michel Mietton, Eric Tabacchi.

Merci à Hervé Piégay, dont la direction fut tout à la fois stimulante, attentive, encourageante et amicale.

Merci à Eric Tabacchi pour ses conseils, ses encouragements et ses précieuses informations.

Merci à Carole Desplanque (ONF), Stéphane Dumas (ONF), Xavier Gauquelin (ONF), Bernard Pont (RNF), Julien Sémelet (SIVU de l'Ain), Claude Barthelon (ONF) et Philippe Vogel (ONF). Tous membres du comité de pilotage de l'étude : "Réponse de la végétation riveraine à la dynamique fluviale : éléments pour la gestion des boisements en plaine alluviale", ils ont participé activement à la formalisation des propositions concrètes en matière de gestion des boisements riverains.

Merci à Bernard Pont (RNF) et à Jean-Michel Faton (RNF) pour leur disponibilité.

Merci à Jean-Luc Mabboux (ONF) et Olivier Cretin-Maintenaz (ONF) pour la mise à disposition de nombreux documents concernant l'Arve.

Merci à Nadia Barsoum pour le travail partagé sur la Drôme, à Emmanuele Di Rocco dont l'ardeur à déterrer des racines fut plus qu'appréciable, à Sophie Vanier pour l'aide précieuse dans la détermination de quelques plantes récalcitrantes, à David Graham pour la correction du résumé en anglais, à Bernard Ducruet (ONF) et Marc Vérot (agence RMC) dont les conseils ont contribué à améliorer certaines parties de ce manuscrit, à André Fagianelli pour la ballade aérienne au-dessus de l'Ain.

Merci à tous les membres permanents et temporaires de l'UMR 5600, dont l'aide et la bonne humeur furent des soutiens essentiels durant ces quelques années, dans le désorde : Anne Citterio (merci pour la relecture), Bertrand Moulin, Anne-Julia Rollet (merci pour la relecture), Jérôme Lejot, Fred Liébault, Yves Le Lay, Arlette Laplace, Marie-Christine Michel, Marie-Laure Tremelo, Norbert Landon, André Buisson (merci pour la relecture), Laurent Bourdin, Monika Michalkova, Ana Delgado, Neil Lassettre...

Merci à Michel Meuret (INRA), le premier à m'avoir confié des responsabilités et surtout à m'avoir sensibilisé à l'intérêt de "passer les frontières" disciplinaires. Mon parcours scientifique lui doit beaucoup.

Durant ces 4 ans, j'ai essayé de mener de front le travail de terrain (600 quadrats, 10 000 listes de végétation, 500 carottes dendrologiques, 5 500 arbres mesurés), les analyses en laboratoire, le traitement des données, les contrats et le transfert vers le monde de la gestion pensant que tous ces éléments constituaient une part fondamentale de la formation à la recherche. Naturellement, il reste encore beaucoup à faire, et j'assume pleinement d'éventuelles faiblesses dans tel ou tel domaine.

Et finalement si, au plan scientifique, il m'était inconcevable de réaliser cette thèse sans nouer de nombreux contacts, sur un plan personnel, il m'aurait été tout simplement impossible de la mener à terme sans le soutien et l'affection de mes proches.
Merci à mes amis, en espérant qu'ils continuent encore longtemps de rigoler lorsque je parle de mon travail.
Merci à ma famille, qu'ils trouvent dans ce travail une part infime de ce que je dois à leur patience.
Et merci beaucoup à Anne-Julia, toujours présente et aimante.

Sommaire

Résumé 4
Abstract 5
Préambule 7

Chapitre 1

CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET OBJET D'ETUDE 10

Chapitre 2

EVOLUTION TEMPORELLE DE LA VEGETATION RIVERAINE SOUS CONTROLES HYDRO-MORPHOLOGIQUES ET ANTHROPIQUES 46

- Dynamique de végétalisation et évolution de la structure spatiale des corridors riverains : le cas de l'Ain et de l'Arve 48
- Croissance ligneuse sous contrôle hydro-morphologique et anthropique sur les marges des cours d'eau rhodaniens 88

Chapitre 3

CONTROLES DU NIVEAU DE CONNEXION HYDRO-MORPHOLOGIQUE, EFFET SUR LA STRUCTURE DES COMMUNAUTES RIVERAINES 133

- Contrôles et effets du régime de perturbation sur la strate basse des boisements riverains : le cas des frênaies des la basse vallée de l'Ain 135
- Effet de l'endiguement sur la géométrie du chenal et la structure des unités pionnières : l'exemple de la basse vallée de la Drôme 159

Chapitre 4

POUR UNE GESTION COHERENTE DES MILIEUX FORESTIERS RIVERAINS 183

Références 218
Liste des figures 235
Liste des tableaux 238
Liste des photographies 239
Table des matières 240

Résumé

L'effet combiné des gradients physiques, des interactions biotiques et des impacts anthropiques, le tout dans un cadre temporel évolutif, donne aux forêts alluviales l'aspect d'une mosaïque complexe où se juxtaposent, dans l'espace et dans le temps, des milieux variés et diversifiés. Si, depuis plus de trente ans, les études ont décrit, qualitativement, les liens qui unissent la végétation des plaines alluviales et la dynamique hydro-morphologique du chenal, certains aspects ont été peu abordés (Chapitre 1). C'est pourquoi, nous avons analysé, quantitativement, l'impact de l'évolution hydro-morphologique du chenal sur les flux d'eau et de sédiments et donc sur les boisements riverains dans les hydrosystèmes rhodaniens. Dans ce contexte, les contrôles anthropiques ont été explicitement intégrés dans l'analyse de l'évolution des structures et des flux. De fait, deux questions scientifiques ont été abordées.

Dans un premier temps (Chapitre 2), une approche temporelle de la dynamique de la végétation riveraine à l'échelle de la seconde moitié du 20e s a été développée. Au niveau du paysage (Chapitre 2-A), le contrôle anthropique apparaît très important, aussi bien pour l'évolution des surfaces boisées, que pour la structuration spatiale du corridor naturel. Ainsi, nous avons montré que l'abandon des pratiques sylvicoles et pastorales peut être le moteur de la végétalisation des lits majeurs (Ain). A l'inverse, l'implantation de structures anthropiques dans le paysage réduit la superficie des milieux forestiers et provoque une fragmentation de l'ensemble du corridor (Arve). Lorsque la dynamique latérale du chenal peut s'exprimer, elle est à l'origine d'une plus grande diversité des unités paysagères. Cependant, nous avons mis en lumière un fort découplage géographique entre la dynamique de la zone interne du corridor et celle de la zone externe. Enfin, le caractère transitoire de la structure et de la diversité de la mosaïque paysagère a également été montré. A l'échelle des individus (Chapitre 2-B), l'analyse de la croissance ligneuse du frêne montre également que les contrôles hydro-morphologiques et anthropiques sont prépondérants pour la dynamique de la végétation riveraine à moyen terme. De fait, la position altitudinale d'une placette contrôle en grande partie son degré de connexion hydrologique ; sur l'Ain, un effet de seuil a pu être identifié pour la croissance du frêne entre des débits de connexion de 750 $m^3.s^{-1}$ et de 1000 $m^3.s^{-1}$. De plus, la structuration spatiale du substrat est également, pour le frêne, un facteur important contrôlant sa croissance radiale. L'analyse de la prospection racinaire de cette essence met en évidence un double contrôle au niveau du substrat : un contrôle édaphique (présence d'horizons impénétrables, ex. : le toit de galets) et un contrôle hydrologique (présence d'une nappe permanente ou semi-permanente). Evidemment, structure et fonctionnement sont intimement liées et nos résultats indiquent que la mobilité du chenal, en modifiant de façon significative le patron hydrologique et sédimentaire, affecte les conditions écologiques au sein de la plaine. De même, dans les corridors riverains soumis à une pression anthropique importante, le développement d'activités consommatrices d'eau entraîne une modification de la répartition spatiale et temporelle des flux au sein de l'hydrosystème.

Dans un deuxième temps (Chapitre 3), nous avons travaillé à une échelle de temps plus courte et à l'échelle spatiale de la communauté végétale. Dans la strate basse des boisements post-

pionniers (frênaie) du corridor de l'Ain (Chapitre 3-A) aussi bien que dans les unités pionnières (saulaies) de la Drôme (Chapitre 3-B), nous avons montré que les conditions écologiques d'une unité varient non seulement en fonction de sa position dans l'hydrosystème à un instant donné, mais aussi au gré de l'évolution de la géométrie du chenal. Cette évolution résulte de l'ajustement aux conditions de débits, solide et liquide, au sein du chenal ; elle est donc liée à la dynamique de l'ensemble du tronçon fluvial : mobilité du chenal (incision sur l'Ain), effet des aménagements anthropiques (endiguement sur la Drôme). Concernant les communautés végétales, la position spatiale et la dynamique du tronçon se traduisent par des niveaux contrastés de connexion hydro-sédimentaire et donc de régime de perturbation. L'expression des processus hydrologiques et sédimentaires se répercute ainsi sur la communauté, en termes de composition, de structure, de régénération ou de diversité. Le rôle important joué par la dynamique des sédiments fins dans les forêts alluviales est alors souligné par nos résultats. En effet, l'érosion et le dépôt de sédiments constituent les processus primordiaux du caractère perturbant d'une crue. De plus, la granulométrie et l'épaisseur du substrat constituent un filtre à l'origine d'une sélection des espèces arbustives dans les milieux pionniers. Notons que cette dynamique des sédiments fins est sous le contrôle de la dynamique hydro-morphologique de l'ensemble du tronçon.

Les exemples développés dans notre travail font apparaître une véritable géographie des facteurs de contrôle liée à l'expression différenciée des conditions hydro-morphologiques mais aussi une empreinte anthropique toujours présente. Par exemple, l'influence de la mobilité du chenal sur la croissance et la régénération ligneuse ainsi que le contrôle exercé par la dynamique sédimentaire sur le paysage et les communautés riveraines constituent des arguments importants pour développer une gestion cohérente des lits fluviaux et de leurs marges boisées. Pour cela, après avoir rappelé la spécificité des boisements alluviaux, nous proposons des éléments stratégiques de gestion, concernant notamment : la cohérence géographique des boisements à gérer, le diagnostic fonctionnel de ces forêts, le choix des objectifs de gestion, la prise en compte du contexte hydro-morphologique et de son évolution, la réhabilitation des sites et la cohérence des outils législatifs et financiers permettant d'agir dans ce domaine (Chapitre 4).

Enfin, les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse permettent de discuter les notions de connexion physique (hydrologique et sédimentaire), de contraintes anthropiques et de trajectoire écologique (Conclusion).

Abstract

Floodplain forests present a complex and diversified mosaic of vegetation units, which result from a combination of physical and temporal gradients, biotic interactions and human pressures. Qualitatively, the links between vegetation and hydro-morphological processes have been explored by several authors, but some aspects remain poorly documented (Chapter 1). In this thesis, we analyse, quantitatively, the impact of the hydro-morphological evolution of the channel on water and sediments fluxes, and thus on floodplain forests of Rhodanian hydrosystems.

At first, a temporal framework for examining the vegetation dynamics during the second part of the 20th century is developed (Chapter 2). At the landscape scale (Chapter 2-A), human control is fundamental to both the evolution of the surfaces and the structural characteristics of the corridor. Thus, we show that abandonment of forestry and pastoral practices can lead to an increase in floodplain vegetation cover (Ain River). Conversely, human activities can reduce forested cover and lead to its fragmentation (Arve River). Where lateral channel mobility occurs, the diversity of the landscape mosaic is increased. However, we highlight a strong geographical decoupling between the internal zone of the corridor and the external one. Finally, the transitory nature of the structure and diversity are discussed. At the individual scale (Chapter 2-B), radial growth analysis of ash along the Rhône River and its tributaries also show that hydro-morphological and human processes are the dominant controls. The altitude of a site is the most important control on the degree of hydrological connection; on the Ain River a threshold has been identified between a flow of 750 $m^3.s^{-1}$ and 1000 $m^3.s^{-1}$. Furthermore, the spatial pattern of sediment deposits can greatly affect ash growth. Indeed, analysis of the root systems shows a double control: an edaphic control (pebble layer as an impenetrable horizon) and hydrologic control (high groundwater level). Obviously, process and pattern are strongly linked and our results show that bed mobility, by modifying topographical pattern connection and sediment dynamics, changes ecological conditions within the floodplain. In highly human-influenced systems, human activities alter the distribution of temporal and spatial fluxes.

Second (Chapter 3), we worked at a smaller timescale and at the community level. For both the understory strata of post-pioneer forests of the Ain River (Chapter 3-A) and pioneer communities of Drôme River, we demonstrate that ecological conditions are influenced not only by the spatial position of a unit, but also by the geometrical evolution of the bed. This evolution depends on reach dynamics: bed mobility on the Ain River; embankment on the Drôme River. For riparian communities, contrasts in the degree of connection and disturbance result in different community composition, structure, regeneration and diversity. We highlight the role of fine sediment dynamics within forested ecosystems. Thus sediment erosion and deposition is a main process in term of disturbance impact. In pioneer communities, sediment grain size and thickness act as an important filter for ligneous species selection. We also show how fine sediment dynamics are controlled by reach-scale processes.

The examples developed in this work show a geographical pattern of key factors linked with hydro-morphological conditions and human influences. They constitute a significant argument for promoting a consistent management strategy for fluvial systems and floodplain forests, with practices that consider the evolution of all hydrosystem components (bed, groundwater etc.). For this purpose, after noting the specificities of floodplain forests, a strategic framework is proposed that addresses the spatial coherence of forests, functional diagnosis, the choice of management, taking into account the hydro-morphological context, site rehabilitation, and the legal and financial tools available (Chapter 4).

Finally, the results obtained within the framework of this thesis make it possible to discuss the concepts of physical connection (hydrological and morphological), human pressures, and riparian path (Conclusion).

PREAMBULE

A/ Contexte de recherche

La répartition des flux d'énergie et de matières au sein de la plaine alluviale est variable dans le temps et dans l'espace. L'évolution progressive et la modification brutale de ce patron, qu'elles soient d'origine naturelle, anthropique ou les deux, se traduisent par un ajustement permanent des formes fluviales et des communautés biologiques aux nouvelles conditions. Depuis les 40 dernières années, notre compréhension de la structure et du fonctionnement des corridors alluviaux s'est accrue de manière significative. Les liens entre la dynamique des versants, les formes fluviales, les communautés végétales et les actions anthropiques ont été largement explorés et décris dans de nombreux contextes géographiques.

Ce capital de connaissances et l'évolution des techniques d'acquisition et de traitement des données permettent aujourd'hui :

- de formuler des questions scientifiques plus précises,
- de quantifier l'importance relative des facteurs de contrôle,
- de modéliser et prévoir la réponse du système,
- de proposer des actions de gestion et de restauration et, donc,
- de répondre à une demande sociale, ou du moins à une certaine attente sociale.

Notre travail s'inscrit pleinement dans cette évolution et propose d'aborder le thème de la **connaissance et de la gestion des boisements en plaine alluviale en relation étroite avec la dynamique fluviale dans les hydrosystèmes anthropisés**. En effet, si les valeurs écologiques, économiques et sociales des boisements riverains des cours d'eau sont aujourd'hui largement reconnues, dans la pratique, la gestion de ces milieux forestiers reste difficile à mettre en œuvre. Prise en compte de la complexité physique et biologique d'une mosaïque de milieux, éléments concrets de prospective concernant l'évolution des conditions de milieu, retours d'expériences sur la dynamique des peuplements et sur les impacts anthropiques, autant d'éléments qui font défaut lors de la mise en place des plans de gestion. Dans ces forêts, où les enjeux environnementaux sont particulièrement forts, des expériences locales montrent bien la nécessité d'une gestion revisitée intégrant potentialités physiques et enjeux sociétaux, mais surtout faisant une large place à l'intégration effective des différents compartiments de l'hydrosystème.

Notre objectif est ainsi d'**approfondir la compréhension des relations fondamentales entre un cours d'eau et les boisements qui le bordent** (quel est le rôle de la dynamique fluviale dans la structuration et le fonctionnement du corridor fluvial ?) et d'**apporter des éléments concrets pour la gestion de l'hydrosystème** (comment prévoir l'évolution des boisements à partir de ce que l'on sait du comportement du cours d'eau et intégrer ces connaissances dans les pratiques de gestion ?).

Ce travail s'appuie en grande partie sur les résultats acquis dans le cadre d'un contrat de recherche, intitulé "Réponse de la végétation riveraine à la dynamique fluviale : éléments pour

la gestion des boisements en plaine alluviale" et réalisé au sein de l'UMR 5600 "Environnement Ville Société" du CNRS en collaboration avec l'ONF, le SIVU du bassin versant de la basse vallée de l'Ain, les Réserves Naturelles (RN) de l'île de la Platière et des Ramières du Val de Drôme et avec le soutien financier de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. Il s'appuie également sur des travaux menés dans le cadre du programme européen LIFE "Forests for water". Enfin, Il a été rendu possible par l'obtention d'un poste d'allocataire/moniteur à l'université Lyon 3 pendant 3 ans, ainsi que d'un poste d'ATER à l'université Lyon 2 pendant 2 ans. Ces travaux ont abouti à la rédaction d'un guide de gestion des forêts riveraines de cours d'eau (Dufour & Piégay, 2004).

B/ Organisation générale du manuscrit

Cette thèse est organisée en quatre chapitres, hormis ce préambule et la conclusion générale.

Le premier chapitre présente **les différents cadres de l'activité de recherche** : cadre **thématique**, cadre **géographique** et cadre **méthodologique**. Il s'agit :

- de dresser un état de la question concernant les facteurs de contrôle structurant les forêts alluviales,
- d'identifier, à partir de cette synthèse, une problématique déclinée sous forme de questions scientifiques,
- de décrire les caractéristiques générales des tronçons fluviaux étudiés et, enfin,
- d'exposer les principes méthodologiques soutenant l'analyse produite.

Les chapitres deux et trois constituent le développement des questions scientifiques retenues ; ainsi, sont abordés successivement les thèmes :

- **de la dynamique temporelle des boisements** à l'échelle du corridor et des individus sous contrainte fluviale et anthropique, et
- **des facteurs de contrôle du niveau de connexion hydrologique et morphologique et de l'influence** de cette connexion sur la **structuration des communautés végétales** dans deux milieux forestiers à des stades successionnels différents.

Enfin, le dernier chapitre propose des éléments opérationnels pour une **gestion cohérente** des lits fluviaux et de leurs marges boisées.

Chapitre 1

CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET OBJET D'ETUDE

A/ Cadre thématique : les facteurs de contrôle des forêts riveraines
1. Une interdisciplinarité nécessaire
2. Les forêts riveraines, un compartiment de l'hydrosystème
3. Les processus physiques structurant les boisements riverains
4. Les forêts riveraines, un compartiment des hydrosystèmes anthropisés
5. Problématique de recherche

B/ Cadre géographique : les hydrosystèmes rhodaniens
1. Les tronçons du Rhône
2. La basse vallée de l'Arve
3. La basse vallée de l'Ain
4. La basse vallée de la Drôme

C/ Cadre méthodologique : démarche et outils d'analyse
1. La démarche méthodologique et les sources de données
2. Les échelles d'études
3. L'analyse quantitative des données

A/ Cadre thématique : les facteurs de contrôle des forêts riveraines

1. Une interdisciplinarité nécessaire

La présentation des bases conceptuelles et théoriques constitue un préalable indispensable à tout travail de recherche (Brown, 1996) ; elle revêt une signification particulière dans le cadre des travaux interdisciplinaires. En effet, compte tenu du sujet abordé dans cette thèse, ces bases sont multiples et proviennent inévitablement de plusieurs champs disciplinaires.

- **Géomorphologie fluviale** : étude des formes de surface du relief terrestre liées à l'activité des cours d'eau et des processus qui contrôlent cette activité.
- **Biogéographie** : étude de la répartition des organismes vivants et de ses causes.
- **Ecologie végétale** : étude des relations des organismes végétaux vivants entre eux et avec le milieu qui les entoure.

L'enjeu consiste alors à intégrer les concepts, les théories et les divers outils de ces champs afin de proposer une réelle démarche interdisciplinaire et de produire ainsi une analyse géographique pertinente.

L'intérêt d'une démarche interdisciplinaire dans l'analyse des objets complexes n'est plus à prouver (Jollivet, 1992), pourtant dans la pratique, l'intégration reste difficile à réaliser dans la mesure où les champs disciplinaires qui nous servent de base sont eux-mêmes composites. En effet, ces derniers, trop complexes pour générer de réels paradigmes, suivent difficilement le modèle classique de construction de la pensée scientifique, proposé par Kuhn (1970) en référence aux sciences dites "classiques" (physique, biologie) ; ceci est surtout criant pour la géomorphologie (Sherman, 1996 ; Graham & Dayton, 2002). Sans paradigmes pour guider le développement de la recherche, l'essor de sciences composites doit beaucoup aux interactions personnelles (Osterkamp & Hupp, 1996).

Si la tâche est délicate, elle est facilitée depuis les années 1970 par la diffusion au sein de la communauté scientifique de **la théorie des systèmes** (Chorley & Kennedy, 1971 ; Rosnay, 1975 ; Bennett & Chorley, 1978). Cette diffusion a permis que l'étude des objets complexes soit mieux acceptée par la communauté scientifique et que cet effort soit réalisé de manière concomitante par plusieurs disciplines.

2. Les forêts riveraines, un compartiment de l'hydrosystème

Rapidement adoptée par les géomorphologues, l'approche systémique a permis de décrire les cours d'eau comme des **systèmes fluviaux** structurés par des transferts longitudinaux d'eau et de matières de l'amont vers l'aval, avec une succession de zones dominées par des processus différents : production, transfert et stockage des sédiments (Schumm, 1977) (fig. 1.1A). Ce système est un jeu complexe de processus/réponses qui fait intervenir des variables agissant à

différentes échelles (topographie, géologie, climat, végétation…). Ainsi, dans les plaines alluviales, les caractéristiques géométriques du chenal sont sous le contrôle de facteurs clés comme le débit liquide, le débit solide et la végétation. Les variations des conditions d'écoulement et du transport solide provoquent un ajustement permanent du lit autour d'un état d'équilibre dynamique correspondant à un style géomorphologique particulier (tressage, méandrage…). Selon le concept de **continuum du milieu fluvial** (fig. 1.1B), ce gradient amont/aval des conditions physiques structure la répartition des communautés biologiques avec, par exemple, une modification longitudinale de la composition des peuplements de poissons ou de macro-invertébrés (*River Continuum Concept*, Vannote *et al.*, 1980).

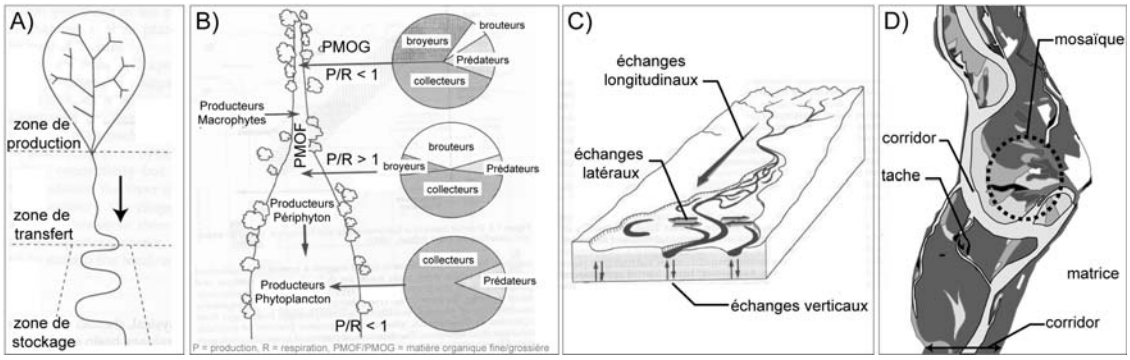


Figure 1.1 – Concepts clés dans l'étude de plaines alluviales (modifié d'après Schumm, 1977 ; Vannote* et al.*, 1980 ; Amoros & Petts, 1993)

Cette structuration longitudinale, qui s'exprime au sein d'un réseau hydrographique, est bien caractérisée pour le chenal actif. Dans l'étude des plaines alluviales, cette conception systémique des processus a été élargie pour prendre en compte les relations dynamiques qui unissent les différents compartiments de cet espace (chenal, bras morts, forêts, prairies…). Ainsi, Junk *et al.* (1989) et Tockner *et al.* (2000) utilisent l'image d'une pulsation pour illustrer comment le régime des crues influence fortement l'ensemble des écosystèmes de la plaine d'inondation (Flood Pulse Concept).

L'importance des échanges, longitudinaux mais aussi latéraux et verticaux, dans l'étude de la dynamique fluviale et des processus biologiques justifie la vision systémique du concept d'**hydrosystème fluvial** (Roux, 1982 ; Bravard *et al.*, 1986 ; Amoros *et al.*, 1987 ; Amoros & Petts, 1993) (fig. 1.1C). Ces auteurs décrivent la plaine alluviale comme un éco-complexe (au sens de Blandin & Lamotte, 1985) composé d'écosystèmes (ou de compartiments) reliés entre eux par des flux nombreux. Ils insistent sur trois caractéristiques fondamentales des échanges :

- ils sont bidirectionnels,
- ils se déroulent dans un espace à quatre dimensions (longitudinale, transversale, verticale et temporelle), et
- leur principal vecteur est l'eau.

Ce système est un élément du système fluvial des géomorphologues. Il est hiérarchisé (au sens de Allen & Starr, 1982), c'est-à-dire composé de plusieurs éléments qui s'emboîtent les uns dans les autres : les secteurs fonctionnels (ex. : tronçon de tressage), les ensembles fonctionnels, les unités fonctionnelles et les micro-habitats.

L'écologie du paysage a également produit un *corpus* de termes permettant de caractériser la végétation terrestre au sein de l'hydrosystème : **taches (*patch*), matrice, corridor, mosaïque** (fig. 1.1D). Le paysage est ainsi une mosaïque hétérogène de taches correspondant à des écosystèmes dont les limites sont discrètes. Le corridor fluvial (*stream corridor*) est défini par Forman & Gordon (1986) comme la bande de végétation naturelle située le long d'un cours d'eau qui se différencie de la matrice environnante (Malanson, 1993). Il comprend la berge, la plaine d'inondation et une partie des terrasses alluviales.
A l'échelle régionale, cette unité paysagère apparaît comme un ensemble relativement uniforme mais, localement, la présence et la mobilité du chenal actif génère des contraintes sédimentaires et hydrologiques particulières. Il en résulte une grande variabilité des conditions de milieu et la mise en place d'une mosaïque de biotopes différents à l'origine d'une grande diversité tant paysagère que biologique. Quelque soit l'échelle considérée, le corridor possède un caractère très marqué d'écotone avec toutes les propriétés que cela induit : filtre, échange, diversité… (Odum, 1978 ; Naiman & Décamps, 1990 ; Naiman & Décamps, 1997). A l'échelle de la plaine, ce corridor est une zone de transition entre systèmes aquatiques et systèmes terrestres ; la forte imbrication des entités en son sein donne naissance à un linéaire très important de lisière.

Ripisylve, forêt alluviale, boisement riverain, boisement de berge, forêt d'inondation… les appellations pour dénommer les formations arborées situées en bord de cours d'eau sont nombreuses et portent parfois à confusion. Tous ces termes comportent une double référence.

- Une **référence structurale** renvoyant au type de formation végétale : forêt, boisement.
- Une **référence spatiale** de localisation de cette formation : rive, berge, sur alluvions, zone inondée.

Décomposer ainsi les différentes dénominations reporte la difficulté sur la définition d'une forêt ou d'un boisement et sur la délimitation de la berge, de la rive... Or, à chaque auteur, en fonction de son contexte géographique, de sa problématique et de son expérience scientifique, correspond une idée de la rive (portion située à proximité immédiate du cours d'eau ou vision plus large) ou de la forêt (chaque pays d'Europe possédant sa propre définition officielle de la forêt ; Schuck *et al.*, 2002). De fait, l'ambiguïté des termes est plus souvent entretenue par une présentation trop vague de l'objet d'étude que par des différences fondamentales. 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. En anglais, Fischer *et al.* (2001) n'observent pas de définition unanimement acceptée des zones ripicoles et ils dénombrent près de 36 termes différents dans les revues scientifiques pour la végétation adjacente à un système aquatique.

Au-delà du terme employé, il nous semble donc plus important, à l'instar de Pautou *et al.* (2003) dont nous suivrons la terminologie, de bien caractériser l'objet étudié dans le cadre de cette thèse (les termes "forêt alluviale", "boisement riverain" et "ripisylve" seront, par la suite, employés indifféremment ; toutefois, le mot "ripisylve" sera peu utilisé car, dans la pratique, il reste souvent associé à des formations linéaires étroites localisées en bord de chenal) :

- **unités végétales dont les espèces structurantes sont des arbres**. L'acceptation est ici dynamique, elle inclut les unités à bois tendres (dominées par les genres *Salix*, *Populus*, *Alnus*), à bois durs (genres *Fraxinus*, *Acer*, *Ulmus*, *Quercus*) et tous les stades intermédiaires entre boisements pionniers et matures. Comme tous les peuplements forestiers, ces unités se distinguent des autres écosystèmes par un certain nombre de caractéristiques : croissance en hauteur, forte consommation d'énergie, bon rendement énergétique et flux intenses, stockage important de biomasse, capacité à s'imposer, longévité, relative fragilité et capacité de régénération (Otto, 1998) ;
- **unités végétales incluses dans l'hydrosystème**. Ces boisements possèdent un certain nombre de caractéristiques communes à l'ensemble des écosystèmes forestiers, mais ils s'en distinguent par la proximité du cours d'eau. Celle-ci ne se limite pas à une distance spatiale, elle possède aussi une signification fonctionnelle. En effet, il existe un réseau complexe de relations entre la forêt alluviale et les autres compartiments aquatiques de l'hydrosystème (chenal, nappe phréatique). Ces relations se concrétisent 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... (Brinson, 1990 ; Hughes, 1997 ; Schnitzler, 1997 ; Pautou *et al.*, 2003) ;
- **unités végétales ancrées dans l'espace**. Elle participent à la constitution d'un territoire avec une échelle donnée, une histoire et une organisation, toutes trois plus ou moins influencées par les sociétés humaines (Beroutchachvili & Bertrand, 1978 ; Dubois, 1987 ; Houzard, 1987). Comme nous le verrons dans le cadre de cette thèse, ces influences sont nombreuses, directes et indirectes, plus ou moins réversibles et s'expriment à plusieurs échelles spatiales et temporelles.

3. Les processus physiques structurant les boisements riverains

Les forêts alluviales font partie de l'hydrosystème ; la compréhension de leur structure et de leur dynamique doit donc intégrer **les flux de matières et d'énergie** structurant les plaines alluviales. En effet, ces flux sont à l'origine de la mise en place et de l'évolution de formes fluviales variées : chenal, bancs de convexité, îlots mobiles, îlots végétalisés, bras morts... Au sein de chaque forme, ils assurent des conditions écologiques particulières. Ainsi, il existe un lien étroit entre le patron des processus hydro-géomorphologiques et le patron de répartition de la végétation, et ceci à différentes échelles (Van Coller *et al.*, 1997 ; Church, 2002).

- Sur l'ensemble du réseau hydrographique, la succession de secteurs aux dynamiques hydrologiques et de transport solide différentes se traduit par des caractéristiques différentes en matière de peuplement végétal, qu'il s'agisse de composition floristique, de diversité ou de stratégie végétale (Nilsson *et al.*, 1989 ; Tabacchi *et al.*, 1996).

- A l'échelle d'un tronçon, les différentes formes fluviales (bancs, chenaux, basses, terrasses...), qui, par leur genèse et leur évolution, présentent des conditions topographiques, hydrologiques et pédologiques différentes, possèdent chacune une végétation spécifique (Hupp & Osterkamp, 1985 ; Richards *et al.*, 2002).
- Enfin, au sein d'une même forme fluviale, des liens étroits entre processus géomorphologiques et distribution de la végétation sont également observés (Brierley & Cunial, 1998 ; Robertson & Augspruger, 1999).

Les **flux d'eau sont prépondérants**, dans la mesure où ils servent de vecteur préférentiel aux autres flux que sont les sédiments, les nutriments et les matériaux biologiques. Le dépôt et l'érosion des sédiments transportés par l'eau créent des formes fluviales et donc des espaces de colonisation pour les forêts riveraines (Reineck & Singh 1980 ; Page & Nanson, 1982). Lorsque ces processus sont intenses, ils sont susceptibles de régénérer, voire de détruire, ces boisements. La dynamique de l'eau et des sédiments est également fondamentale pour les échanges de nutriments essentiels à la croissance de la végétation (Trémolières *et al.*, 1998 ; Carlyle & Hill, 2001 ; Maître *et al.*, 2003), et de matériaux biologiques assurant la propagation des espèces (Thébaud & Debussche, 1991 ; Huges & Cass, 1997 ; Goodson *et al.*, 2002 ; Nilsson *et al.*, 2002 ; Tabacchi *et al.*, 2005).

La distribution spatiale, la répartition temporelle et l'amplitude de ces flux au sein d'un tronçon de plaine alluviale sont contrôlées par **des facteurs externes et internes à ce tronçon** (fig. 1.2). Si, dans une logique d'échelles emboîtées et de contrôles asymétriques, les structures de faible extension spatiale subissent l'influence des facteurs de contrôle de l'échelle supérieure, il existe également des influences internes à chaque échelle et des rétroactions vers les échelles supérieures (flèches en pointillé de la Figure 1.2) (Friedman *et al.*, 1996b ; Clarke, 2002).

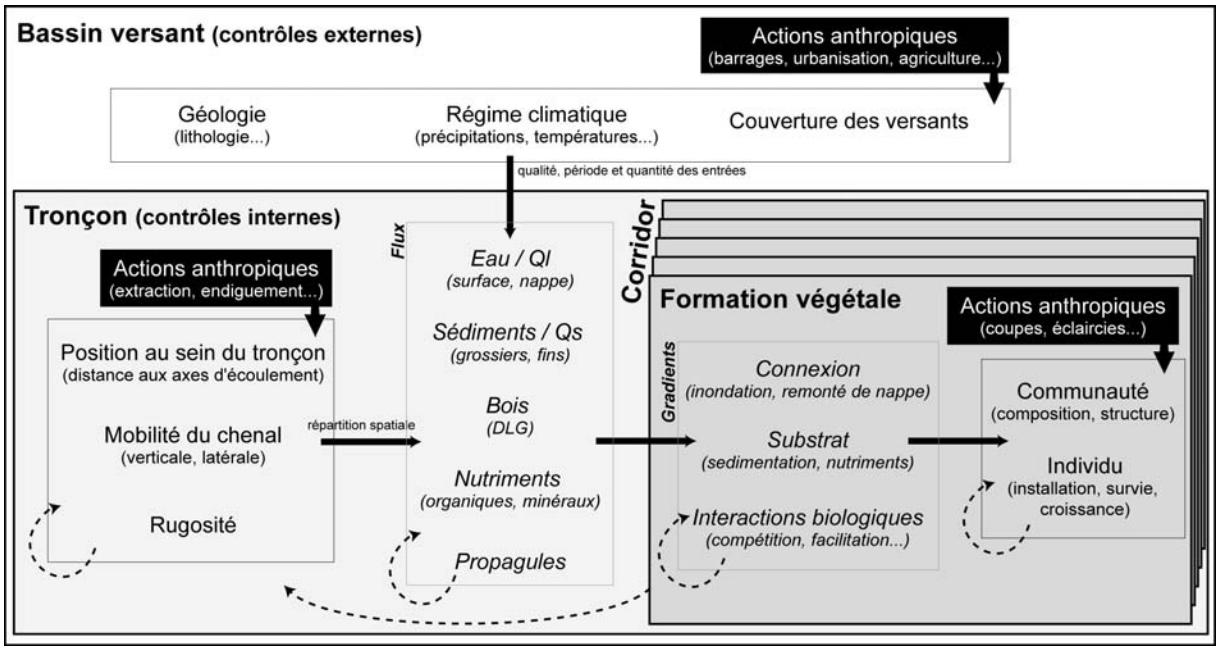


Figure 1.2 – Schéma conceptuel des facteurs de contrôle des flux structurant les boisements riverains

3.1. Les contrôles externes, à l'échelle du bassin versant

Les facteurs externes s'expriment à l'échelle du bassin versant et du réseau hydrographique. Ils affectent essentiellement la **quantité totale** d'eau, de sédiments, de nutriments et de matériaux biologiques entrant dans un tronçon ainsi que la **distribution temporelle** de ces entrées.

Le **régime climatique** du bassin versant en amont et au niveau d'un tronçon contrôle la quantité potentielle d'eau susceptible d'atteindre ce tronçon (rapport entre les précipitations totales et l'évapotranspiration), les périodes de l'année durant lesquelles les volumes les plus importants ou les plus faibles sont introduits et la durée de ces périodes. De même, **la forme, la nature géologique et l'occupation des sols** (urbanisation, type de végétation…) du bassin versant influencent la part d'eau issue des précipitations et restituée au réseau hydrographique, ainsi que la rapidité de cette restitution (intensité du ruissellement et temps de concentration des écoulements).

Concernant les sédiments, les forêts alluviales constituent, au sein du bassin versant, des zones de stockage où les phénomènes d'érosion restent locaux (ex. : berges). Ce stockage concerne généralement des sédiments plus fins que ceux transportés ou stockés dans le lit mineur (ou bande active). Schématiquement, les sédiments fins participent à la construction de la plaine par accrétion et à la spatialisation des conditions de milieux en fonction de leur patron de répartition, alors que les sédiments grossiers influencent les boisements riverains de façon plus indirecte, par le contrôle qu'ils exercent sur le patron morphologique du chenal. Ce dernier point, n'ayant fait jusqu'à présent l'objet que de peu d'analyses quantitatives, constituera un des fils directeurs de cette thèse.

A l'échelle du bassin versant, le transfert de sédiments se fait de l'amont vers aval. Ainsi, le type de sédiments que l'on peut rencontrer au sein d'un tronçon est-il étroitement lié à la nature des roches qui affleurent dans la partie amont du bassin. Les **mouvements de sédiments** se produisent préférentiellement en période de hautes eaux et surtout de crue. Par exemple, sur l'Adour, pendant une saison hydrologique, Brunet & Gazelle (1995) estiment que plus de 70 % des matières en suspension sont transportées uniquement lors de deux événements de crue. Le régime des crues et les caractéristiques de chaque événement (fréquence et intensité) influencent ainsi fortement les entrées et les sorties de sédiments pour chaque unité de la plaine (Steiger *et al.*, 2001a ; Jeffries *et al.*, 2003).

L'occupation des sols sur l'ensemble du bassin, et les changements importants d'activités, influencent les quantités de sédiments entrant dans le système (Jacobson & Coleman, 1986 ; Walling, 1999). Par exemple, dans les Pyrénées espagnoles, Ortigosa & Garcia Ruiz (1995) observent que le développement des plantations forestières à l'échelle d'un bassin versant entraîne une baisse des pics des crues et de la taille des sédiments mis en mouvement. La végétation réduit la production de sédiments en diminuant l'impact de la pluie et les forces de cisaillement (Prosser *et al.*, 1995 ; Quinton *et al.*, 1997). De même, dans un contexte climatique méditerranéen et un contexte géologique de marnes noires, c'est-à-dire très sensible à

l'érosion, Mathys (2003) mesure une production sédimentaire 160 fois plus importante dans un bassin qui présente 68 % de sols nus que dans un bassin recouvert de seulement 13 % de sols nus. Dans certains cas, l'évolution de la vitesse de sédimentation peut s'accompagner d'une modification de l'origine des sédiments (Owens & Walling, 2002 ; Piégay *et al.*, 2004).

Enfin, toutes les **actions anthropiques** affectant les conditions du bassin versant sont susceptibles d'influencer ces différents facteurs et donc de se répercuter en aval. Par exemple, dans des massifs forestiers de l'Oregon, Wemple *et al.* (2001) montrent comment, à l'échelle du bassin versant, la construction de routes forestières, en modifiant les conditions de drainage (Tague & Band, 2001), entraîne une augmentation de la production de sédiments. A l'inverse, la construction de retenues ou de barrages et la colonisation forestière des terres abandonnées du fait de la déprise rurale dans la partie amont du réseau hydrographique empêchent le transfert de la charge de fond du cours d'eau vers l'aval ; le déficit résultant modifie les conditions hydro-morphologiques en aval et donc la géométrie du chenal (Kondolf, 1997 ; Brandt, 2000 ; Liébault, 2003).

3.2. Les contrôles internes, à l'échelle du tronçon

Les facteurs internes de contrôle des flux au sein d'un tronçon de plaine alluviale varient d'une forme fluviale à l'autre. Ils sont fortement liés à la géométrie du chenal et à son évolution. Ces facteurs internes régissent surtout le **patron spatial** de répartition de chaque flux.

Les écoulements de surface

L'**écoulement d'eau libre** dans la forêt alluviale se produit lorsque le débit de plein bord est dépassé. La fréquence de retour de ce débit diminue de l'amont vers l'aval au sein du réseau hydrographique et sur les substrats perméables. Petit & Daxhelet (1989), sur 34 rivières de moyenne et haute Belgique, mesurent des valeurs de récurrence :

- inférieures à 0,4 an sur des petits cours d'eau à charge grossière en substrat imperméable,
- de 1,5 ans pour des rivières dont la superficie du bassin versant excède 1 000 km², et
- toujours supérieures à 2 ans pour des substrats perméables.

Lorsque le débit de plein bord est dépassé, **l'inondation** se déroule de manière progressive en fonction de la rugosité globale de la plaine et de la rugosité interne aux formes fluviales. L'eau suit un patron préférentiel d'écoulement qui dépend de l'environnement de la plaine : niveaux topographiques, chenaux de crue, présence de végétation et de bois mort… (Zwolinski, 1992 ; Piégay, 1997). Lors de la montée des eaux, les premiers milieux inondés sont les unités basses et proches du chenal et, dans la plaine, les micro-chenaux qui présentent des axes préférentiels d'écoulement. Puis, si le niveau d'eau monte encore, toute la plaine est inondée. Les flux d'eau peuvent également se faire par retour d'eau et par remontée de la nappe dans les points bas de la plaine. La présence de différents niveaux topographiques est liée à la forme du chenal, qui est elle-même le résultat d'ajustements morphologiques permanents, en réponse aux

modifications des conditions d'écoulement et de transport solide. Ce cadre topographique est donc instable dans le temps. La distance et l'altitude relatives entre le chenal et un point de la plaine peuvent être modifiées soit par la mobilité verticale du chenal (incision/exhaussement) soit par l'exhaussement de la plaine par sédimentation. La mobilité latérale du chenal peut également modifier la fréquence de connexion de la plaine. Par exemple, sur un système à méandres, Harvey & Schumm (1994) observent que la migration du chenal, en érodant les levées de berges, entraîne une diminution de la hauteur des berges et une augmentation de la fréquence de débordement.

Si, à l'échelle des différentes formes fluviales, la **topographie** (altitude et distance au chenal) est le principal facteur qui contrôle la répartition des écoulements de surface, à une échelle plus fine, la hauteur d'eau est également influencée par la présence de la végétation et des débris ligneux (Piégay, 1997). En effet, la végétation offre une résistance aux écoulements qui se traduit par (Klaassen & Van der Zwaard, 1974) :

- une réduction de la vitesse moyenne des écoulements,
- une modification de leur direction avec des zones de concentration et des zones de ralentissement et de retour d'eau, et
- une augmentation de la hauteur d'eau.

La **rugosité** liée à la végétation dépend de la taille, de la flexibilité et de la densité de cette végétation, ainsi que de la distribution et de la surface des feuilles (McKenney *et al.*, 1995 ; Brown & Brookes, 1997 ; Fathi-Maghadam & Kouwen, 1997).

Les écoulements souterrains

Les écoulements dans le chenal sont accompagnés par une masse d'eau qui transite à travers les sédiments de la plaine : la **nappe d'accompagnement** du cours d'eau. L'alimentation de cette nappe se fait par l'infiltration des précipitations, par des entrées d'eaux phréatiques qui proviennent des terrasses et des versants bordant la plaine et par des échanges avec l'eau du chenal (infiltration dans le lit mineur et débordement dans le lit majeur).

A l'échelle de la plaine, la **direction de l'écoulement** de la nappe d'accompagnement se fait selon deux composantes : (1) la composante longitudinale, liée à la pente de la vallée (elle donne des flux plus ou moins parallèles au cours d'eau), et (2) la composante latérale, qui dépend de la présence d'apports des versants et des terrasses et des échanges avec le cours d'eau. De ces deux composantes résultent des flux diagonaux.

Localement, la direction, le volume et la vitesse des flux d'eau dans les matériaux alluvionnaires dépendent des caractéristiques, de la distribution et des discontinuités des dépôts alluvionnaires au sein du chenal et dans la plaine (Creuzé des Châtelliers *et al.*, 1994 ; Woessner, 2000). Par exemple, les flux sont plus intenses dans les dépôts sableux et graveleux (conductivité hydraulique entre 2.10^{-5} et 3.10^{-3} $m.s^{-1}$) que dans les sols argileux (conductivité hydraulique de 2.10^{-9} $m.s^{-1}$). Même à très grande échelle, les flux demeurent le résultat d'une composante parallèle au chenal et d'une composante perpendiculaire (Hall, 1968 ; Larkin &

Sharp, 1992). Ponctuellement, dans le temps et dans l'espace, des conditions locales peuvent interférer sur le sens des écoulements : affleurement de substratum imperméable, digue, pompage, colmatage des berges… Les confluences avec d'autres cours d'eau modifient également les échanges entre nappe et chenal (Lambs, 2004).

Au cours de l'année, **les échanges entre la nappe et le chenal varient en fonction de la situation hydrologique**. A l'étiage, le chenal constitue une ligne de points bas drainant les flux, la nappe se vidange et soutient le débit du cours d'eau. L'écoulement se fait de manière oblique en direction du chenal et vers l'aval. En crue, la montée d'eau se manifeste dans un premier temps dans le chenal, dans la mesure où les écoulements libres se font plus rapidement que dans les sédiments. Dans ce cas, le cours d'eau n'est plus en position drainante, mais il alimente la nappe d'accompagnement. On parle alors de recharge de la nappe. L'élévation du niveau d'eau dans les sédiments est plus marquée et plus rapide aux abords immédiats du chenal (Birkhead *et al.*, 1995). Cela repousse les apports latéraux, l'écoulement est alors oblique depuis le chenal (Burt *et al.*, 2002). Lorsque la crue est débordante, il y a également des entrées d'eau par infiltration verticale (Winter *et al.*, 1998).

La mobilité du chenal peut modifier les échanges d'eau entre nappe et chenal. Par exemple, Schilling *et al.* (2004) observent, suite à l'incision d'un petit cours d'eau de l'Iowa, aux Etats-Unis, un accroissement de la pente de la nappe en direction du chenal et donc de l'effet de drainage. Dans le même temps, la largeur de la zone saturée par la montée d'eau en période de crue diminue.

Les dépôts des sédiments en forêt alluviale

Les dépôts sédimentaires sont fondamentaux, dans la mesure où ils assurent la mise en place d'un substrat nécessaire au développement des formations végétales. Leur entrée dans un tronçon est contrôlée par leur vecteur, c'est-à-dire les flux d'eau de surface. Il y a érosion lorsque, pour une taille et une densité données de sédiments, la vitesse des écoulements est supérieure aux conditions critiques de mise en mouvement des sédiments, et il y a dépôt lorsque ces vitesses, dites critiques, ne sont plus atteintes.
Durant un événement de crue, la sédimentation dans la plaine est maximale en phase de décrue, alors que l'érosion est plus importante en montée de crue. Mais chaque forme fluviale enregistre une phase maximale de sédimentation qui dépend de sa position dans le corridor et de sa micro-topographie (Zwolinski, 1992). La durée et l'emprise spatiale de l'inondation influencent également le budget sédimentaire d'une crue. La sédimentation au sein de la ripisylve dépend de facteurs locaux, notamment la topographie et la végétation, qui contrôlent **les conditions d'écoulement et de rugosité** (Steiger *et al.*, 2001b ; Jeffries *et al.*, 2003).

Verticalement et latéralement, la topographie joue sur la connexion hydrologique entre la forêt et le chenal principal. Plus une zone est connectée (basse, proche du chenal), plus la part des processus allogènes est élevée (apports des sédiments minéraux) et celle des processus autogènes faible (production de matière organique). A l'échelle micro-topographique, les zones

en creux, favorables à la stagnation de fortes hauteurs d'eau et à la décantation des sédiments en suspension, sont plus propices à la sédimentation que les zones de relief (Hupp & Morris, 1990 ; Hupp & Bazemore, 1993). Sur un secteur, ces différences se traduisent par **des taux de sédimentation et des tailles de sédiments variant d'un type de forme géomorphologique à l'autre** (plaine, île, ride, chenal latéral) et **au sein même de chaque forme** (Piégay, 1995 ; Peiry, 1997 ; Brunet, 1997 ; Walling & He, 1998 ; Berger, 2000 ; Gautier *et al.*, 2000 ; Steiger & Gurnell, 2003).
Schématiquement, la **sédimentation est forte à proximité immédiate du chenal**, puis diminue rapidement dans la forêt alluviale, avec des flux d'eau filtrés par la végétation contenant de moins en moins de sédiments. Sur le Severn River, une rivière à méandres de Grande Bretagne, Steiger *et al.* (2001a) identifient une plage de dépôts maximums située à l'interface de la zone où les vitesses sont les plus fortes et l'inondation plus longue et de la zone d'inondation plus courte avec des vitesses plus faibles.

Les apports de sédiments dans la plaine entraînent un **exhaussement** progressif de celle-ci par rapport au chenal et donc des débordements moins fréquents. Ainsi, le taux de sédimentation décroît-il lorsque l'âge des surfaces augmente (Nanson & Beach, 1977). Sur les berges et les îles récentes de la Loire, Gautier *et al.* (2000) enregistrent un taux de sédimentation maximum de 20 $cm.an^{-1}$. Sur une île végétalisée dans le lit endigué de l'Isère dans le Grésivaudan, Allain-Jegou (2002) indique, pour une dizaine d'événements de crue, des valeurs variant entre 5 et 48 cm par crue (selon la durée de la crue). Sur les bancs de convexité de l'Ain, Berger (2000) mesure une sédimentation maximale de 29 $cm.an^{-1}$; elle observe également une décroissance très rapide de ce taux avec l'âge des unités. Pour des peuplements plus anciens, les valeurs sont plus faibles :

- entre 0,5 et 2,5 $cm.an^{-1}$ sur une période de 30 ans dans la ripisylve garonnaise (Steiger *et al.*, 2001b) ;
- entre 0,11 et 2,4 $cm.an^{-1}$ pour des surfaces âgées de 15 à 45 ans dans les bouchons alluviaux de la basse vallée de l'Ain (Piégay *et al.*, en prep.) ;
- de 0,45 à 0,91 $cm.an^{-1}$ dans les forêts alluviales intra-digues du Rhin sur la période 1860/1970 (Carbiener *et al.*, 1993).

La **distribution des sédiments selon leur taille** se fait globalement selon un gradient latéral depuis le chenal : des sédiments grossiers (flux encore intenses) vers les plus fins. Ce patron est rencontré aussi bien en milieux ouverts de type prairie que sous forêt (Carbiener *et al.*, 1993 ; Walling *et al.*, 1997 ; Zhao *et al.*, 1999 ; Dufour, 2001) ; il semble cependant que sous forêt la variabilité des dépôts soit plus forte (Steiger *et al.*, 2001a). La distance au-delà de laquelle la granulométrie diminue est comprise, selon les contextes, entre 20 et 50 m ; au-delà de cette zone, elle devient également plus variable. Des sédiments sableux peuvent être observés loin du chenal sur des niveaux topographiques élevés. Il s'agit le plus souvent de surfaces pionnières ayant connu une déconnexion brutale (incision rapide, endiguement) et donc une faible sédimentation.

Si le patron topographique explique en grande partie la répartition des sédiments, **ce patron n'est pas stable dans le temps**. Ainsi, l'incision du chenal principal réduit-elle la sédimentation

dans la plaine et sa capacité à stocker des sédiments, alors que l'exhaussement provoque une augmentation de la sédimentation dans les espaces riverains du chenal actif. Sur l'Ain, Piégay *et al.* (2000) montrent comment l'instabilité du chenal est un des facteurs de contrôle de la dynamique du comblement des anciens bras. Sur la Garonne, Steiger *et al.* (2001b) observent que l'incision du lit entraîne une augmentation relative de l'altitude de la plaine alluviale, ce qui a pour effet, à régime hydrologique constant, de limiter la fréquence des débordements. Cette augmentation relative de l'altitude peut également se produire par un exhaussement de la plaine suite à un stockage important des sédiments, comme l'a observé Wyzga (1999) sur deux cours d'eau en tête du bassin de la Vistule en Pologne. De même, les déplacements en plan du chenal modifient la connexion plaine/chenal en éloignant ou en rapprochant le chenal d'un point donné. Par exemple, sur des méandres de la Beatton River en Colombie Britannique, Nanson & Beach (1977) mesurent une migration du chenal de 0,3 et 0,7 m par an. De fait, un point en bord de chenal peut se retrouver, après 100 ans, à plus de 50 m du chenal. Comme généralement la sédimentation est plus forte en berge que dans la forêt, ce point voit sa vitesse de sédimentation diminuer, toutes choses étant égales par ailleurs.

Enfin, notons que dans la mesure où la végétation offre une résistance aux écoulements, elle ralentit la vitesse des écoulements et, donc, diminue la capacité de transport des sédiments. Ces caractéristiques hydrauliques de la végétation sont d'ailleurs utilisées pour le contrôle de l'érosion des sols agricoles en plaine alluviale (Dalton *et al.*, 1996). Cependant, Brueske & Barret (1994) observent, dans une zone humide expérimentale, que l'effet de la végétation n'est plus significatif lorsque les hauteurs d'eau deviennent trop importantes. Si, globalement, la végétation favorise le dépôt de sédiments, elle influence aussi leur remaniement lors des crues suivantes (Abt *et al.*, 1994). Le rôle de tampon joué par la végétation est quantitativement important (Daniels & Gilliam, 1996), il est aussi dynamique et non linéaire. Il est dynamique, car si la végétation a un effet direct sur la sédimentation, elle est également influencée par cette dernière (système d'actions/rétroactions) et non linéaire, car il varie selon la structure du peuplement (densité, hauteur) et la période de l'année (période de repos ou période de végétation). La strate arborée de la forêt alluviale joue également un rôle important en produisant des débris ligneux (Piégay, 1993 ; Gurnell & Gregory, 1995 ; Brown, 1997).

3.3. Les conditions locales de milieu, à l'échelle de la formation végétale

Connexion et substrat

La structuration des peuplements végétaux en milieu riverain dépend essentiellement de trois facteurs interdépendants qui s'expriment le long de gradients plus ou moins continus : **topographie, hydrologie et pédologie** (Carbiener, 1983 ; Pautou, 1984 ; Carbiener *et al.*, 1985 ; Pautou & Décamps, 1985). La conjonction de ces trois gradients, et d'un gradient temporel de succession végétale, se traduit par un patron complexe de biotopes avec des potentialités (ressources) et des contraintes (stress et perturbations) différentes et donc par une mosaïque végétale diversifiée.

Le **gradient topographique** est hérité de la mise en place contemporaine des formes fluviales avec schématiquement des zones basses proches du chenal et des zones hautes sur la frange externe de la plaine. Ponctuellement, certaines formes rompent ce gradient ; c'est par exemple le cas des anciens chenaux qui forment des dépressions au sein de la plaine. Lorsque l'altitude augmente, l'intensité des perturbations liées aux flux hydrologiques et sédimentaires diminue ; cela modifie le rapport entre les processus allogènes et les processus autogènes, au profit de ces derniers (Pautou *et al.*, 1985a). Des essences ne tolérant que des inondations très courtes, voire des essences ligneuses collinéennes non caractéristiques des milieux alluviaux, sont alors susceptibles de se développer. De plus, l'écart entre le toit de la nappe alluviale et le sol s'accroît. Généralement, la baisse de l'influence du chenal principal est positivement corrélée avec la distance au chenal. Cette baisse d'influence se traduit au niveau de la végétation par une raréfaction des espèces rudérales et thérophytes, par un développement des espèces tolérant le stress et des géophytes et par une augmentation de la biomasse ligneuse, du nombre d'espèces non alluviales et des espèces compétitrices (Pautou, 1984 ; Pautou *et al.*, 1996).

Le **gradient hydrologique** s'exprime par une fréquence de submersion depuis les zones inondées en permanence (chenal, zones aquatiques péri-fluviales) vers les milieux submergés par des crues exceptionnelles. Ce gradient est fortement corrélé avec la position altitudinale de la surface considérée. Cependant, il est possible de rencontrer des milieux proches du chenal mais très secs du fait d'une granulométrie grossière très filtrante, comme par exemple sur un banc de galets. Le régime hydrologique (durée, fréquence et époque des crues) affecte la productivité de l'ensemble de l'écosystème (Megonigal *et al.*, 1997) mais également la dynamique végétale au sein de la communauté, notamment par l'intermédiaire des processus de compétition entre les différentes essences d'arbres tolérant plus ou moins les périodes d'inondation (Bowman & McDonough, 1991 ; Siebel & Blom, 1998) ou entre les espèces exotiques et/ou envahissantes et les espèces natives (Décamps *et al.*, 1995 ; Stoecker *et al.*, 1995). Les crues jouent également un rôle important dans la distribution des propagules (Huges & Cass, 1997).

Le **développement pédologique** en milieu riverain est contrôlé par les apports d'alluvions (sables, limons, argiles), par l'action de l'eau et par l'activité des organismes vivants du sol (Guénat *et al.*, 2003). A partir du moment où elles sont déposées, les alluvions fluviatiles enregistrent une amorce de développement pédologique qui les modifie. De fait, après la stabilisation de la surface, le sol connaît une altération des matériaux d'origine et une incorporation progressive de la matière organique. Il y a ainsi passage de sols alluviaux peu évolués (fluviosols bruts) à des sols alluviaux peu humifères (fluviosols typiques), puis à des sols alluviaux brunifiés (fluviosols brunifiés). La baisse d'influence du chenal, le long des gradients topographiques verticaux et transversaux, s'observe au niveau de la pédologie, avec des sols à la texture plus fine et à la teneur en matière organique plus forte dans les unités hautes et éloignées du chenal (Pautou *et al.*, 1996 ; Nakamura *et al.*, 1997a). Le sol d'un site, en fonction de sa position sur les gradients topographiques et hydrologiques, subit différemment les remontées d'eau et les crues (Guénat *et al.*, 2003). Ces dernières apportent de nouveaux sédiments fins (plus rarement grossiers) ; lorsque ces sédiments ont déjà subi un

début de pédogenèse, cela accélère le cycle pédologique. Mais les crues peuvent aussi remobiliser les sédiments, ce qui, au contraire, ralentit le cycle. Même s'il n'y a pas débordement, la présence temporaire de la nappe dans les sédiments modifie les propriétés physico-chimiques du sol (anaérobiose et équilibre d'oxydoréduction). La texture du sol, lorsqu'elle est assez fine ou qu'il y a des horizons imperméables de type argiles compactes, joue un rôle très important pour la végétation en assurant une certaine retenue de l'eau, ce qui peut assurer une bonne humidité du sol en période de végétation, même si elle ne coïncide pas avec la période où la nappe baigne ces sédiments.

Successions écologiques et interactions biologiques

Dans la mesure où les conditions topographiques, hydrologiques et pédologiques varient non seulement dans l'espace mais aussi dans le temps, l'étude de la structure spatiale de la forêt alluviale doit intégrer la **dimension temporelle**. De nombreuses recherches montrent le caractère complexe des mécanismes intervenant dans les successions écologiques (Lepart & Escarre, 1983 ; Finegan, 1984). Dans le cas d'une ripisylve, il s'agit soit d'une succession primaire, sur un substrat alluvial brut ou rajeuni, soit d'une succession secondaire, à partir d'un milieu forestier déjà constitué mais dont les conditions de milieu ont été modifiées par l'Homme. Le passage du stade pionnier au stade mature peut prendre de quelques dizaines d'années à quelques siècles et se décompose schématiquement en cinq stades (Pautou *et al.*, 1985b ; Carbiener & Schnitzler, 1990) :

- la bande active, c'est-à-dire le chenal en eau et les bancs de sédiments non végétalisés,
- les groupements pionniers herbacés (ex. : *Phalaris arundinacea*),
- les groupements pionniers arbustifs dominés par les essences héliophiles (ex. : *Salix viminalis*, *S. alba*, *S. purpurea*, *S. eleagnos*, *Populus nigra*…),
- les groupements dominés par des essences pionnières longévives (ex. : *Alnus glutinosa*, *A. incana*, *Populus nigra*, *P. tremula*, *P. alba*, *Salix alba*), avec un recrutement intense d'essences post-pionnières (ex. : *Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia*, *Ulmus minor*, *U. laevis*, *Prunus padus*),
- les groupements les plus avancés dans le temps, dominés par des essences post-pionnières arborées (ex. : *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia*, *Ulmus minor*, *Acer pseudoplatanus*, *A. platanoïdes*) ; les contraintes de l'hydrologie et du sol entraînent un blocage édaphique qui empêche l'installation d'essences dryades comme le hêtre.

Globalement, les stades matures possèdent des sols plus riches en nutriments, une granulométrie plus fine, plus d'essences (surtout ligneuses), une biomasse plus forte et une durée de vie élevée (Pautou *et al.*, 1985b ; Sanchez Pérez *et al.*, 1993). Ces processus de succession dépendent fortement des vitesses de sédimentation des dépôts alluviaux et de l'évolution de la profondeur relative de la nappe. Ils peuvent être ralentis par les perturbations liées aux crues. Si celles-ci sont suffisamment fortes pour détruire le peuplement en place et

remobiliser le substrat, il est possible de revenir au stade initial de la succession : il s'agit d'une succession régressive.

Dans le développement des successions forestières, s'il est vrai que les paramètres physiques jouent un rôle très important, **les interactions biologiques** sont également fondamentales (Naiman *et al.*, 2000). Elles peuvent être positives (ex. : symbiose, commensalisme, interactions sociales comme l'effet de protection ou la répartition des risques…) ou négatives (ex. : prédation, parasitisme, allélopathie négative, compétition...) (Otto, 1998).

Dans une logique de succession végétale, les espèces présentent schématiquement 3 types de relation (Amoros *et al.*, 1993) :

- facilitation (ex. : stabilisation du substrat, enrichissement en éléments nutritifs),
- tolérance,
- inhibition (ex. : compétition).

Ces interactions se produisent souvent conjointement. Par exemple, certaines espèces de *carex* stabilisent le substrat et protègent mécaniquement les autres espèces lors des crues ; elles les protègent également contre les herbivores (Levine, 2000). En revanche, elles limitent le développement et la reproduction de ces espèces par compétition.

A l'échelle du corridor, nous avons déjà vu que le patron géomorphologique influence la végétation, mais la relation est réciproque, comme le montrent les études de Friedman *et al.* (1996a et 1996b) sur la rétroaction de la végétation sur l'évolution des formes fluviales et donc de ces propres conditions de milieu. Des effets complexes de **rétroaction** peuvent également se mettre en place avec les communautés animales (Johnston & Naiman, 1987 ; Naiman & Rogers, 1997 ; Andersen & Cooper, 2000 ; Breck *et al.*, 2003).

4. Les forêts riveraines, un compartiment des hydrosystèmes anthropisés

Historiquement, les marges des cours d'eau d'Europe occidentale ont été fortement investies par l'Homme pour des usages divers : culture, exploitation du bois, installation d'activités utilisant la force hydraulique, irrigation des prairies… Des traces d'une influence humaine sur les paysages végétaux des fonds de vallées ont été mises en évidence, par exemple, dans le bassin de la Seine, dès le Mésolithique (rudéralisation, brûlis, coupes) avec une accentuation au cours du Néolithique et surtout du Moyen-Âge (Pastre *et al.*, 2003). De telles empreintes apparaissent également à la limite Mésolithique/Néolithique avec une accentuation de l'impact paysager au début de l'époque gallo-romaine dans le Val de Loire (Burnouf *et al.*, 2003) ou encore en Languedoc (Blanchemanche *et al.*, 2003). Dans les plaines alluviales d'Europe centrale, Klimo (1998) rapporte la mise en place, dès le Moyen-Age, de taillis ou de taillis sous futaie avec des rotations courtes et la dominance des bois tendres. Dans le Val de Loire, à l'aval de Nevers, Boissel (1997) situe le maximum de l'exploitation des boisements riverains entre 1825 et 1880, avec un fond de vallée occupé par des champs, des herbages et des landes et bois dégradés. Même les forêts rhénanes, qui furent présentées dans les années

1970 comme des forêts très naturelles, sont en réalité fortement marquées par plusieurs siècles d'aménagement forestier (Durand, 2000 ; Durand, 2003). Dans le bassin rhodanien, la très forte structuration des plaines alluviales par les actions anthropiques au cours des 19e-20e s. sur le Rhône et ces affluents est attestée par les travaux de Bravard (1985), de Peiry (1988), de Michelot (1989), de Piégay (1995) ou de Landon (1999).

4.1. Le contrôle des flux (longitudinaux, latéraux et verticaux)

La **modification des flux d'eau et de matière**, qu'elle intervienne à l'échelle du bassin ou d'un tronçon, entraîne **une dérive générale du système** (Pautou, 1988). A l'échelle d'un tronçon, la construction de digues, en limitant la dynamique fluviale, facilite le déroulement des successions, limite la régénération, diminue l'hétérogénéité spatiale et engendre des peuplements homogènes d'essences auparavant situées hors de la plaine alluviale (Bravard *et al.*, 1986 ; Pautou, 1988 ; Shankman, 1993). L'incision du chenal principal est également un processus qui peut influencer l'évolution de la végétation, en modifiant les conditions d'alimentation en eau et en favorisant les essences mésophiles et mésoxérophiles (Bravard *et al.*, 1997). Suite à la canalisation et à l'incision de rivières en tresses à charge grossière des Alpes bavaroises, Reich (1994) observe une réduction des superficies de bancs de galets au profit des stades plus avancés de la succession et une modification de la taille et de la forme des unités végétales avec, pour les populations animales, une augmentation de l'isolement des sous-groupes d'une même méta-population.

Des effets en cascade peuvent également se faire sentir à l'aval du réseau hydrographique. Par exemple, Nakamura *et al.* (1997b) montrent comment l'endiguement d'un secteur de méandres, en diminuant sa longueur et en augmentant sa pente, provoque à l'aval un exhaussement du lit, donc des débordements plus fréquents, des entrées plus importantes de sédiments fins dans les zones humides de la plaine et, finalement, une modification des peuplements végétaux avec le remplacement des espèces de saules par l'aulne. De plus, ces impacts sont renforcés par le développement de l'agriculture au sein du bassin versant et l'accroissement corrélatif des sédiments mis en suspension (Nakamura *et al.*, 2002).

La construction de barrages modifie la dynamique hydro-géomorphologique des secteurs aval (Brandt, 2000). La régulation des débits (par diversion ou par retenue) affecte l'établissement et le développement des forêts riveraines dans le sens d'une perte du caractère alluvial (Merrit & Cooper, 2000). Sur la North Platte River, aux Etats-Unis, la baisse des pics de crue et des débits a entraîné une modification du paysage, qui touche plus rapidement les unités végétales au contact du lit mineur et plus lentement les stades matures situés en bord de plaine (Miller *et al.*, 1995). Les barrages sont également des structures qui créent une discontinuité floristique en empêchant les échanges biologiques entre l'amont et l'aval (Andersson *et al.*, 2000 ; Jansson *et al.*, 2000). En revanche, dans certains cas particuliers, les aménagements sont à l'origine de nouveaux écosystèmes artificiels mais biologiquement riches, comme, par exemple, les contre-canaux sur les aménagements hydroélectriques du Rhône (Michelot, 1989). De même, Johnson (2002) montre, sur le Missouri, que si la mise en place d'un barrage modifie les

écosystèmes riverains (perte de spécificité et de diversité à l'aval), l'apparition de deltas, à l'amont des retenues, est une source nouvelle de diversité.

4.2. Les actions directes sur les structures forestières (boisement, déboisement, entretien)

Nous avons aujourd'hui une assez bonne idée du paysage qu'offraient les cours d'eau à la fin du 19e et au début du 20e s. en Europe occidentale. Les **espaces riverains de nombreux cours d'eau étaient alors fortement occupés par l'Homme**, à part quelques exceptions comme le Rhin (fleuve frontière), le Giffre (régime juridique particulier du royaume de Piémont-Sardaigne) ou encore, ça et là, des massifs appartenant à des seigneuries ou à des ordres religieux (ex. : le long de l'Isère dans le Grésivaudan, la forêt de Lavours sur le haut Rhône) (Piégay *et al.*, 2003). Il faut alors imaginer un paysage dominé par des zones ouvertes de prairies et de labours jusqu'en bord de cours d'eau, où les espaces boisés étaient peu nombreux et exploités par les riverains : coupe en rotation courte de bois de chauffe et de matériaux de vannerie (saules), récolte de fourrage (branches de frêne), coupes afin de faciliter le passage en berge pour la navigation et le flottage des bois…
Par exemple, dans le marais de Chautagne à l'amont de Lyon, jusqu'à la fin du 19e s., les sociétés riveraines utilisent les espaces de la plaine alluviale pour des activités agricoles diverses : culture, pâturage, fauche… (Bravard, 1981 ; Pautou *et al.*, 1997). Puis l'exode rural, le phylloxera et la Première Guerre Mondiale se traduisent par un recul de ces activités ; ainsi vers 1930, 75 % des 1700 ha du marais sont à l'abandon (Leclerc & Michon, 2003). A partir des années 1930, l'administration des Eaux et Forêts lance un programme de remise en valeur du marais abandonné en proie à la recolonisation forestière : acquisition des terrains, drainage, plantation de peupliers de culture et d'aulnes (pour améliorer la teneur en azote du sol), puis, plus tardivement, plantation de feuillus précieux (frêne, merisier, noyer). Aujourd'hui, il en résulte un paysage composé essentiellement de plantations (594 ha de peupliers, 110 ha de feuillus précieux, 7 ha de plantation d'aulnes) et seulement de 45 ha de marais "naturels".

Sur un même espace, les actions anthropiques sont, la plupart du temps, conjointement directes et indirectes :

- construction de digues, fragmentation des espaces boisés, substitution des communautés naturelles par des plantations et accentuation des étiages sur la Garonne (Décamps *et al.*, 1988),
- construction de digues, déboisement pour la plantation de peupliers et construction d'usines hydroélectriques sur le Danube (Oszlanyi, 1999), ou
- déboisement pour l'agriculture et endiguement du chenal sur le Mississippi (Nelson *et al.*, 1994).

Les impacts sur les boisements se font sentir à des échelles de temps variables ; ceux-ci peuvent être réversibles à une échelle de temps de quelques décennies (plantation, pâturage) ou plus durables (incision) et se combiner avec des évolutions naturelles (changements climatiques) sous forme de boucles d'actions/rétroactions.

5. Problématique de recherche

La combinaison des gradients physiques et temporels, des interactions biotiques et des impacts anthropiques, donne à la forêt alluviale cet aspect de mosaïque complexe qui est une de ses particularités. Elle est une juxtaposition dans l'espace et dans le temps de milieux variés et diversifiés (Pautou & Wuillot, 1989 ; Huges & Cass 1997 ; Pabst & Spies, 1999). Le maintien de cette diversité est en grande partie assuré par la dynamique fluviale et les gradients physiques associés (Walford & Baker, 1995 ; Brown, 1997 ; Schnitzler, 1997 ; Tockner *et al.*, 1999). Si, depuis plus de trente ans, les études ont montré les liens dynamiques qui unissent la végétation des plaines alluviales et la dynamique hydro-morphologique du chenal (Nanson & Beach, 1977 ; Hupp & Osterkamp, 1985 ; Tabacchi, 1992 ; Piégay, 1995 ; Hughes, 1997 ; Bendix & Hupp, 2000 ; Gilvear *et al.*, 2000 ; Richards *et al.*, 2002 ; Hupp & Bornette, 2003), l'état de l'art que nous avons dressé fait apparaître des points peu abordés, dont certains sont l'objet de cette thèse.

Les **relations quantitatives entre l'impact de l'évolution morphologique du chenal sur les flux d'eau et de sédiments et la réponse de la végétation** restent encore largement à explorer, notamment à l'échelle de la communauté ou de l'individu. Généralement, les auteurs font l'hypothèse implicite d'une stabilité temporelle de la géométrie du lit.
De plus, la prise en considération **de facteurs anthropiques** dans le contrôle direct et indirect des flux est souvent trop peu explicite. Si cela peut se comprendre dans les contextes peu anthropisés, en Europe occidentale au contraire, l'Homme modifie profondément les plaines alluviales directement et indirectement depuis plusieurs siècles. Il est donc un acteur dominant des hydrosystèmes, non seulement en tant qu'agent de modification des dynamiques du système, mais aussi comme gestionnaire d'un milieu. Cette intégration est fondamentale ; elle fonde et oriente (ou, du moins, devrait le faire) les pratiques de gestion et de restauration des corridors fluviaux.
Il est assez symptomatique de voir que ces éléments sont peu intégrés dans les développements conceptuels encadrant les recherches sur les liens entre végétation et conditions hydro-sédimentaires. Notons que, par ailleurs, ces développements peinent à aboutir à la mise au point de modèles conceptuels à la fois spécifiques aux milieux alluviaux mais également suffisamment larges pour jouer un rôle paradigmatique (pour des modèles "spécialisés" voir par exemple Menges & Waller, 1983, Amoros & Bornette, 1999 ou Edwards *et al.*, 1999 ; pour des modèles qualitatifs plus "généralistes", voir par exemple Pautou *et al.*, 1996 ; Hughes [coor.], 2003 ; Scott *et al.*, 2004, Bornette & Hupp, en prep. ou Corenblit, en cours, ce dernier étant semi-quantitatif).

L'objectif de cette thèse est donc double :

- mieux connaître **l'influence des conditions hydro-morphologiques sur les forêts riveraines sous contrôle anthropique,** et
- utiliser ces nouvelles connaissances pour favoriser **la gestion conjointe de lit fluviaux et de leurs marges boisées**.

De fait, deux axes guident l'ensemble de ce travail :

- quantifier l'impact des **dynamiques hydrologiques et surtout morphologiques** sur les flux qui contrôlent le fonctionnement et la structuration des boisements riverains et la réponse de ces boisements à différentes échelles spatiales, et
- évaluer la part des **contrôles anthropiques** directs (endiguement, pompage) et indirects (effet sur la mobilité du chenal) dans les relations végétation/hydro-morphologie.

Pour aborder ces axes, nous les avons déclinés sous la forme de deux questions scientifiques (fig. 1.3) :

- **l'évolution de la végétation riveraine** sous contrôle hydro-morphologique et anthropique à l'échelle de plusieurs décennies (Chapitre 2). Cette approche a été menée à deux échelles spatiales contrastées : celle du **paysage**, et de sa structure, au sein de deux tronçons de cours d'eau différents (2-A) et celle des **individus**, et de leur croissance, placés dans différents contextes hydro-sédimentaires (2-B).
- **l'influence du niveau de connexion hydrologique et sédimentaire** sur la structure des **communautés** des boisements alluviaux (Chapitre 3). Cette approche a été développée dans deux contextes contrastés, la strate basse de boisements post-pionniers plus ou moins perturbés par les crues d'une part (3-A), et les unités pionnières situées ou non en zone endiguée d'autre part (3-B).

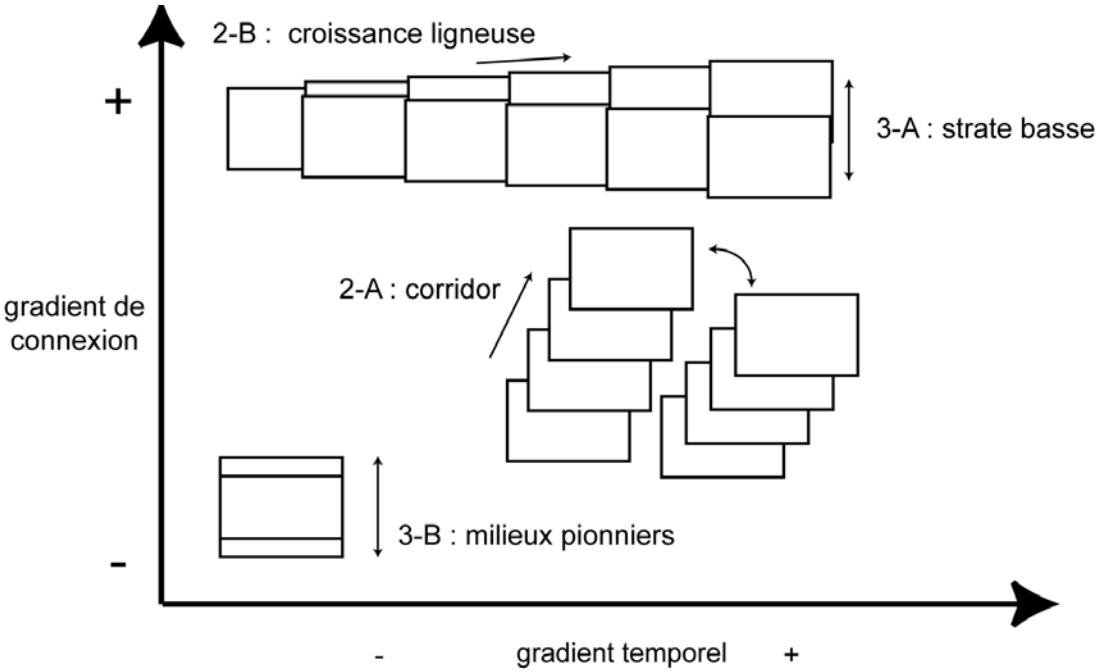


Figure 1.3 – Schéma des axes de recherches développés dans le cadre de la thèse

B/ Cadre géographique : les hydrosystèmes rhodaniens

Les tronçons fluviaux étudiés dans le cadre de cette thèse sont tous situés au sein du bassin rhodanien. Le Rhône prend sa source en Suisse dans le massif du Saint-Gothard, au glacier de la Furka, puis, après un parcours de 300 km, pénètre en France à la sortie du lac Léman. Sur les 500 km de son cours français, il présente une succession de plaines alluviales et de resserrements topographiques (Mandier, 1984 ; Bravard, 1985) dont l'axe est d'abord nord-est/sud-ouest puis globalement est-ouest sur le haut Rhône, entre le Jura et les Alpes, et ensuite nord-sud à partir de Lyon sur le Rhône moyen et le bas Rhône dans le sillon rhodanien. Ces principaux affluents sont :

- sur le haut Rhône, l'Arve, le Fier, le Guiers et la Bourbre en rive gauche puis la Valserine et l'Ain en rive droite,
- dans le sillon rhodanien, l'Isère, la Drôme, l'Ouvèze (drômoise) et la Durance en rive gauche et la Saône, le Gier, l'Ouvèze (ardéchoise), l'Ardèche et le Gard en rive droite.

Compte tenu de la taille du bassin versant (presque 100 000 km², dont 90 % en France), le Rhône et ses affluents drainent des formations géologiques d'âges et de compositions très variables. De même, la grande variabilité des influences climatiques et des altitudes se traduit par une large gamme de régimes hydrologiques différents d'un tronçon à l'autre. Schématiquement, trois composantes modifient la répartition annuelle des écoulements :

- une **influence montagnarde et nivo-glaciaire**, à l'origine de hautes eaux en fin de printemps et en été, comme par exemple sur l'Arve ou, dans une moindre mesure, sur le haut Rhône,
- une **influence subcontinentale de plaine** se traduisant par une origine des eaux nivale et pluviale, avec des étiages modérés en été, et
- une **influence méditerranéenne** avec des étiages estivaux accentués, comme sur la Drôme (tab. 1.I ; fig. 1.4).

Tableau 1.I – Caractéristiques hydrologiques des tronçons étudiés (source : banque HYDRO)

	haut Rhône	**Rhône moyen**	**Ain**	**Arve**	**Drôme**
Station hydrométrique	Pt de Lagnieu	Ternay	Chazey-sur-Ain	Arthaz	Saillans
Superficie du bassin (km²)	15 400	51 100	3 630	1 660	1 150
Période	1920/2002	1920/1993	1959/2005	1961/2003	1910/2005
Module ($m^3.s^{-1}$)	460	1030	123	76	18
Module spécifique ($m^3.s^{-1}.km^{-2}$)	0,0298	0,0201	0,0338	0,0458	0,0156
Etiage ($m^3.s^{-1}$) [a]	200	370	18	21	2,1
Q_2 ($m^3.s^{-1}$)	1300	3100	780	310	160
Q_{10} ($m^3.s^{-1}$)	1800	4400	1200	440	270
Q_{50} ($m^3.s^{-1}$)	2200	5600	1700	560	370
Hautes Eaux	juin, juillet	janvier à mars	déc. à mars	mai à juillet	avril, mai

[a] débit mensuel minimal annuel quinquennal sec

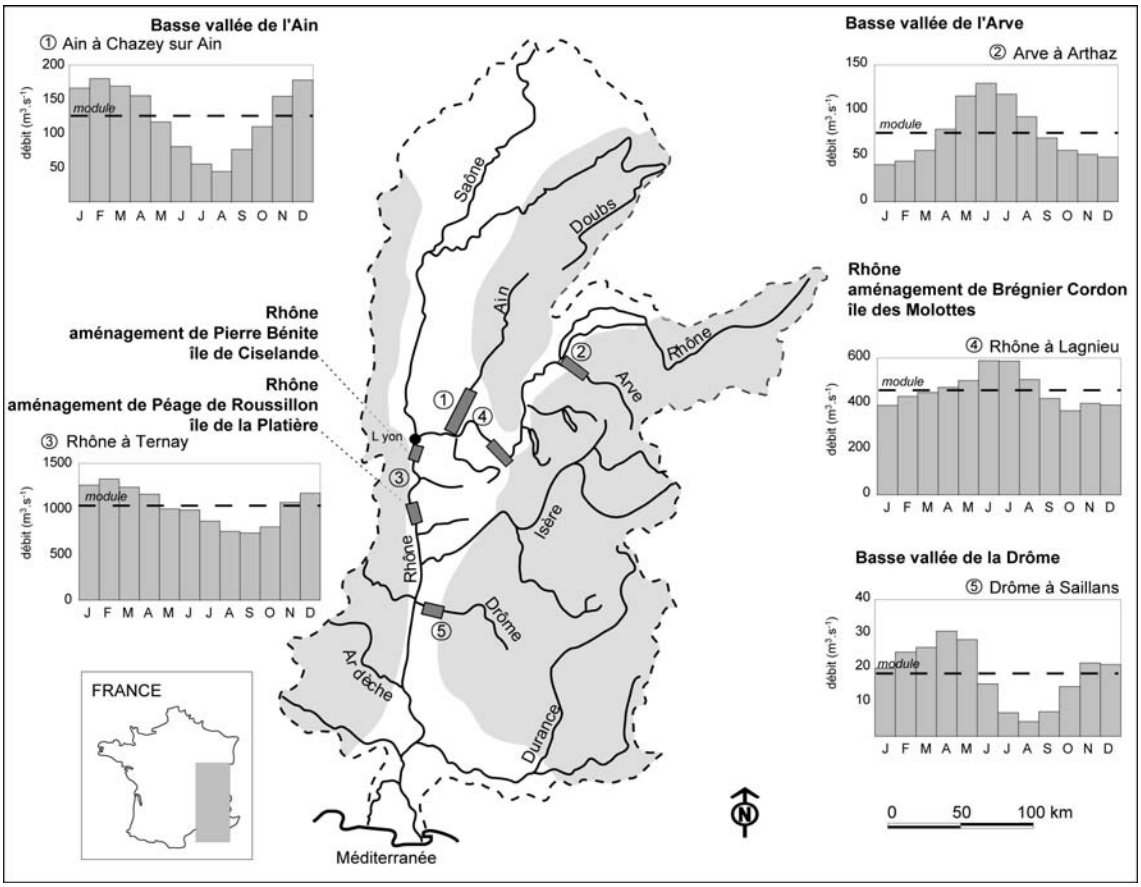


Figure 1.4 – Variabilité des régimes hydrologiques au sein du bassin versant du Rhône

Le cadre biogéographique général exprime également cette triple influence, avec un ensemble planitiaire centro-européen (plaine de la Saône, nord du sillon rhodanien, Dauphiné), un ensemble montagnard et collinéen (Alpes, Préalpes, Jura, Massif Central) et un ensemble méditerranéen (sud du bassin) (Julve, 1999). Cependant, à l'instar des milieux littoraux ou montagneux, les boisements de fond de vallée sont considérés comme des systèmes écologiques azonaux. Ainsi, ils sont faiblement soumis au déterminisme climatique, ou alors de façon indirecte (ex. : influence sur les débits), et ils sont avant tout structurés par les processus hydrologiques et morphologiques s'exprimant en bord de cours d'eau.

Il n'existe aucun inventaire exhaustif, ni à l'échelle nationale ni à l'échelle du bassin du Rhône, des surfaces de forêts riveraines, il est donc difficile d'avoir une idée précise de l'étendue forestière concernée. Un recensement réalisé par Michelot *et al.* (2003) à partir de deux enquêtes (auprès de Réserves Naturelles de France et des Conservations d'Espaces Naturels) permet cependant de donner quelques ordres de grandeur. Leur inventaire porte sur 61 sites en France pour une surface totale de 8 000 ha de boisements en France, dont 2 500 dans le bassin du Rhône, soit 1 000 ha sur les marges du Rhône et 1 500 le long de ces affluents. Evidemment, ces chiffres sont largement sous-estimés, puisqu'ils ne concernent que des sites soumis à certaines réglementations. Par exemple, à l'échelle nationale, il faudrait ajouter 28 sites soumis à un arrêté préfectoral de protection de biotope identifiés par Chiron (1992) pour plus de 2 600 ha, mais aussi, pour le bassin du Rhône, la basse vallée de l'Ain (1 500 ha), les boisements de la Durance et de nombreux autres boisements de petite taille répartis sur l'ensemble du bassin et soumis à aucune réglementation.

Au sein du bassin rhodanien, nous avons travaillé sur 6 tronçons de plaine alluviale, 3 sur le Rhône et 3 sur ses affluents à charge grossière, du nord au sud : la **basse vallée de l'Arve**, le secteur de **Brégnier-Cordon**, la **basse vallée de l'Ain**, le secteur de **Pierre-Bénite**, le secteur de **Péage-de-Roussillon** et la **basse vallée de la Drôme** (tab. 1.II). Le choix de ces tronçons est toujours justifié par :

- la présence de boisements riverains conséquents,
- la pertinence du contexte en rapport avec la question scientifique traitée dans chaque chapitre,
- les problématiques et les demandes locales,
- la diversité et la spécificité des contextes hydro-morphologiques et anthropiques, et
- la préexistence de données, caractérisant notamment le fonctionnement hydro-morphologique des tronçons.

Tableau 1.II – Caractéristiques générales des tronçons étudiés (sources : CNR ; Peiry, 1988 ; Des Châteliers, 1995 ; Piégay *et al.*, 1997 ; Landon, 1999 ; Piégay *et al.*, 2000 ; SOGREAH, 2000)

Tronçon	Style	Longueur (km)	Pente (m/km)	Principaux aménagements
Basse vallée de l'Ain *Pont d'Ain – confluence*	Sinueux	45	1,2 à 1,8	Barrages dans les gorges amont (20e)
Basse vallée de l'Arve *Cluses – confluence*	Endigué + sinueux	40	1,3 à 3,2	Endiguements (18 et 19e), extractions (20e)
Basse vallée de la Drôme *Crest – confluence*	Endigué + tressage	17	5 à 7	Endiguements (19e), extractions (20e)
Ile des Molottes *Aménagement de Brégnier-Cordon*	Rhône court-circuité	11	0,52	Endiguements et épis (19e), dérivation (20e)
Ile de Ciselande *Aménagement de Pierre-Bénite*	Rhône court-circuité	13	0,65	Endiguements et épis (19e), dérivation (20e)
Ile de la Platière *Aménagement de Péage-de-Roussillon*	Rhône court-circuité	12	0,60	Endiguements et épis (19e), dérivation (20e)

1. Les tronçons du Rhône

Les trois sites d'étude du Rhône, à l'image de l'ensemble du cours français de ce fleuve, ont connu deux grandes vagues d'aménagement : la construction, au cours du 19e s., de **digues** et d'ouvrages réalisés pour **concentrer les flux** (ex. : épis, casiers Girardon) afin de se protéger contre les inondations et, surtout, de faciliter la navigation (Poinsart & Salvador, 1993) puis l'**équipement hydroélectrique,** réalisé entre 1937 et 1984 par la Compagnie Nationale du Rhône (CNR). Les aménagements CNR sont tous, hormis celui de Génissiat, construits selon le même modèle, avec un barrage dérivant les eaux dans un canal (canal d'amenée) en direction de l'usine hydro-électrique. L'usine fonctionne au fil de l'eau, celle-ci étant turbinée au fur et à mesure de son arrivée, sans qu'il soit possible de la stocker dans une retenue. L'eau est restituée au Rhône en aval de l'usine par le canal de fuite. Entre la dérivation et la restitution, le Rhône court-circuité (RCC ou vieux Rhône), dont la longueur varie selon les aménagements, enregistre donc des débits très inférieurs aux débits "naturels". Ils dépendent du débit dans le Rhône "total" et des caractéristiques propres à l'aménagement : débit d'équipement des usines et obligations en matière de débit réservé. Ainsi, le Rhône est-il aujourd'hui caractérisé, sur une grande partie de son parcours français, par une déconnexion entre le chenal et la plaine

alluviale et par un paysage hérité d'une dynamique fluviale active mais **figée dans l'espace** par l'incision du chenal, la stabilisation des berges protégées par des épis rocheux et le détournement de la majorité du débit vers l'usine hydroélectrique.

1.1. Le site de Brégnier-Cordon, l'île des Molottes

Situé entre les aménagements de Belley et de Sault-Brénaz, l'aménagement de Brégnier-Cordon a été mis en service en 1984. La dérivation du Rhône intervient au niveau du barrage de Champagneux (fig. 1.5B) qui, lors de sa construction, a été équipé d'une usine dite de "récupération" pour turbiner le débit réservé, ce dernier étant assez important par rapport aux autres aménagements CNR :

- 80 $m^3.s^{-1}$ de novembre à mars,
- 100 $m^3.s^{-1}$ en avril, mai, septembre et octobre et
- 150 $m^3.s^{-1}$ entre juin et août.

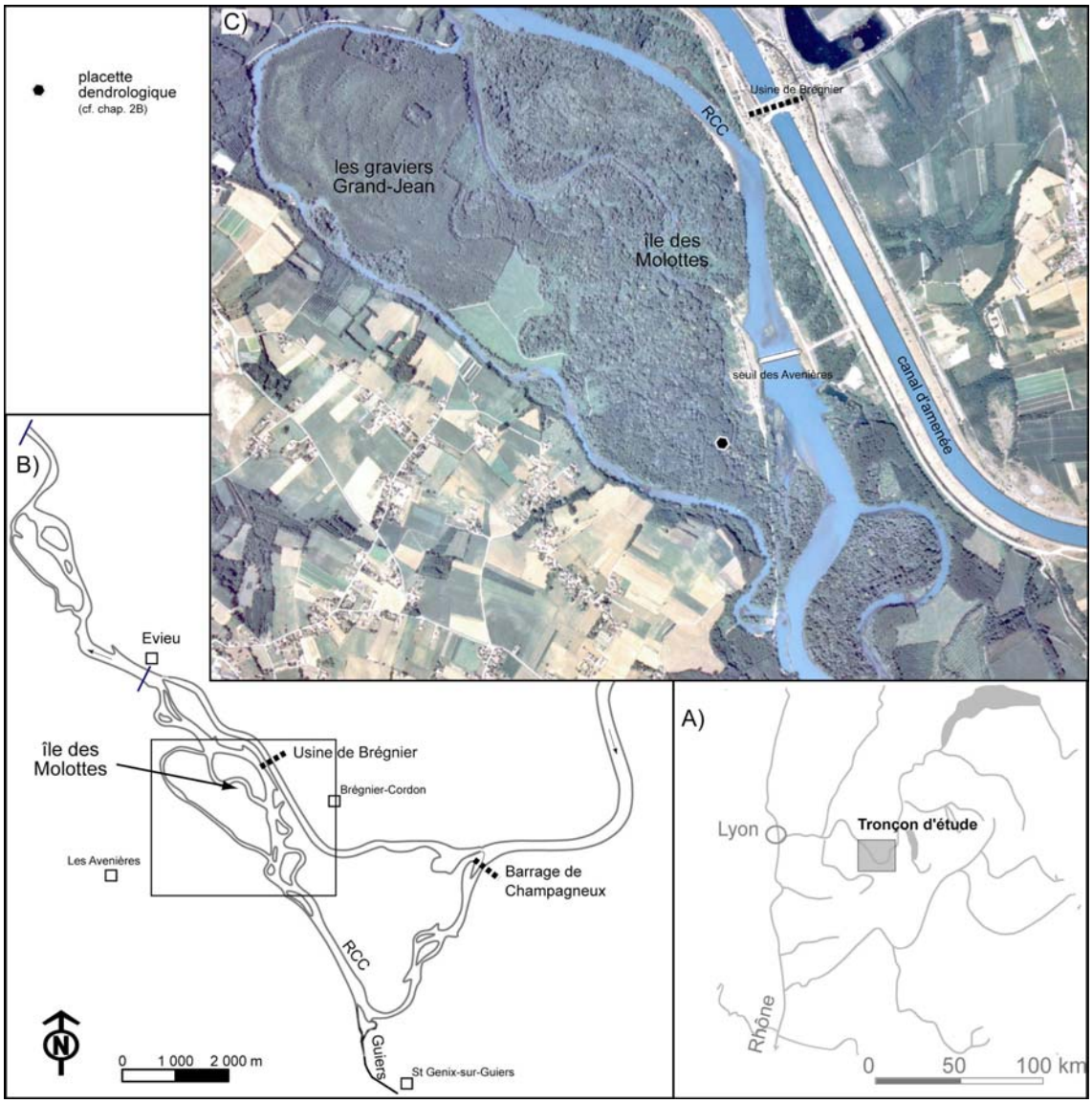


Figure 1.5 – Site d'étude de Brégnier-Cordon, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) l'aménagement CNR, C) photographie IGN du complexe des îles du haut Rhône en 1998

A l'aval du barrage de Champagneux, le vieux Rhône reçoit les eaux du Guiers qui draine un bassin versant d'environ 600 km² et possède un module de 16 $m^3.s^{-1}$ (à la station de Romagnieu : bassin de 575 km² et Q_{10} = 140 $m^3.s^{-1}$). A l'aval de cette confluence, un seuil barre le chenal depuis la construction de l'aménagement afin de permettre l'alimentation en eau des lônes du complexe des îles du haut Rhône (fig. 1.5C).

Le secteur à l'amont du pont d'Evieu développait, au milieu du 19e s., un style en tresses (et anastomosé sur les marges de la bande de tressage actif) attesté par l'*Atlas du Rhône* dressé entre 1856 et 1867 (Bravard, 1985). L'île des graviers Grand-Jean constituait déjà un ensemble cohérent, alors que l'actuelle île des Molottes se composait d'un complexe de plusieurs dizaines de petits îlots, pour partie colonisés par des landes et des saulaies, et pour partie pâturés. Les travaux d'endiguement, réalisés à partir de 1885, ont favorisé le comblement minéral des lônes. Le complexe d'îlots des Molottes devint alors, en quelques années, un ensemble plus cohérent (Bravard, 1985 ; Bravard & Klingeman, 1994). Depuis 1998, 225 ha des îles du haut Rhône sont classés en Réserve Naturelle Régionale.

Les milieux forestiers présents sur ce complexe d'îles sont essentiellement de 3 types (Pautou & Wuillot, 1989 ; Morier, 2000) :

- des groupements forestiers mésophiles à mésohygrophiles (ex. : frênaie à *Fraxinus excelsior* et *Quercus robur*),
- des groupements forestiers mésohygrophiles à hygrophiles (ex. : saulaie à *Salix triandra*, saulaie à *Salix alba*, aulnaie à *Alnus incana*), et
- des plantations de peupliers de culture, concentrées sur l'île des graviers Grand-Jean.

1.2. Le site de Pierre-Bénite, l'île de Ciselande

L'aménagement de Pierre-Bénite, mis en service en 1966, se situe à l'aval immédiat de Lyon (fig. 1.6). Depuis cette date, le barrage de Pierre-Bénite dérive une partie du débit vers l'usine de Feyzin, abandonnant au vieux Rhône un débit réservé de 10 à 20 $m^3.s^{-1}$ selon la période de l'année. Dans le cadre du projet de réhabilitation du vieux Rhône, lancé en 1999, le débit réservé a été augmenté à 100 $m^3.s^{-1}$ et trois anciens chenaux ont été reconnectés (lônes de Ciselande, de Jaricot et de Table-Ronde). Une micro-centrale, installée au barrage de Pierre-Bénite pour cette occasion, permet de turbiner ce débit.

L'île de Ciselande n'était probablement pas formée à l'époque des premiers endiguements insubmersibles réalisés entre 1838 et 1859, puisqu'elle n'apparaît ni sur les plans de 1822 ni sur ceux de 1857 (Salvador, 1983 ; Franc & Marchianti, 1997). Elle semble s'être développée après 1880 à l'abri des digues submersibles, construites pour fermer le bras de Jaricot et, dont certains éléments sont encore visibles dans le paysage (cf. épis et digues sur la Figure 1.6C). Déjà visible sur le plan de 1920, le bras mort de Ciselande était encore partiellement en eau en 1960 mais presque totalement comblé en 1995.

Cette île est essentiellement recouverte par une frênaie mésophile plus ou moins dense dont les essences dominantes sont *Fraxinus* sp., *Populus nigra* et ponctuellement *Acer pseudoplatanus* (Piégay *et al.*, 1997). Les paliers topographiques les plus bas, en bord de Rhône, sont maintenus artificiellement en prairie par la CNR pour la gestion des crues.

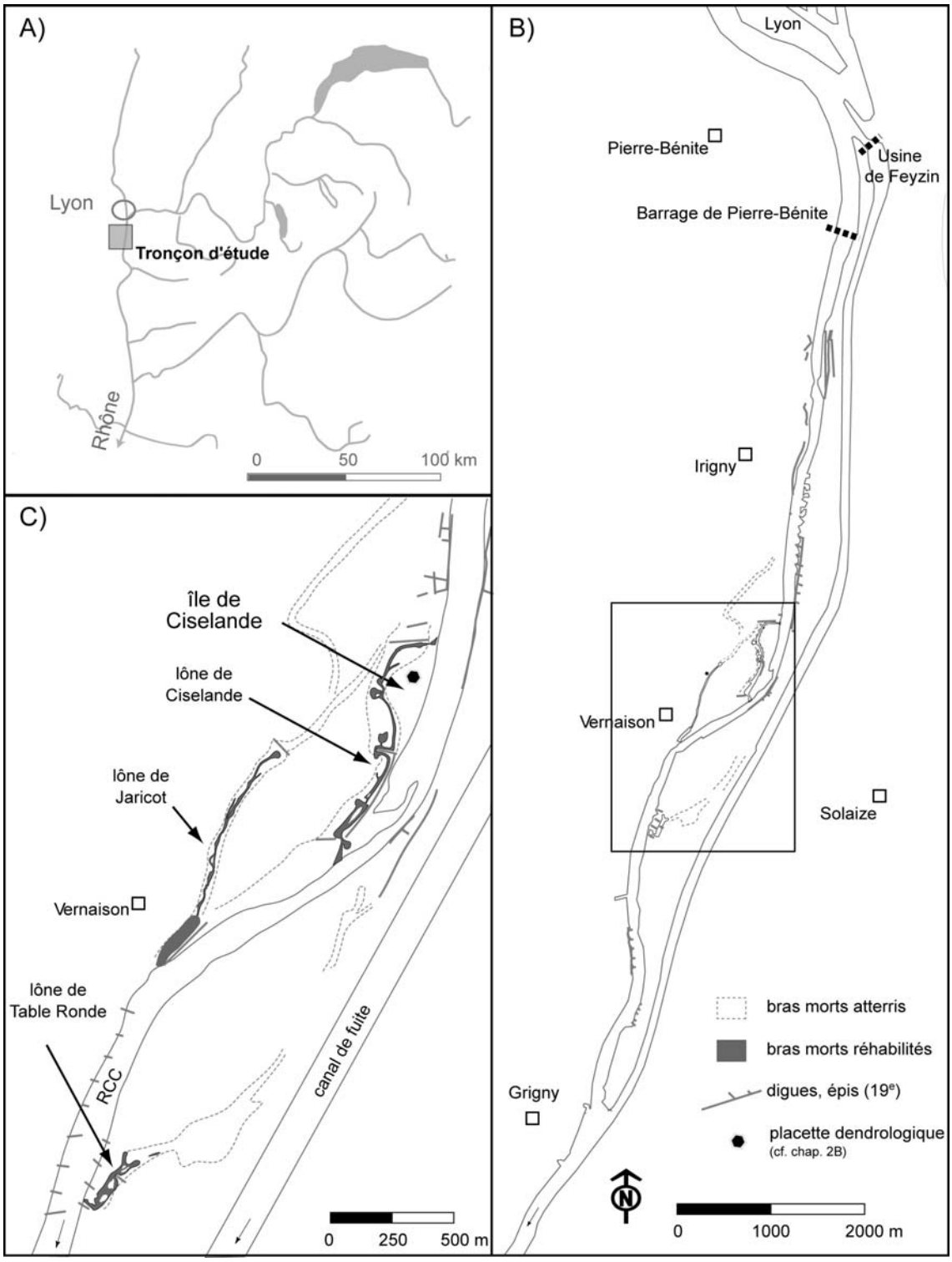


Figure 1.6 – Site d'étude de Pierre-Bénite, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) l'aménagement CNR, C) l'île de Ciselande

1.3. Le site de Péage-de-Roussillon, l'île de la Platière

Le site de Péage-de-Roussillon est situé dans la vallée du Rhône entre Lyon et Valence (fig. 1.7). A l'image des tronçons de Brégnier-Cordon et de Pierre-Bénite, ce secteur adoptait au

début du 19e s. un style en tresses. D'après Michelot (1983), l'indice de tressage était en 1840 de 2,2, contre 1,3 en 1970. Le fonctionnement hydrologique de ce site est très fortement conditionné par l'aménagement CNR depuis 1977, mais aussi, depuis les années 1950, par les pompages industriels liés à l'activité de l'usine Rhodia (anciennement Rhône-Poulenc et Rhodiaceta, usines installées respectivement en 1916 et 1917).

La position de l'île de la Platière (ou île des graviers) a été figée par les aménagements du 19e s. ; en effet, elle apparaît, dans son enveloppe actuelle, sur la carte de 1860 (Pont & Le Bot, 2002). Une Réserve Naturelle Nationale, créée en 1986, protège aujourd'hui 485 ha au sein desquels le suivi de la forêt riveraine, engagé depuis 1994, a permis de distinguer quatre types de stations forestières dominantes (Cluzeau & Pont, 1997) :

- les saulaies blanches,
- les stations mésohygrophiles intermédiaires dominées par *Populus alba* dans la canopée et *Acer negundo* sous la canopée,
- les stations mésohygrophiles dont les espèces dominantes sont *Fraxinus excelsior* et *F. angustifolia*, avec *Populus nigra* et *P. alba*, et
- les frênaies mésophiles à robinier.

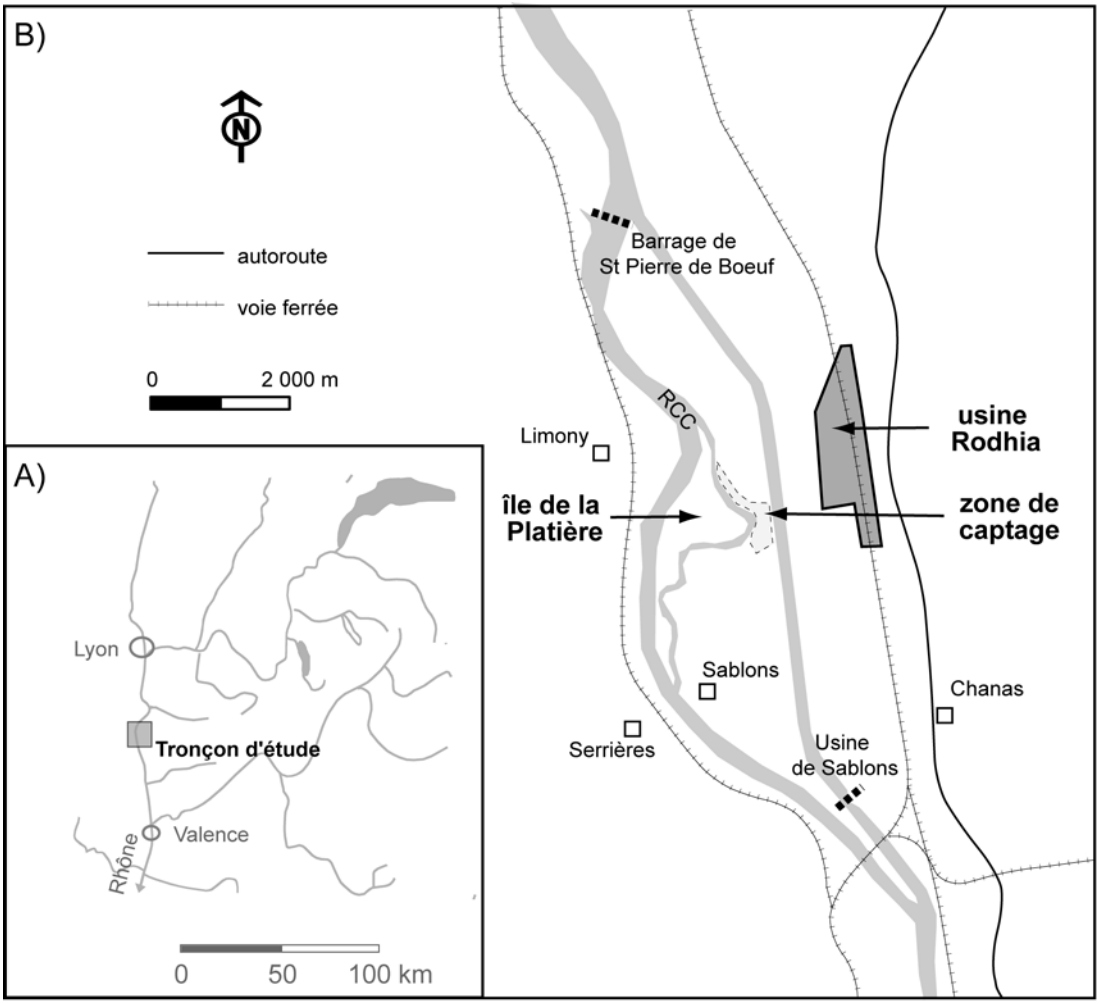


Figure 1.7 – Site d'étude de l'île de la Platière A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) l'aménagement CNR et l'île de la Platière

2. La basse vallée de l'Arve

L'Arve est une rivière de 107 km de long, qui prend sa source dans le massif du Mont Blanc, à 2 200 m d'altitude, pour se jeter dans le Rhône en aval de Genève (bassin versant = 1985 km ²) (fig. 1.8). Le régime hydrologique est dominé par des apports glaciaires dans la partie amont du bassin, puis il se complexifie vers l'aval sous l'influence de ses affluents pour adopter progressivement des caractéristiques mixtes glaciaires, nivales et pluviales (Peiry, 1988). A l'image de tous les cours d'eau intra-alpins, l'hydrologie de l'Arve a été fortement modifiée au cours du 20e s. par de nombreux ouvrages de production hydroélectrique (ne possédant toutefois pas de capacité significative de stockage) et des transferts d'eau (vers les bassins versants de l'Isère et du Rhône).

La basse vallée, entre Cluses et la confluence, est un tronçon intra-montagnard qui adoptait un style en tresses au début du 18e s. (Peiry, 1988). D'importants endiguements ont été réalisés au cours du 18e s. et achevés au 19e s, notamment pour protéger les villes contre les crues et libérer des terres pour les cultures. Dans les tronçons endigués, la rivière a vite adopté un style sinueux divagant avec des bancs mobiles, alors que dans les secteurs non endigués, une morphologie de tressage a subsisté jusqu'au début du 20e s.

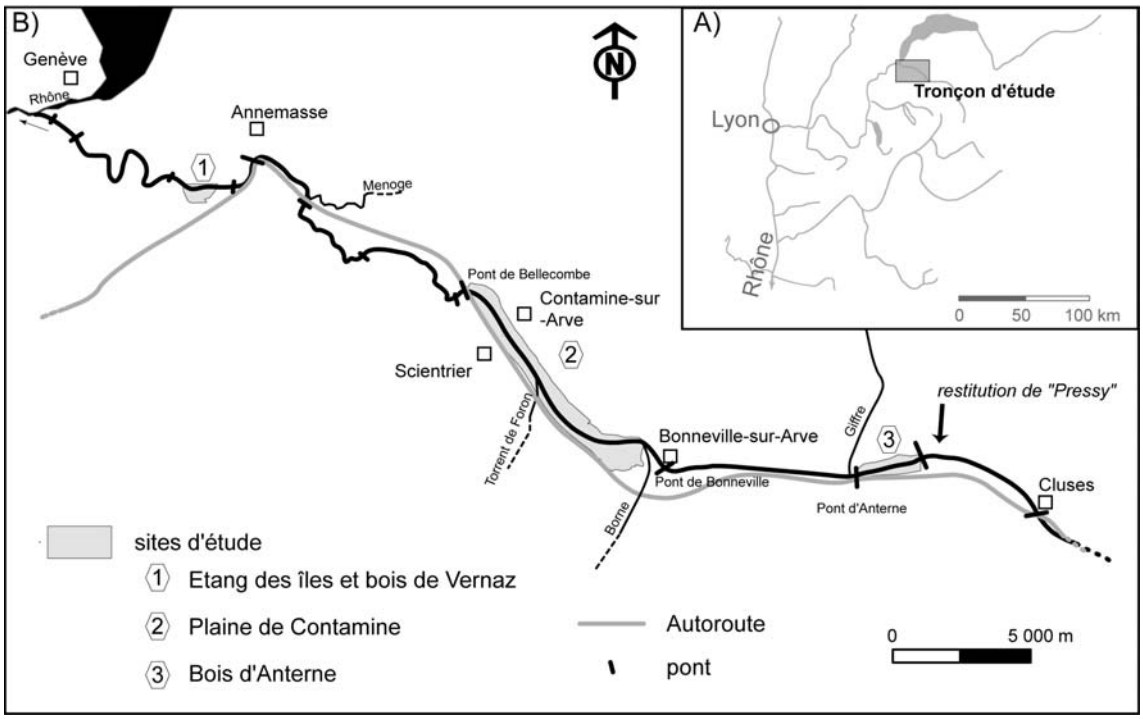


Figure 1.8 – Sites d'étude de la basse vallée de l'Arve, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) la basse vallée

Au cours du 20e s., le fonctionnement morphologique de la vallée a été très fortement affecté par les extractions de matériaux. Ceux-ci se sont déroulés avant la Seconde Guerre Mondiale dans la partie la plus aval, sur le territoire Suisse, et après 1945 dans le reste de la vallée. Les plus grandes quantités ont été prélevées avant 1975, date des premières mesures de limitation, et le volume total est estimé par Peiry (1988) entre 10,5 à 11,5 millions m^{3}. L'effet de ces

extractions a été d'autant plus important que, si l'Arve transporte 300 000m^3.an^{-1} dans la partie amont du bassin, seulement 30 000 m^3 sont restitués à l'aval du barrage des Houches situé à 30 km en amont de Cluses (SOGREAH, 2000). Aujourd'hui, l'Arve présente à un style essentiellement sinueux avec de nombreux secteurs endigués. Nous avons étudié 3 sites :

- le premier se situe à l'amont du pont d'Anterne (126 ha),
- le second correspond à l'ensemble de la plaine de Contamine (735 ha) (Photo 1.1), et
- le troisième est localisé au niveau du bois de Vernaz (66 ha), à proximité de la frontière suisse.

A notre connaissance, aucune étude phytoécologique détaillée des boisements riverains de l'Arve n'a été réalisée à ce jour. En revanche, des relevés récents effectués par l'ONF font apparaître de grandes surfaces de frênaie mésohygrophile et d'aulnaie à *Alnus incana* (ONF, 2005). Les milieux pionniers de la bande de remaniement, plus résiduels, sont dominés par les saules (*Salix purpurea*, *eleagnos* et *daphnoides*).

Photographie 1.1 – L'Arve dans la plaine de Contamine, les plans d'eau dans le lit majeur sont d'anciennes gravières d'extraction, à l'arrière plan Bonneville-sur-Arve, Cliché SM3A

3. La basse vallée de l'Ain

L'Ain est l'affluent de rive droite le plus important du Rhône entre la Suisse et Lyon (fig. 1.9). Cours d'eau d'ordre 6 (classification de Strahler, 1957), il draine un bassin versant d'environ 3 700 km². La partie amont de son parcours s'effectue, sur 185 km, à travers les plateaux calcaires du Jura méridional (Photo 1.2A) où se concentre la quasi-totalité des équipements hydroélectriques de l'Ain. Bravard (1985) distingue deux périodes dans la construction de ces équipements : avant 1930, période durant laquelle un chapelet de petites usines entre Nozeroy et Loyette utilisent 26 % des 615 m de chute, et après 1930, avec la construction des grands barrages. En effet, les gorges de l'Ain sont équipées de 5 ouvrages importants : Cize-Bolozon, le plus ancien (1931), Saut-Mortier, Coiselet, Allement (1958/1960) et Vouglans (1963/1969). Le barrage de Vouglans, dont le réservoir mesure plus de 30 km de long, contrôle 30 % du bassin versant ; c'est le seul ouvrage capable d'écrêter sensiblement les crues, bien que le principal affluent de l'Ain (la Bienne) ne soit pas concerné.

Dans la basse vallée (40 derniers kilomètres), le lit de l'Ain est creusé dans un épandage fluvio-glaciaire tardi-würmien (Bravard, 1986) (Photo 1.2B). Zone de tressage au 19e s., ce tronçon de piedmont a subi une métamorphose au cours du 20e s., et présente aujourd'hui un tracé sinueux avec des secteurs de méandrage actif. La rivière présentait, en 1989, un taux de sinuosité de 1,22 (Bravard *et al*., 1990).

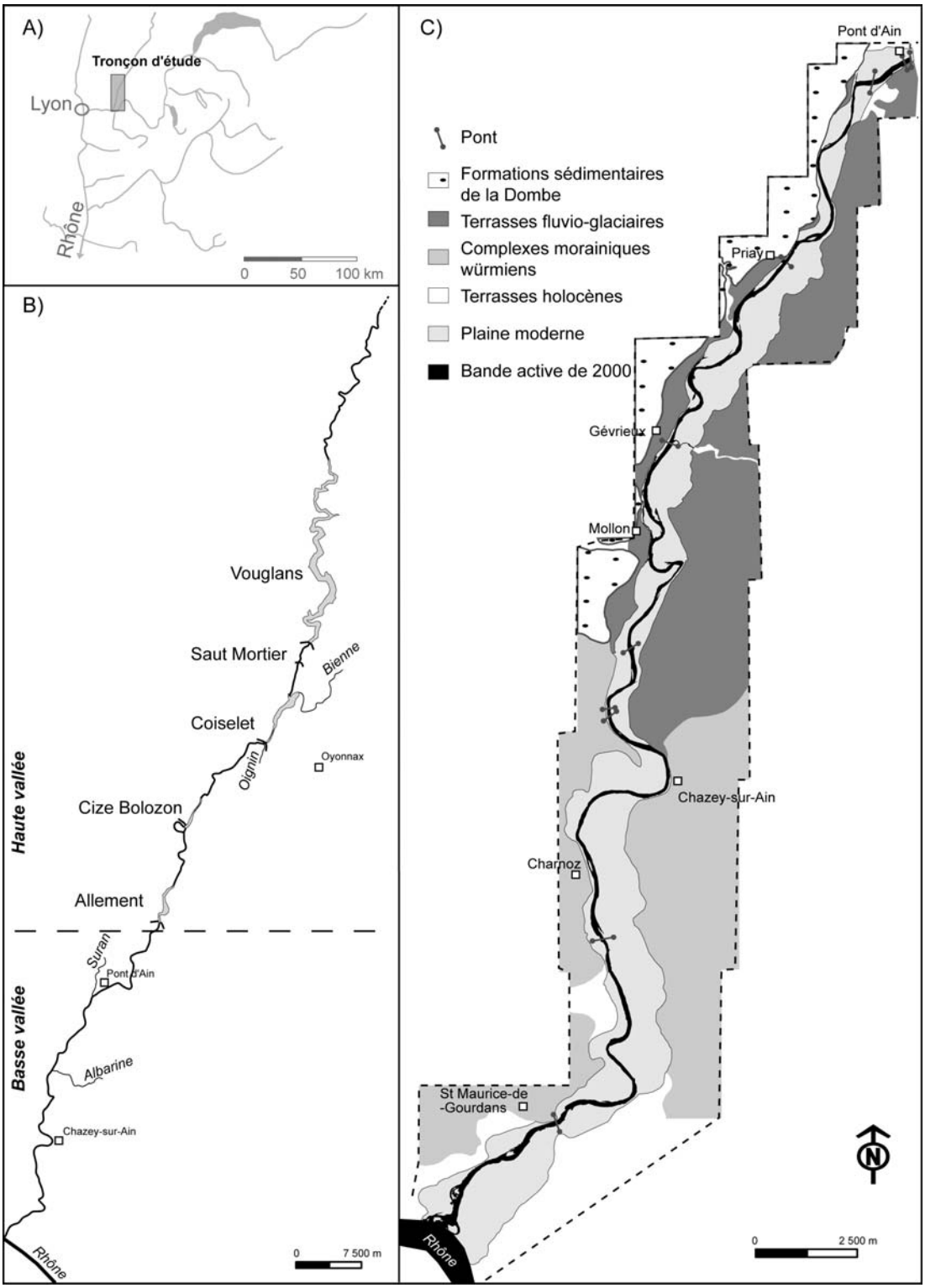


Figure 1.9 – Site d'étude de la basse vallée de l'Ain, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) localisation des principaux barrages sur le continuum, C) la basse vallée

Le corridor de l'Ain accueille de nombreuses unités forestières dominées par (Pautou & Girel, 1986 ; Dumas, 2004) :

- des espèces pionnières buissonnantes (ex. : saulaie à *Salix purpurea*, saulaie à *Salix eleagnos*) ;
- des espèces pionnières arborées (ex. : saulaie à *Salix alba*, Peupleraie noire) ;
- des espèces post-pionnières arborées (ex. : aulnaie frênaie, frênaie mésophile, frênaie ormaie, chênaie à chêne pubescent).

A) B)

Photographie 1.2 – La rivière d'Ain, A) la haute vallée, un tronçon encaissé dans des gorges calcaires à l'extrémité sud du Jura, B) la basse vallée, chenal divaguant dans un corridor forestier et une matrice agricole

4. La basse vallée de la Drôme

La Drôme est un affluent de rive gauche du Rhône d'ordre 6 qui draine les massifs marneux et calcaires du Diois et la bordure méridionale du Vercors (1 640 km²). Fait rarissime pour un cours d'eau de ce gabarit, la Drôme n'est pas équipée de barrages hydroélectriques. Lorsqu'elle arrive à Crest, elle s'écoule d'est en ouest dans une large plaine alluviale. Les crues se produisent au début du printemps et en automne ; les étiages sont prononcés en été.

Le régime hydrologique contrasté, la présence de berges érodables, une charge de fond importante et des pentes fortes se traduisent, dans la basse vallée, par l'adoption d'un style naturellement en tresses (Landon, 1999). Cependant, sur une importante partie de son cours, la Drôme a fait l'objet d'endiguements et d'extractions massives en lit mineur. De fait, le style en tresses ne perdure que sur certains secteurs, notamment à l'amont et à l'aval de la zone endiguée au droit d'Allex (fig. 1.10). L'endiguement de ce secteur, sur les deux rives, s'est étalé entre la fin du 18e s. et le milieu du 19e s. (Landon, 1999). Ces secteurs de tressage sont actuellement protégés sur 345 ha par une Réserve Naturelle Nationale créée en 1987 (Photo 1.3).

La caractérisation des habitats, réalisée par le gestionnaire de la réserve, a permis de distinguer 5 grandes unités forestières (http://ramieres.val.drome.reserves-naturelles.org/) :

- les groupements pionniers de la bande active,
- les landes à *Salix eleagnos*, *Salix purpurea* et *Populus nigra*,
- les saulaies à *Salix alba*,
- les forêts alluviales post-pionnières (frênaie à *Populus nigra*, avec des faciès à *P. alba* et à *Acer* sp.), et
- les landes xérophiles à *Populus nigra* imbriquée de pelouses xérophiles.

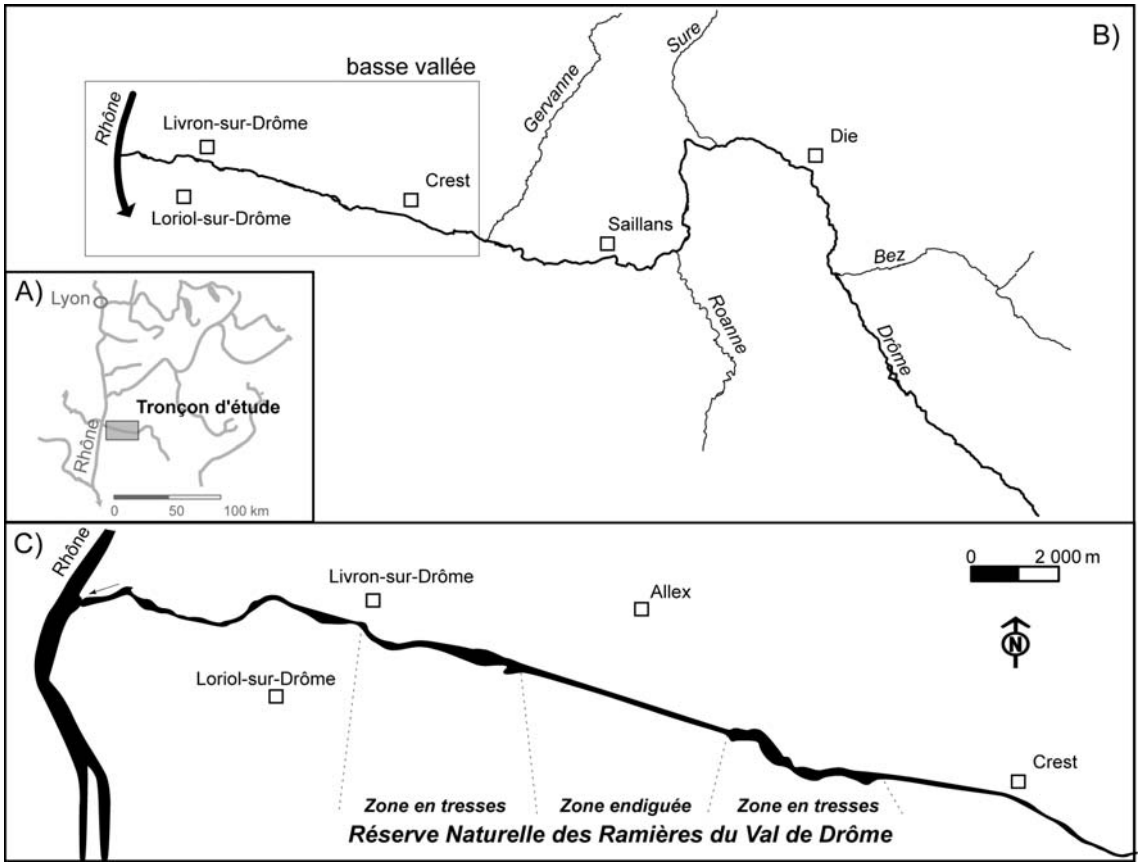


Figure 1.10 – Site d'étude de la basse vallée de la Drôme, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) la Drôme et ses principaux affluents, C) la basse vallée

Photographie 1.3 – Réserve Naturelle des Ramières du Val de Drôme avec, au premier plan, la zone de tressage amont et, au second, plan la zone endiguée, cliché CNRS

C/ Cadre méthodologique : démarche et outils d'analyse

Si nous avons choisi de réaliser un travail aussi interdisciplinaire que possible en utilisant des concepts et des outils géographiques et écologiques, l'empreinte de la **démarche géographique** reste fondamentale. Notre analyse porte sur des objets écologiques, mais c'est bien la description et la quantification de leur géographie, et celle de leurs facteurs de contrôle, que nous souhaitons aborder.

Ce choix volontaire se traduit par une approche fondamentalement multiscalaire dans le temps et dans l'espace et par un souci permanent d'inclure les sociétés humaines dans l'analyse, bien que la place de l'Homme soit aujourd'hui en partie reconsidérée en écologie, notamment depuis l'émergence de l'écologie du paysage dans les années 1980 (Burel & Baudry, 2000) et plus récemment avec la prise en compte des changements globaux (Vitousek *et al.*, 1997).

1. La démarche méthodologique et les sources de données

Dans un premier temps, nous avons fondé la problématique d'étude sur une démarche **holistique**, c'est-à-dire sur une appréhension aussi large que possible des facteurs de contrôle du système (cf. § A/ de ce chapitre p. 15). Les contraintes, liées à l'exercice de la thèse, nous ont ensuite amené à sélectionner un nombre restreint de questions scientifiques, chacune ayant été traitée selon une démarche **hypothético-déductive**. Celle-ci s'appuie sur la quantification et l'analyse causale des phénomènes. Enfin, les conclusions sont interprétées à la lumière d'une vision à nouveau plus **systémique**.

Les données utilisées dans le cadre de cette thèse ont essentiellement trois origines :

- nous avons acquis de nombreuses **mesures *in situ***. C'est le cas des relevés floristiques, des relevés dendrologiques, des suivis sédimentaires et des mesures topographiques. Concernant les espèces végétales, la terminologie employée est celle de l'index synonymique de Kerguelen (1999) (cf. http://www.dijon.inra.fr/flore-france) ;
- des données spatialisées et gérées dans le cadre d'un **système d'information géographique (SIG)** ont également été employées. Il s'agit soit de photographies aériennes de l'Institut National Géographique (IGN) géoréférencées, soit de couches d'informations vectorisées de différentes origines. Ces données proviennent des travaux précédents du laboratoire UMR 5600 du CNRS (Piégay *et al.*, 2000 ; Rollet *et al.*, 2005). Certaines ont été produites en collaboration avec l'ONF, comme sur l'Arve. Enfin, d'autres encore, ont été collectées dans le cadre de cette thèse. Elles ont toutes été gérées sous le logiciel ArcGis (version 9) ;
- enfin, la troisième source d'information est constituée de toute la **littérature scientifique** concernant les sites d'études : thèses, mémoires, monographies, études géomorphologiques…

2. Les échelles d'études

Deux échelles spatiales ont été ici prises en compte : l'échelle du **corridor fluvial** (= secteur fonctionnel, au sens de Amoros & Petts, 1993), et celle des **individus** avec deux niveaux d'organisation biologique, l'**espèce** et la **communauté végétale** définie comme un ensemble d'organismes vivant dans un biotope donné (Da Lage & Métailié [coor.], 2000).
A l'échelle de la communauté végétale, nous avons adopté essentiellement une **approche taxonomique** basée sur la reconnaissance des espèces, ou dans certains cas des genres. Mais nous avons également utilisé une approche complémentaire basée sur les **groupes biologiques**. Pour cela, les espèces sont regroupées, au-delà des limites des classifications taxonomiques, sur des critères variables : morphologie, physiologie… (Duckworth *et al*., 2000). Afin de ne pas alourdir les protocoles de mesures *in situ*, nous avons utilisé 4 critères possibles à déterminer *a posteriori* :

- forme biologique (au sens de Raunkiaër, 1934),
- durée de vie,
- espèces rudérales (au sens de Grime, 1977), et
- espèces exotiques.

Le choix de ces traits est justifié par la nature des facteurs de contrôle étudiés qui, dans notre cas, seront essentiellement des perturbations (cf. Cornelissen *et al.*, 2003). Nous avons renseigné les deux premiers à partir de la littérature scientifique et les deux suivants grâce à E. Tabacchi, chargé de recherche au CNRS (LADYBIO, Toulouse).

De plus, nous avons développé différentes approches temporelles :

- **analyse rétrospective** à l'échelle des 50 dernières années (évolution de la croissance ligneuse sous contrainte fluviale et anthropique),
- **comparaison synchronique** (étude des milieux pionniers et de la strate basse), et enfin
- **comparaison diachronique** sur un demi-siècle pour l'évolution des corridors et sur un pas de temps annuel pour une partie de l'étude sur la strate basse.

3. L'analyse quantitative des données

Les calculs ont été réalisés avec le logiciel StatView (version 5) pour les métriques descriptives et les tests (Baron & Vang, 1996), et PAST (version 1.27) pour le calcul des indices de similarité, la classification par nuées dynamiques et les analyses multivariées (Hammer *et al*., 2004).

3.1. Exploration et métriques descriptives

La complexité des tableaux de données, notamment concernant la végétation, est abordée en première approche par une analyse exploratoire multivariée : l'analyse des correspondances redressée (*Detrended Correspondance Analysis*, *DCA*). Elle est basée sur le même principe que l'analyse factorielle des correspondances (AFC), mais les données sont "normalisées" en

deux étapes pour (1) redresser un éventuel effet "Gutman" et (2) redéployer les individus afin d'éviter les points extrêmes (Hammer *et al.*, 2004).

Pour la description simple des variables, nous avons utilisé la **moyenne** pour les données normalement distribuées et la **médiane** dans les autres cas. Cette dernière est alors accompagnée de l'intervalle inter-quartiles (Q_3 - Q_1) alors que la moyenne est fournie avec l'intervalle de confiance à 95 % ou, plus rarement, avec l'écart type. Dans certains cas, nous avons également indiqué le coefficient de variation (CV), défini comme le rapport entre l'écart type et la moyenne. Pour les données qui ne sont pas normalement distribuées, le mode de représentation retenu est le graphique en boite (= boites à moustaches ou encore *box plot*) qui figure la médiane, le premier et le troisième quartile ainsi que le premier et le neuvième décile.

La similarité entre les relevés floristiques a été mesurée au moyen des deux indices d'évaluation des distances :

- l'indice de **Bray-Curtis** pour les données relevées en abondance, et
- l'indice de **Sorensen** (Dice) pour les données en présence/absence (donnant plus de poids à la co-occurrence qu'à l'absence conjointe d'espèces entre deux relevés).

La valeur de ces indices de similarité est comprise entre 0, lorsque la ressemblance est nulle, et 1, lorsque les deux relevés sont identiques.

$$Bray-Curtis_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^{S} \left| x_{ij} - x_{ik} \right|}{\sum_{i=1}^{S} \left(x_{ij} + x_{ik} \right)}$$

avec x_{ij} = l'abondance de l'espèce i dans le relevé j
x_{ik} = l'abondance de l'espèce i dans le relevé k
S = le nombre d'espèces

$$Sorensen = \frac{2M}{2M + N}$$

avec M = nombre de co-occurrence d'espèces
N = nombre total d'espèces présentes dans une seule colonne

Enfin, pour décrire la diversité spécifique, quatre métriques ont été retenues : la **richesse spécifique** (= nombre d'espèces), l'indice de **diversité de Shannon** (H'), la **régularité** (*equitability*) et la **dominance** (D = 1 - indice de Simpson).

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln(p_i) \qquad régularité = \frac{H'}{\ln(S)} \qquad D = \sum_{i=1}^{S} p_i^{\,2}$$

avec p_i = la fréquence de l'espèce i
S = le nombre d'espèces
H' = l'indice de Shannon

3.2. Comparaison et tests statistiques

La comparaison entre groupes passe par l'utilisation de plusieurs tests statistiques (Baron & Vang, 1996).

- Pour les **données normalement distribuées** et de variance comparable, le test t (2 groupes) et l'ANOVA (plus de 2 groupes) ont été mis en œuvre. La normalité est préalablement testée par un test de Kolmogorov Smirnov. Ce dernier consiste à comparer la distribution des fréquences relatives cumulées de l'échantillon testé à celle d'un échantillon théorique normalement distribué. La plus grande déviation entre les deux distributions est alors évaluée afin de déterminer si oui ou non elle peut résulter d'une différence aléatoire. L'homoscédasticité des groupes est évalué par un test F d'égalité des variances.
- Pour les **données non normalement distribuées**, les tests non paramétriques de Mann Withney (2 groupes) ou de Kruskall Wallis (plus de 2 groupes) ont été retenus.
- Lorsqu'il s'agit de comparer des **groupes appariés**, nous avons appliqué soit le test t pour échantillons appariés (distribution normale), soit le test de Wilcoxon (distribution non normale).
- Enfin, la **corrélation** linéaire entre 2 ou plusieurs variables a été testée au moyen du test Z de Fisher et du test de sphéricité de Bartlet.

La significativité statistique est mesurée par le niveau de probabilité p pour chaque test. Lorsque cela n'est pas spécifié, la valeur seuil de p est fixée à 0,05. Dans certains cas, nous avons indiqué la valeur précise de p ou une indication semi-quantitative : *** pour p < 0,0001 ; ** pour p < 0,01 ; * pour p < 0,05 et NS pour p > 0,05.

Afin de tester l'existence de différences significatives en termes de **composition floristique** entre 2 ou plusieurs groupes de relevés, nous avons utilisé une analyse non paramétrique de similarité (ANOSIM) basée sur le calcul de distances entre relevés (Sorensen ou Bray-Curtis). La distance est ensuite convertie en rang et le test fonctionne sur la comparaison des distances inter-groupes et intra-groupes par le calcul de la métrique R. Une valeur positive et forte indique une importante dissimilarité inter-groupes. Enfin, la significativité du test est évaluée par 5 000 permutations par groupe d'appartenance (Clarke, 1993 dans Hammer *et al.*, 2004).

$$R = \frac{r_b - r_w}{N(N-1)/4}$$

avec r_b = rang moyen de toutes les distances inter-groupes
r_w = rang moyen de toutes les distances intra-groupes
N = nombre total d'espèces présentes dans seul un relevé

3.3. Modélisation

Enfin, nous avons également mis en œuvre des modèles prédictifs simples. Lorsque nous disposions de plusieurs variables explicatives, une exploration systématique des relations entre

variables a été réalisée au moyen d'une matrice des coefficients de corrélation linéaire et de diagrammes bivariés. Afin de guider notre choix dans la sélection des variables explicatives, nous avons également appliqué des procédures ascendantes de régression pas-à-pas. Schématiquement, il s'agit d'une procédure itérative qui, à chaque étape, indique le régresseur le plus puissant et qui s'arrête lorsque tous les régresseurs susceptibles d'améliorer le modèle ont été identifiés. 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.

Chapitre 2 :

EVOLUTION TEMPORELLE DE LA VEGETATION RIVERAINE SOUS CONTROLES HYDRO-MORPHOLOGIQUES ET ANTHROPIQUES

*Dans ce chapitre, nous développons une **approche temporelle** de l'analyse des facteurs de contrôle de la végétation riveraine. Cette prise en considération de la temporalité des phénomènes permet de replacer les systèmes actuels sur une trajectoire évolutive, intégrant notamment l'historique des contextes anthropiques. De plus, elle facilite la comparaison de processus s'exprimant à des échelles de temps différentes. Un calage temporel précis des phénomènes rend également plus aisé l'identification des causes les plus probables d'un changement parmi un faisceau d'éléments possibles. Enfin, l'analyse rétrospective permet, par analogie et déduction, de formuler des hypothèses ou des scénarii d'évolution à moyen terme.*

*Notre analyse porte sur des dynamiques se manifestant durant la **seconde moitié du 20e s.** Deux échelles spatiales contrastées sont plus particulièrement traitées :*

- *le premier thème concerne l'**évolution des paysages** fluviaux et, plus exactement, la **mise en place et la structuration spatiale des boisements alluviaux** au sein des hydrosystèmes (Chapitre 2-A). Deux exemples sont analysés : la basse vallée de l'Ain et la basse vallée de l'Arve ;*
- *dans un second temps, la question de la dynamique temporelle à l'échelle **des individus** est développée (Chapitre 2-B). Pour cela, nous avons étudié **l'influence du contexte hydro-morphologique sur la croissance ligneuse** d'une espèce très commune sur les marges des cours d'eau rhône-alpins, le frêne. Ce thème est traité à l'échelle du tronçon fluvial.*

Chapitre 2-A

DYNAMIQUE DE VEGETALISATION ET EVOLUTION DE LA STRUCTURE SPATIALE DES CORRIDORS RIVERAINS : LE CAS DE L'AIN ET DE L'ARVE

A/ Introduction
1. Des boisements en expansion
2. L'origine de la colonisation dans les corridors fluviaux
3. La structure spatiale des corridors et des boisements
4. Objectif

B/ Matériel et méthodes
1. Les tronçons d'étude
2. Les données photographiques
3. La reconnaissance des unités physionomiques
4. Les métriques paysagères

C/ Dynamique de végétalisation et structure du corridor de la basse vallée de l'Ain
1. Evolution du corridor de l'Ain
2. Approche sectorisée du corridor de l'Ain
3. Dynamique des boisements dans la plaine moderne
4. Structure du corridor : diversité et changement

D/ Structure et évolution du corridor de la vallée de l'Arve
1. Evolution du corridor de l'Arve
2. Les boisements : origine et évolution structurelle
3. Une diversité paysagère naturelle ou anthropique ?

E/ Synthèse et discussion
1. La dynamique de végétalisation des plaines modernes
2. La dynamique de la structure spatiale des boisements et de la diversité paysagère
3. Perspectives

A/ Introduction

1. Des boisements en expansion

Depuis le début du 20e s., les marges de cours d'eau européens ont connu des évolutions paysagères contrastées et les surfaces forestières ont fortement varié d'un contexte géographique à l'autre. Les recherches historiques nous donnent une assez bonne idée du paysage qu'offraient les cours d'eau à la fin du 19e et au début du 20e s. en Europe occidentale (cf. Chapitre 1, §4.2). Le paysage était alors constitué majoritairement de milieux ouverts comme des prairies, des labours et des "broussailles". Cette situation était en partie maintenue par les pratiques des riverains : pâturage et culture en bord de cours d'eau, prélèvement de bois… Dans certains cas, cette situation était également favorisée par des contextes morphodynamiques où la forte instabilité du lit limitait le développement forestier en fond de vallée, comme par exemple sur les secteurs de tressage des rivières alpines et péri-alpines au 18e s. (Bravard & Peiry, 1993).

Au cours du 20e s., de nombreux cours d'eau ont enregistré une expansion des écosystèmes forestiers et, conjointement, une rétraction significative des bandes actives. Cette augmentation des surfaces boisées a concerné une partie non négligeable du réseau hydrographique. Cependant, à l'échelle nationale, l'ampleur du phénomène demeure difficile à évaluer, seul le quart Sud-Est de la France ayant fait l'objet de recherches importantes sur de nombreux cours d'eau (Liébault & Piégay, 2002). Ce phénomène n'a pas été observé sur les cours d'eau dont les marges ont continué à être valorisées à des fins agricoles ou pastorales (ex. : les régions d'élevage, comme sur le Doubs) ou ceux sur lesquels les crues ont été contrôlées, permettant à moindre risque une implantation humaine sur la rive immédiate du lit mineur (ex. : Rhône, Isère).
En dressant une synthèse de la végétalisation des marges de cours d'eau à l'échelle du bassin rhodanien, Piégay *et al.* (2003) distinguent 4 situations :

- les ripisylves anciennes intra-alpines, déjà arborées à la fin du 19e s., comme sur les marges du Giffre, dans les Alpes du Nord, où le corridor boisé était volontairement maintenu comme moyen de lutte contre les problèmes d'érosion (Piégay, 1995) ;
- les corridors apparus au début du 20e s. au sein des plaines intra-montagnardes (ex. : Ubaye, Giffre), notamment du fait d'une baisse des apports sédimentaires liée à la fin du Petit Age Glaciaire et au reboisement des versants, qu'il soit dû à l'abandon des terres ou volontaire, comme dans le cadre des actions de la Restauration des Terrains de Montagne (RTM) (Peiry, 1988 ; Piégay, 1995). Localement, la construction de digues pour lutter contre les inondations a pu favoriser un développement plus précoce des stades arborés, comme sur certaines sections de l'Arve en Haute Savoie (Peiry, 1988) ou sur la Sarine en Suisse (Mendonça-Santos & Claramunt, 2000) ;
- les boisements des rivières de piedmont (ex. : Ain, Ardèche, Drôme), de développement plus récent, postérieur à 1945 (Piégay, 1995 ; Landon 1999). Cette

végétalisation au cours de la deuxième moitié du 20e s. est également observée par Liébault (2003) sur des petits affluents de la Drôme et du Roubion ;

- les forêts situées à l'aval d'un barrage ou sur un tronçon court-circuité, comme par exemple la Durance à l'aval de Serre-Ponçon (Gallois-Montbrun, 1983), le Drac inférieur (Peiry & Vivian, 1994) ou les aménagements CNR du Rhône (Michelot, 1989).

L'apparition de ces forêts pose alors de nouvelles questions scientifiques (origine, structure, diversité, fonctionnement, perception, appropriation, gestion...), d'autant plus que ce sont des milieux rares à l'échelle européenne et qu'ils demeurent, réellement ou potentiellement, soumis à une pression anthropique importante. Parmi ces interrogations, deux axes de recherches sont directement liés à la problématique de cette thèse et apparaissent comme des étapes préalables à l'exploration des autres questions :

- **identifier les causes** de cet accroissement forestier, et
- **évaluer l'impact** respectif des activités anthropiques et de la dynamique fluviale en termes de **structuration spatiale** du corridor alluvial et des boisements.

2. L'origine de la colonisation dans les corridors fluviaux

L'expansion de la végétation dans les corridors fluviaux est généralement abordée du point de vue de la modification des facteurs de contrôle externes aux tronçons, à savoir le régime hydrologique et la dynamique sédimentaire. En effet, cette modification peut se traduire par une rétraction de la bande active et par une végétalisation associée des surfaces abandonnées.

Ainsi, la réponse de la végétation riveraine à l'artificialisation des débits a-t-elle été largement étudiée, notamment aux Etats-Unis. Sur la North Platte River, Johnson (1994) et Miller *et al.* (1995) montrent comment la baisse de la fréquence et de l'intensité des crues, suite à la construction d'un barrage, et donc une réduction drastique des crues morphogènes, se traduit par une perte d'espaces ouverts au profit des stades boisés et par un vieillissement des unités végétales. L'intensité de cet impact est décroissante depuis la bande active vers l'extérieur du lit majeur. Cette extension spatiale et ce vieillissement des unités, du fait d'une réduction de l'activité hydrologique à l'aval d'un barrage, sont également observés par exemple par Maekawa & Nakagoshi (1997) ou Azami *et al.* (2004). A l'inverse, Dominick & O'Neill (1998) montrent qu'une augmentation des pics et des durées de crue, suite à des transferts d'eau entre bassins versants, peut se traduire par une augmentation de la largeur du chenal et par une réduction des superficies végétalisées.

Un contrôle sédimentaire est également parfois mis en évidence. Dans les collines drômoises, Liébault (2003) montre comment le tarissement sédimentaire, faisant suite aux travaux RTM dans le bassin versant et surtout à la colonisation naturelle des versants du fait de la déprise rurale, s'est traduit par une forte rétraction de la bande active et par la végétalisation des bancs.

Dans les deux cas (modification du régime hydrologique ou déficit de charge), la perte d'activité morphologique se traduit par une rétraction de la bande active et par une colonisation végétale associée. Cette colonisation est elle-même susceptible de favoriser la concentration des flux et donc la tendance à la rétraction. Une colonisation liée au facteur hydrologique se manifeste normalement de façon synchrone sur l'ensemble du tronçon affecté, alors que la réduction des apports sédimentaires depuis l'amont se traduit généralement par une végétalisation

progressive de l'amont vers l'aval (par exemple à une vitesse de 500 m par an dans le cas de Liébault, 2003).

Les causes de ce rétrécissement des bandes actives, observé sur de nombreux cours d'eau durant le 20e s. dans le bassin rhodanien, ont été synthétisées dans le tableau 2.I.

Tableau 2.I – Causes de la rétraction des bandes actives (Liébault & Piégay 2002)

Influence	Facteurs	Causes	Remarques
Amont	Réduction du transport solide	Fin du Petit Age Glaciaire (1850/1880) Construction de barrages Végétalisation du bassin versant (spontanée ou plantation) Correction torrentielle	Réduction des apports antérieure à la rétraction (temps de réponse) Rétraction progressive vers l'aval depuis les sources sédimentaires
	Réduction du régime de crue	Fin du Petit Age Glaciaire (1850/1880) Période hydrologique particulière durant le 20e s. Construction de barrages Végétalisation du bassin versant (spontanée ou plantation)	Végétalisation et rétraction synchrones
Locale	Végétalisation de la plaine alluviale	Modification des pratiques agricoles	Végétalisation et rétraction synchrones
	Incision du chenal	Extraction, dégraissement des bancs…	Incision antérieure à la végétalisation du lit mineur Rétraction progressive depuis le site d'extraction

Le contrôle local de la rétraction des bandes actives et de leur végétalisation est beaucoup plus rarement étudié, bien que potentiellement aussi important. En effet, si l'évolution des bassins versants peut expliquer la rétraction progressive des bandes actives depuis 150 ans (Bravard, 1991 ; Gautier, 1992 ; Miramont & Guilbert, 1997), ces facteurs ne suffisent pas à expliquer l'accélération du phénomène, observée entre 1950 et 1970 sur de nombreux cours d'eau (Liébault & Piégay, 2002). Ces derniers identifient deux causes locales possibles : l'abandon des pratiques riveraines en lit majeur (coupes, pâturage…) et l'incision du lit mineur. Cette dernière intervient, par exemple, sur le cours endigué de l'Isère à l'amont de Grenoble où les extractions de la deuxième moitié du 20e s. ont provoqué l'enfoncement du chenal, la stabilisation des bancs et donc leur végétalisation (Didier, 1994 ; Vautier, 2000). Pour Piégay *et al.* (2003), la végétalisation du lit majeur, du fait de l'abandon des pratiques riveraines (pâturage et coupe de bois), peut également être à l'origine de la végétalisation du lit mineur en modifiant les conditions hydrauliques de dissipation de l'énergie. Ce modèle d'ajustement au contrôle local des conditions du lit majeur est étayé par quatre arguments :

- sur des cours d'eau à charge grossière, Andrews (1984) et Hey & Thornes (1986) enregistrent des largeurs de chenal plus faibles au sein d'un corridor boisé que d'un corridor prairial et d'autres études montrent que le développement de végétation en berge et dans la bande active réduit la largeur du chenal ainsi que sa mobilité (ex. : Tal *et al.*, 2004),
- sur certains cours d'eau, la végétalisation se manifeste avant les fortes incisions des années 1960/1970 (Giffre, Ubaye),
- les rivières dont le lit majeur ne s'est pas boisé après la Seconde Guerre Mondiale ont une bande active qui ne s'est pas rétractée (ex. : le Doubs),

- si une baisse du régime de crue est observée après 1950 sur la Drôme et l'Ain, ce n'est pas le cas sur l'Ardèche, le Buech ou l'Ouvèze qui enregistrent pourtant une rétraction de leur lit mineur.

Cependant, ce modèle de rétraction, sous contrôle anthropique local, n'a jusqu'à présent pas été testé à large échelle. Sur des cours d'eau en tête de bassin, des études montrent que, localement, l'arrêt de pratiques pastorales intensives se traduit par un développement de la végétation et par une réduction de la largeur du chenal (Magilligan & McDowell, 1997 ; Sidle & Sharma, 1996). Sur les grands cours d'eau, la difficulté de tester ce contrôle anthropique local est essentiellement méthodologique. En effet, l'identification précise des causes nécessite un calage temporel et spatial très fin des phénomènes hydro-morphologiques et écologiques sur des zones suffisamment vastes et, donc, la constitution d'un jeu de données important. Il est notamment nécessaire de développer une approche diachronique avec de nombreuses missions, car la comparaison de clichés trop espacés dans le temps ne permet ni de dater finement les changements, ni de distinguer les causes (Greco & Plant, 2003). Pour dissocier l'ensemble des facteurs possibles, il convient également de travailler, si possible, sur un tronçon relativement long, contrairement à ce qui est généralement mis en œuvre. En effet, travailler sur un même cours d'eau en observant des secteurs différents permet de distinguer ce qui relève de la dynamique globale du système de ce qui relève d'ajustements locaux. **Tester ce modèle constitue le premier objectif de ce travail**.

3. La structure spatiale des corridors et des boisements

Avec l'évolution des surfaces, le deuxième aspect généralement pris en considération dans l'analyse des corridors fluviaux concerne les modifications de la diversité paysagère et de leur structure spatiale (Malanson, 1993). Classiquement, la dynamique hydro-morphologique du chenal est considérée comme le premier facteur de contrôle de la structuration de la mosaïque paysagère et de la diversité biologique sensée découler de l'hétérogénéité spatiale créée par cette dynamique (Salo *et al.*, 1986 ; Kalliola & Puhakka, 1988 ; Tabacchi, 1992 ; Parsons, 2000 ; Ward *et al.*, 2002b). De fait, toutes les altérations du régime de perturbation hydro-sédimentaire, résultant de l'aménagement des chenaux (barrage, digue, seuil), des activités extractives ou de modifications de l'occupation du sol au sein des bassins versants, sont susceptibles de se répercuter sur l'organisation et la dynamique de la mosaïque. Cependant, l'impact structurel de telles altérations est parfois imperceptible ou assez paradoxal car masqué par d'autres facteurs. Ainsi, Miller *et al.* (1995), qui ont étudié l'effet de la réduction des crues à l'aval d'un barrage, enregistrent une colonisation végétale importante mais aucune modification significative des indices de structure tels que la richesse, la diversité, la dominance, la longueur moyenne du périmètre ou la taille moyenne des taches paysagères. Les changements paysagers les plus faciles à appréhender sont généralement ceux qui affectent directement les boisements, comme la mise en culture, l'urbanisation ou les plantations (ex. : Décamps *et al.*, 1988). Ces changements entraînent une fragmentation des boisements, définie comme la division d'une unité écologique continue en taches plus petites et discontinues (Rutledge, 2003). Cette fragmentation joue un rôle important, notamment pour la faune, en termes

d'habitat, de déplacement, d'échanges génétiques… (Miller, 1979 ; Rosenberg *et al.*, 1997 ; Gilbert *et al.*, 1998 ; Haddad, 1999).

Mais les études intégrant à la fois les **contrôles morphologiques et anthropiques dans le cadre d'une approche quantitative des changements structurels des boisements riverains** à l'échelle d'un tronçon sont assez rares (ex. : Mendonça-Santos & Claramunt, 2000). Comme pour l'identification précise des processus de végétalisation, l'évaluation de la part relative des différents facteurs dans l'évolution structurale du corridor nécessite (O'Neil *et al.*, 1988 ; Rex & Malanson, 1990 ; Freeman *et al.*, 2003) :

- une démarche diachronique sur des tronçons relativement longs, avec une quantification précise des facteurs hydro-morphologiques et anthropiques dans le lit majeur, et
- une approche surfacique pour apprécier non seulement les superficies, mais aussi la forme des unités.

4. Objectif

L'objectif de cette partie est ainsi d'améliorer notre compréhension des mécanismes fondamentaux d'évolution du paysage riverain sous contrainte anthropique. Pour cela, nous avons testé deux hypothèses (fig. 2.1) :

H1 : l'expansion des surfaces forestières, enregistrée par certains corridors, relève essentiellement d'un contrôle anthropique local et d'un ajustement des conditions locales (cette hypothèse sera testée uniquement sur l'Ain) ;

H2 : au sein des plaines alluviales, les processus hydro-morphologiques, mais aussi socio-économiques, contrôlent la structuration du corridor (diversité, fragmentation…).

La dynamique fluviale, dans les corridors où elle peut s'exprimer, est attendue comme un moteur prépondérant de diversification de la mosaïque. Dans les corridors soumis à une pression socio-économique plus importante, les activités humaines modifient le corridor dans le sens d'une fragmentation des boisements et d'une perte de diversité globale.

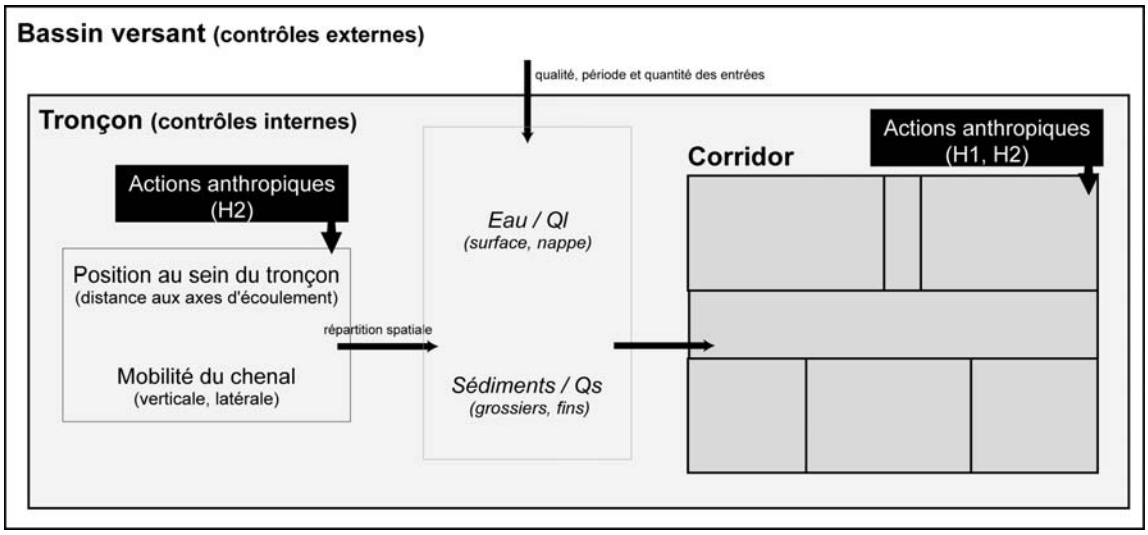


Figure 2.1 – Schéma conceptuel de travail

B/ Matériel et méthodes

L'approche développée dans le cadre de ce travail est inspirée des travaux menés depuis plus de 20 ans en écologie du paysage (Forman & Gordon, 1986 ; Burel & Baudry, 2000). Afin de pouvoir analyser les aspects structurels mais aussi d'apprécier finement les processus au sein du corridor, nous avons réalisé une description détaillée de l'évolution du corridor, à un pas de temps décennal sur des images à haute résolution spatiale (images aériennes) (Greco & Plant, 2003 ; Freeman *et al.*, 2003). De plus, pour éviter des biais d'échantillonnage liés à des spécificités locales au sein d'un corridor, nous avons pris en compte des surfaces aussi importantes que possible. En revanche, compte tenu de la masse de données nécessaire, l'étude n'a porté que sur deux tronçons alluviaux. Elle repose sur une approche à la fois analytique et comparative et aborde deux échelles :

- analyse et comparaison de deux contextes différents, celui de l'Ain (corridor peu soumis à des modifications directes des boisements) et celui de l'Arve (pression anthropique plus forte) et
- comparaison, au sein du tronçon fluvial de l'Ain, de secteurs présentant des conditions contrastées de dynamique fluviale, pour voir si ces dernières influencent l'expression du patron commun de végétalisation et d'évolution de la structure.

1. Les tronçons d'étude

Le choix de la basse vallée de l'Ain et de la vallée de l'Arve comme tronçons d'étude se justifie pour quatre raisons :

- ces deux tronçons, d'environ 40 km de long, possèdent aujourd'hui des corridors boisés de superficie conséquente (plus 500 ha de forêts sur l'Arve et de 1 500 ha sur l'Ain) ;
- ces deux corridors présentent, historiquement et actuellement, des contextes socio-économiques différents. Ainsi, dans la vallée intra-montagnarde de l'Arve, la pression anthropique s'exprime plus fortement (espaces plans plus rares, développement de l'agglomération genevoise, développement industriel) que dans la basse vallée de l'Ain. En effet, cette dernière a connu peu d'aménagements ou d'activités extractrices, comparée à d'autres rivières de ce gabarit présentes dans le bassin du Rhône (Drôme, Isère, Arve…) ;
- sur l'ensemble du corridor de l'Ain, il est possible de distinguer des secteurs dont les caractéristiques morphologiques sont contrastées ;
- enfin, une analyse fine des processus de végétalisation nécessite une très bonne compréhension du fonctionnement hydro-morphologique du tronçon (donc des jeux de données importants) et plusieurs séries de missions aériennes. Il a donc été plus aisé de se concentrer sur des tronçons pour lesquels nous disposions déjà d'un *corpus* de données conséquent pouvant servir de base à notre étude.

Ces deux territoires sont donc à la fois relativement représentatifs d'un même modèle de cours d'eau du bassin rhodanien (affluent du Rhône à charge grossière s'écoulant dans une vallée plus boisée qu'il y a deux siècles) et à la fois suffisamment contrastés pour illustrer deux sous-modèles différents : une rivière intra-montagnarde soumise à une importante pression foncière et un cours d'eau de piedmont au sein d'une matrice agricole.

2. Les données photographiques

L'analyse de l'évolution du corridor s'appuie sur les **photographies aériennes** de l'IGN (tab. 2.II). Dans le cadre de notre problématique, cette source de données présente les avantages suivants :

- en termes d'échelle spatiale, ces documents présentent un bon compromis entre la superficie couverte et la résolution ; 10 à 20 clichés, selon les échelles, sont nécessaires pour étudier l'ensemble du corridor ;
- en termes d'échelle temporelle, ces documents permettent de remonter au milieu du 20e s. et d'étudier des pas de temps assez courts (10 ans en moyenne).

Tableau 2.II – Missions aériennes utilisées pour l'analyse du paysage

Rivière	Année	Nom de la mission	Echelle	Emulsion[a]
Arve	1936	F 3429	1 : 24000	P NB
	1961	F 3329-3526	1 : 25000	P NB
	1973	FR 2437 IR	1 : 15000	IR C
	1984	IFN 74	1 : 15000	P NB
	2000	FD 01-74	1 : 25000	P C
Ain	1945	F 3030 3131	1 : 25000	P NB
	1954	F 3030 3230	1 : 25000	P NB
	1963[b]	F 3127-3130	1 : 25000	P NB
	1965[b]	F 2831-3131	1 : 25000	P NB
	1971	FR 2115	1 : 15000	P NB
	1980[c]	F 80 145	1 : 14500	P NB
	1983[c]	F 3130-3230	1 : 30000	P NB
	1991	F 3130-3131	1 : 30000	P NB
	2000	FD 01-74	1 : 25000	P C

[a] P = panchromatique, IR = infra-rouge, NB = noir et blanc, C = couleur
[b] 1963 de Pont d'Ain à Chazey-sur-Ain et 1965 de Chazey-sur-Ain à la confluence
[c] 1980 de Chazey-sur-Ain à la confluence et 1983 de Pont d'Ain à Chazey-sur-Ain

L'utilisation d'**images satellites**, très précieuse par ailleurs (Muller, 1997 ; Boyd & Danson 2005), n'a pas été retenue dans la mesure où les images de résolution fine (ex. : images Ikonos ou Quickbird en panchromatique respectivement à 1 et 0,6 m de résolution) sont récentes et ne permettent donc pas une approche diachronique sur une période suffisamment longue (Groshong, 2004). S'il existe des images satellites plus anciennes de type Landsat (1975), leur résolution ne permet pas une identification suffisamment fine des éléments du corridor, notamment de différents couverts fortement imbriqués (Congalton *et al.*, 2002).

De même, les **documents anciens** (cadastre, cartes anciennes…) permettant de remonter plus loin dans le temps que les clichés aériens (ex. : Girel *et al.*, 2003 sur l'Isère ou Hohensinner *et al.*, 2004 sur le Danube), n'ont pas été utilisés, car ils sont de qualité et de précision variable ; la comparaison avec l'information extraite des photographies IGN est trop délicate à opérer : difficulté du recalage du fond ancien, description vague des types d'unités...

Ainsi, l'utilisation des photographies aériennes, complétée par des vérifications *in situ*, paraît être une méthode efficace pour atteindre l'objectif fixé (Mendonça-Santos & Claramunt, 2000 ; Greco & Plant, 2003).

Les clichés des missions sélectionnées ont été scannés (au minimum à 600 dpi, soit une résolution d'environ 0,5 m), rectifiés et géoréférencés à partir de la carte topographique pour l'Ain et à partir des orthophotos de la mission 2000 de l'IGN pour l'Arve. L'erreur moyenne quadratique (*RMS*) est, sauf exception, toujours inférieure à 5 m. Pour l'Ain, ce travail avait été déjà réalisé en grande partie dans le cadre de précédentes études réalisées au sein de l'UMR 5600 ; O. Cretin-Maintenaz de l'ONF a traité les clichés de l'Arve dans le cadre du programme LIFE "Forests for water".

3. La reconnaissance des unités physionomiques

Pour les deux tronçons, nous avons dans un premier temps délimité l'enveloppe du corridor.

- Sur l'Ain, elle correspond à la plaine moderne définie comme la zone remaniée par la rivière durant les derniers siècles (depuis le Moyen-Âge). D'une superficie inférieure au lit d'inondation (= lit majeur), elle couvre une zone inondée pour un débit proche de Q_{10} (Bravard *et al.*, 1990) ; cette zone a été délimitée dans le cadre d'une étude géomorphologique de la basse vallée (Piégay *et al.*, 2000).
- Sur l'Arve, l'enveloppe retenue correspond à celle définie dans le cadre du programme LIFE "Forests for water". Compte tenu de la forte urbanisation de l'ensemble du linéaire, seules les 3 zones présentant encore des boisements alluviaux conséquents ont été retenues : "Bois d'Anterne", "plaine de Contamine" et "étang des îles et bois de Vernaz". Pour chaque site, l'enveloppe correspond globalement au lit majeur ; elle a été délimitée à partir des photographies de 2000 et du fond topographique IGN. L'enveloppe a été définie *a minima* pour la situation en 2000 ; par exemple, sur le site de Contamine, l'autoroute A 41, passant en rive gauche, n'a pas été intégrée. Cette délimitation sous-estime probablement l'impact anthropique local, mais permet de concentrer l'analyse sur l'évolution des boisements actuels.

Au sein de cette enveloppe, nous avons défini des unités physionomiques sur la base de critères visuels (couleur, texture et structure) (tab. 2.III ; fig. 2.2), en nous basant sur :

- les unités végétales définies sur l'Ain par Pautou & Girel (1986) et Marston *et al.* (1995),
- les critères de reconnaissance développés par Girel (1986), et
- des vérifications sur le terrain (comparaison entre les photographies de la mission 2000 et les unités végétales observées sur le terrain en 2002 et 2003).

La possibilité d'identifier ces unités sur les différentes séries de clichés, compte tenu des différences d'échelle et d'émulsion, a été évaluée sur une photographie de chaque série avant la digitalisation de l'ensemble du corridor réalisée par un seul opérateur.

La détermination d'unités physionomiques ne permet pas de distinguer des habitats ou des groupements phytosociologiques de façon détaillée ; cependant, il est possible d'établir un modèle simple de succession des unités physionomiques, d'une part à partir de la bande active et, d'autre part en partant des prairies (fig. 2.3).

Tableau 2.III – Définitions et caractéristiques des unités physionomiques du corridor de l'Ain

Dénomination	Type d'unités	Caractéristiques (détail : cf. Girel, 1986)
Bande active[a]	Chenal en eau Bancs de galets non végétalisés	Sombre et lisse pour l'eau Blanc pour les galets
Végétation pionnière éparse	Communautés herbacées et saulaies arbustives installées sur substrat grossier (galets et sables), les arbustes forment un couvert non jointif et mesurent en général moins de 2 à 4 m de haut	Fond blanc (bancs de galets) Taches grises éparses plus ou moins rugueuses selon qu'il s'agisse d'herbacées ou de buissons
Végétation pionnière dense	Saulaies/peupleraies arbustives installées sur substrat moyen (sable), les individus forment un couvert jointif d'une hauteur supérieure à 3 à 4 m	Texture relativement uniforme Canopées jointives, houppiers non individualisés
Végétation post-pionnière	Boisements dominées par des arbres, essentiellement des essences post-pionnières (frêne, grands érables…)	Texture rugueuse du fait de la forme des houppiers relativement individualisés et facilement indentifiables
Lande arbustive	Unités dominées par des espèces buissonnantes (*Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Viburnum lantana*…) formant un couvert relativement continu avec ponctuellement quelques arbres isolés (surtout des peupliers noirs) Confusion possible avec des boisements en taillis sous futaie sur les photographies anciennes	Fond relativement homogène gris foncé, avec présence de houppier non jointifs bien marqués
Prairie	Unités herbacées sans buissons, essentiellement des prairies sèches (Pelouse à *Bomus erectus*…)	Couleur homogène entre gris clair et gris foncé
Prairie embroussaillée	Identique au type "prairie" mais avec une colonisation plus ou moins importante d'espèces buissonnantes (*Prunus spinosa*…)	Fond de type «prairie» Avec des taches grises éparses et rugueuses de buissons
Culture	Terres labourées	Parcelles géométriques, les sillons de labour forment des lignes parallèles
Installation anthropique	Habitations, campings, routes, gravières	Variables
Végétation anthropique	Plantations Bords de gravière Végétation sous lignes électriques	Houppiers alignés Divers Cf. type «prairie», forme linéaire étroite
Bras mort[b]	Zone aquatique inscrite dans l'ancien lit de la rivière, isolée du chenal actif par un ou deux bouchons alluviaux	Sombre et lisse pour l'eau Variable en présence de végétation aquatique et pour les ceintures d'hélophytes

[a] le chenal en eau et les bancs de galets ont été regroupés car l'évaluation de la superficie de ces deux unités est très dépendante du débit lors de la mission. Lorsque le débit baisse, toutes choses étant égales par ailleurs, la surface des bancs augmente. Par exemple, sur l'Ain, le débit à Chazey lors de la mission de 1971 était de 112 $m^3.s^{-1}$ alors qu'il n'était que de 21 lors de la mission 2000.

[b] Compte tenu de la taille et de la forme de ces objets, leur identification et leur digitalisation restent des taches délicates (Citterio, 1997). Ainsi, ils ont été digitalisés lorsqu'ils étaient visibles mais ils n'ont pas été intégrés à l'analyse.

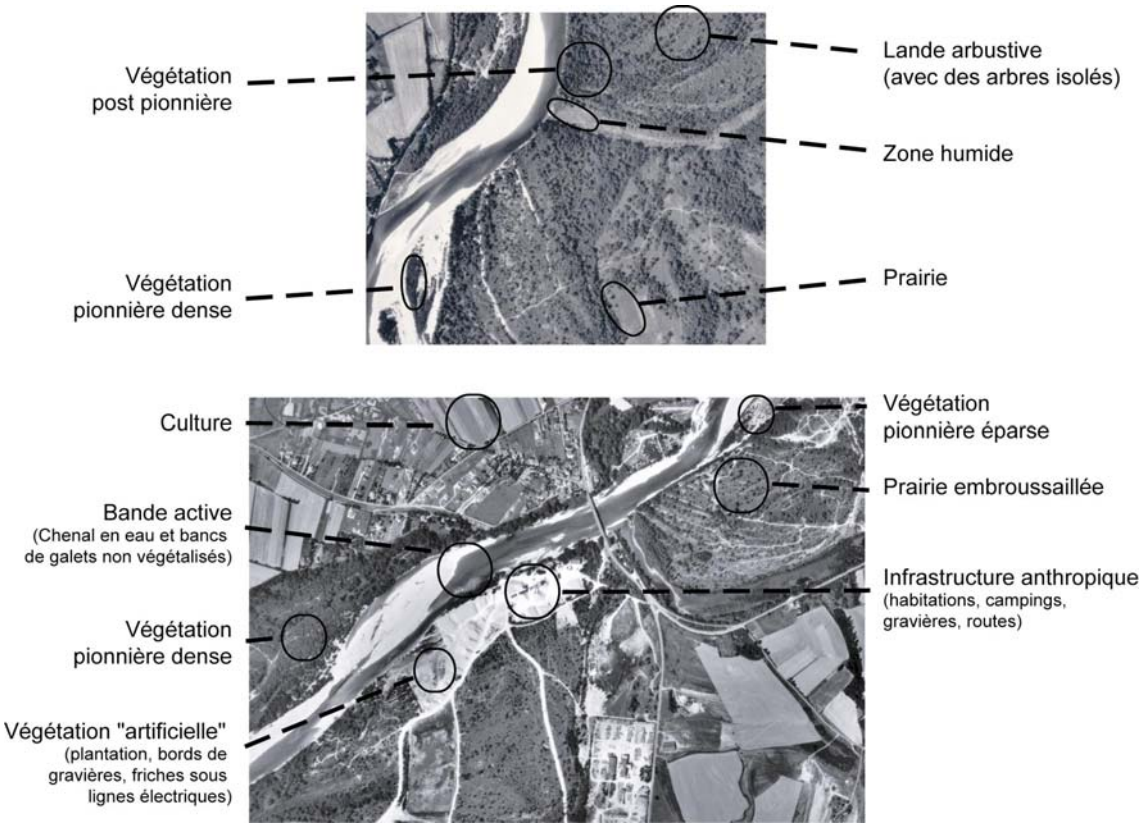


Figure 2.2 – Les unités physionomiques du corridor de l'Ain, photographies IGN

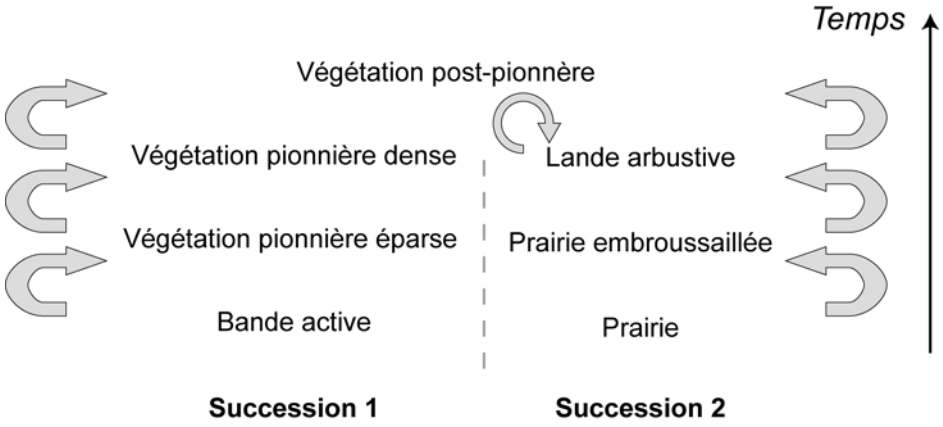


Figure 2.3 – Schéma simplifié de la dynamique d'évolution des unités physionomiques, les évolutions régressives ne sont pas figurées et l'échelle de temps est qualitative

Le stade le plus avancé observé dans le corridor de l'Ain, est caractérisé par des essences post-pionnières comme le frêne et, selon le niveau de connexion hydrologique, par d'autres essences comme l'aulne glutineux dans les stations humides, le tilleul dans les stations sèches… Notons enfin que, pour la succession 2, le passage de la lande arbustive à la

végétation post-pionnière n'est pas systématique. En effet, dans certains cas, les conditions édaphiques ne permettent pas la mise en place d'un boisement dense, et la physionomie de lande avec quelques arbres épars peut perdurer pendant plusieurs décennies.

Pour le corridor de l'Arve, le travail de reconnaissance et de digitalisation des unités a été réalisé par O. Cretin-Maintenaz (ONF), sur la base d'une typologie simplifiée des unités de l'Ain, afin de prendre en compte les spécificités des sites (tab. 2.IV).

Tableau 2.IV – Définitions et caractéristiques des unités physionomiques du corridor de l'Arve

Dénomination	Type d'unités	Caractéristiques
Bande active	Chenal en eau Bancs de galets non végétalisés	Sombre et lisse pour l'eau Blanc pour les galets
Végétation pionnière éparse	Communautés herbacées et saulaies arbustives installées sur du substrat grossier (galets et sable), les arbustes forment un couvert non jointif et mesurent en général moins de 2/4 m de haut	Fond blanc (bancs de galets) Taches grises éparses plus ou moins rugueuses selon s'il s'agisse de herbacées ou de buissons
Boisements	Végétation pionnière dense + végétation post-pionnière	cf. tableau 2.III
Culture	Terres labourées	Parcelles géométriques, les sillons de labour forment des lignes parallèles
Installation anthropique	Habitations, campings, routes, gravières	Variables
Plan d'eau	Zones aquatiques lentiques liées aux extractions de granulats dans le lit de la rivière	Surface homogène, sombre et lisse de forme plus ou moins compacte et géométrique
Phragmitaie	Unités herbacées hautes composées presque exclusivement de *Phragmites australis*	Surface homogène gris clair à moyen, de texture granuleuse fine Colonise généralement les anciens plans d'eau d'extraction

4. Les métriques paysagères

4.1. Les métriques de structure

La structure d'un paysage peut être décrite par de très nombreux indices : la taille, la forme, la part relative, le nombre et la position des unités qui le composent… (O'Neil *et al.*, 1988). A partir des couches vectorielles issues de la digitalisation des unités physionomiques et rassemblées dans un S.I.G., des requêtes ont permis de produire les informations suivantes :

- **superficie** par type d'unité ;
- **diversité paysagère** : indice de Shannon, ou équitabilité lorsque le nombre d'unités est différent entre deux sites comparés ;
- **densité de lisière** : rapport entre la longueur totale des écotones dans un site et la superficie totale du site (exprimée en mètre par hectare) ;
- **nombre de taches** par type d'unité ;
- indice de **dimension fractale** moyen par type d'unité. Cet indice renseigne sur le degré de complexité d'une forme ; il varie entre 1 et 2. Lorsqu'une tache présente une valeur proche de 1, sa forme est relativement simple (ex. : un carré, un cercle) ; lorsqu'elle

tend vers 2, sa forme est complexe avec de nombreuses circonvolutions. Cet indice est indépendant de la taille des taches, il permet donc de s'affranchir d'éventuelles différences engendrées par la qualité des clichés.

$$FRAC = \frac{2 \times \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}}$$

avec p_{ij} = périmètre de chaque tache ij (en m)
a_{ij} = superficie de la tache ij (en m^2)

Les calculs ont été réalisés avec le module V-LATE (Vector-based Landscape Analysis Tools Extension) fonctionnant sous ArcGis, développé par l'université de Salzburg et disponible gratuitement sur le site http://www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm. Les formules utilisées pour le calcul des métriques sont celles du logiciel d'analyse du paysage FRAGSTATS (cf. : http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html).

4.2. Les métriques de changement

Deux métriques ont été utilisées pour traduire le changement. Elles sont basées sur le calcul des matrices de transition entre deux dates. Ces matrices sont des tableaux à double entrée avec, comme modalités en ligne, les types d'unités pour une mission aérienne donnée et, en colonne, les mêmes unités pour la mission suivante (tab. 2.V). L'intersection entre l'unité i et l'unité j indique la superficie totale des zones occupées par des unités j devenues des unités i (= S_{ij}).

De cette matrice, nous avons extrait deux métriques :

- la **surface par unité d'origine** : pour une unité physionomique i à l'année p + x, il s'agit de sa surface brute répartie en fonction du type d'unité à l'année p (S_{i1}, S_{i2}, …, S_{ij}, …, S_{in}), et
- le **taux de changement** entre deux dates, c'est-à-dire le rapport entre les surfaces ayant changé d'état entre les deux dates (passage d'une unité physionomique à une autre) et la surface totale du corridor (= [1 - S_{11} - S_{22} … - S_{nn}] / $S_{\text{totale du corridor}}$).

Tableau 2.V – Construction de la matrice de transition des unités physionomiques entre deux dates

		Année p + x					
		Unité 1	…	*Unité i*	…	…	*Unité n*
Année p	*Unité 1*	S_{11}	…	S_{i1}	…	…	S_{n1}
	…	…		…			
	Unité j	S_{1j}		S_{ij}	…	…	S_{nj}
	…	…		…			
	Unité n	S_{1n}		S_{in}	…	…	S_{nn}

C/ Dynamique de végétalisation et structure du corridor de la basse vallée de l'Ain

1. Evolution du corridor de l'Ain

1.1. Analyse bibliographique

L'Ain présente aujourd'hui un large corridor boisé au sein d'une matrice agricole avec des installations anthropiques représentant moins de 20 % de l'ensemble (essentiellement des gravières en lit majeur). Au début du 20e s., les milieux forestiers étaient quasiment inexistants dans la plaine de l'Ain. Plusieurs sources documentaires attestent de ce très faible taux de boisement :

- les cadastres des deux communes de Blyes et de Mollon analysés par Piégay (1995),
- une carte ancienne du pont de Neuville et le cadastre de la commune de Saint-Jean-de-Niost (également décrit par Piégay, 1995), et
- l'absence de référence dans l'inventaire réalisé au début du 20e s. par le ministère de l'Agriculture (Daubrée, 1912).

Le développement des boisements a, dans un premier temps, été interprété comme le résultat de la réduction des débits solides et liquides et donc des contraintes hydrauliques (Fagot *et al.*, 1989 ; Bravard *et al.*, 1990). La réduction des apports sédimentaires (phytostabilisation des versants, rétention de la charge dans des petits ouvrages de dérivation) et l'incision du Rhône se sont traduits, avant 1920, par une incision généralisée de l'ensemble du linéaire et une métamorphose fluviale, le style en tresses caractéristique des 18e et 19e s. étant remplacé par un style sinueux. La transition est effective dès 1930. La déprise rurale (1850/1930) est également évoquée par ces auteurs, mais sans qu'ils déterminent l'importance relative de chaque facteur.

Une approche plus quantitative a permis à Piégay (1995) de mieux cerner les causes possibles et leur chronologie. Au terme de son analyse, il émet l'hypothèse selon laquelle l'implantation de la végétation atteint un paroxysme entre 1945 et 1971, soit après la métamorphose de l'Ain liée au changement des conditions hydro-sédimentaires à l'amont, et qu'elle se déroule en deux phases :

- d'abord, un développement de la végétation dans le lit majeur du fait de l'abandon des pratiques riveraines (pâturage, bois de chauffe) puis,
- la végétalisation du lit mineur par ajustement à ces nouvelles conditions.

Le rôle des barrages dans cette évolution est potentiellement double : sédimentaire et hydrologique. Les premiers grands barrages bloquent totalement le transit sédimentaire depuis les années 1930 (Cize-Bolozon construit en 1931). Ils n'ont donc pas déclenché la métamorphose fluviale de l'Ain. Par contre, la rupture du transport sédimentaire qui résulte de leur construction se traduit par une progression du déficit de charge de fond en direction de l'aval (250 m par an) et donc par un pavage abouti du lit (Rollet *et al.*, 2005). Cette vidange

sédimentaire dans la partie amont engendre de l'incision et une diminution de la superficie des bancs de galets et, par conséquent, une perte de mobilité latérale normalement favorisée par les diffluences de courant au niveau des bancs (Rollet, 2002).

L'impact hydrologique du barrage de Vouglans, seul des 5 barrages possédant la capacité d'écrêter les crues, est plus délicat à interpréter. En effet, les seules données accessibles avant 1960 sont les débits journaliers maximum (reconstitués après 1968) (fig. 2.4). Il apparaît, dans la chronique, une disparition des crues dont le débit est supérieur à 1200 $m^3.s^{-1}$ sur la période 1958/1989. Or le barrage a été mis en service en 1968, soit 10 ans après le début de cette période de faible hydraulicité. Celle-ci est encore plus prononcée entre 1971 et 1976, période durant laquelle aucune crue supérieure au $Q_{1,5}$ n'est enregistrée. Cependant, cette chronique doit être interprétée prudemment, car les données pour la période avant 1960 ont été fournies par la DDE, sans qu'il soit possible d'en déterminer précisément l'origine : nous savons qu'elles proviennent d'une station à Chazey-sur-Ain, mais sans être certains que ce soit la même station qu'aujourd'hui.

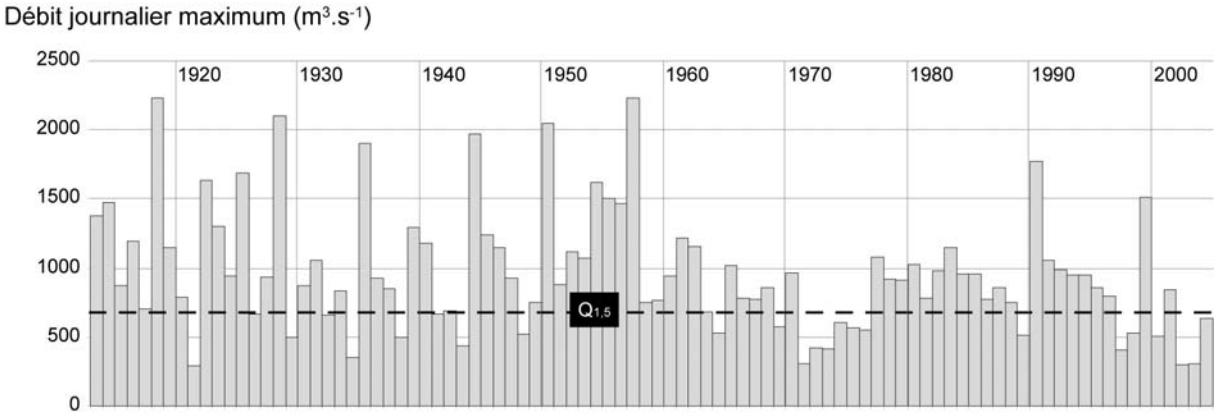


Figure 2.4 – Débits journaliers maximum à la station de Chazey-sur-Ain, période 1913/2004, source : Banque HYDRO et DDE

1.2. Analyse des photographies aériennes

Depuis 50 ans, la part des différentes unités de la plaine moderne a été fortement modifiée (fig. 2.5) ; aucune ne présente une superficie constante sur l'ensemble de la période.

Parmi les unités paysagères qui progressent au cours de la deuxième moitié du 20e s., nous pouvons distinguer les surfaces liées aux activités anthropiques et celles liées au vieillissement des unités par déroulement des successions végétales.

- Les surfaces occupées par des forêts post-pionnières sont passées de 123 ha en 1954 à 833 ha en 1991 (fig. 2.6).

- Dans une moindre mesure, les landes arbustives voient leur surface augmenter, essentiellement entre 1965 (265 ha) et 1971 (345 ha).
- Les surfaces en cultures augmentent fortement sur la période 1965/1980 en passant de 350 à 550 ha.
- Les autres unités d'origine anthropique progressent de façon plus régulière sur l'ensemble de la période, essentiellement du fait de l'extension des gravières. En 2000, ces unités, avec les cultures, représentent 25 % du corridor (dont 63 % de culture).

A l'inverse, les unités paysagères directement liées au remaniement du substrat et les milieux prairiaux, plus ou moins ouverts, ont diminué.

- La bande active passe de 650 ha en 1945 à moins de 420 ha en 1980, soit respectivement, 20 puis 13 % de la plaine moderne (dont la superficie totale est de 3300 ha). La valeur semble ensuite se stabiliser autour de 410 ha.
- La végétation éparse colonisant les bancs de galets représentait environ 300 ha jusqu'en 1963. La diminution est brutale dès 1971 (130 ha), et se confirme sur la période 1991 et 2000 (entre 70 et 80 ha).
- Les milieux pionniers denses, plus évolués, connaissent une régression régulière entre 1945 (422 ha) et 2000 (187 ha).
- Concernant l'évolution des milieux prairiaux, une réduction des surfaces très nette est enregistrée entre 1963 (484 ha) et 1980 (176 ha) pour les prairies non embroussaillées alors que la réduction, pour les prairies embroussaillées, se manifeste plus tardivement entre 1971 (624 ha) et 1991 (377 ha).

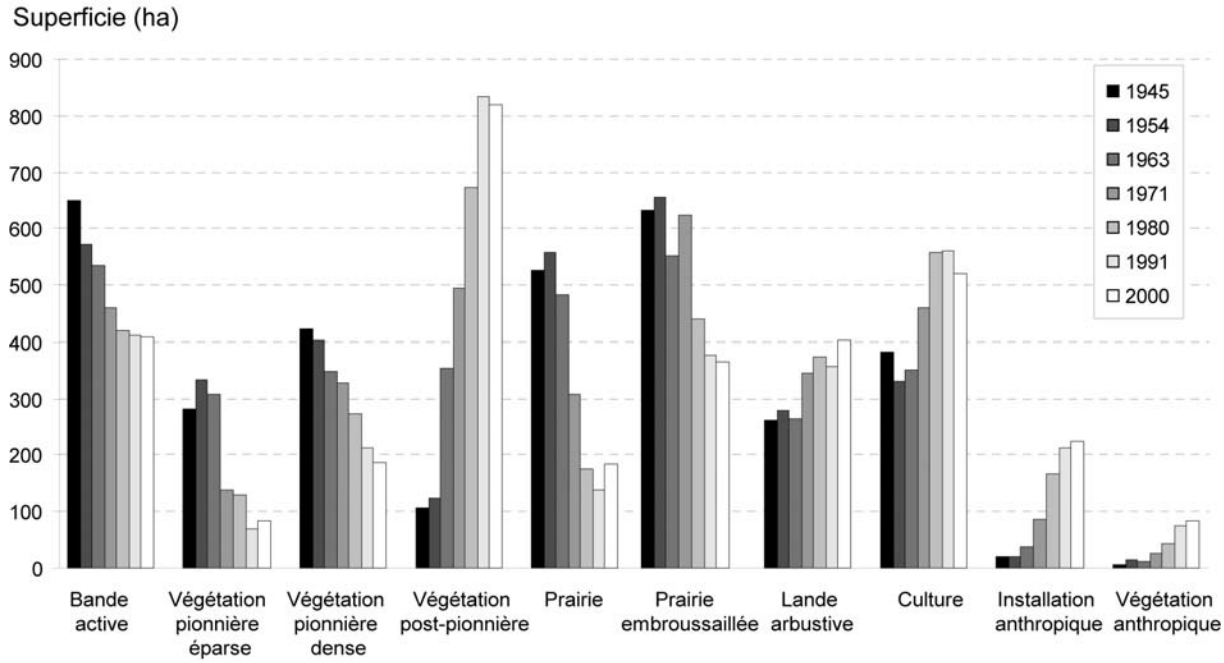


Figure 2.5 – Evolution des surfaces des unités physionomiques du corridor de l'Ain entre 1945 et 2000

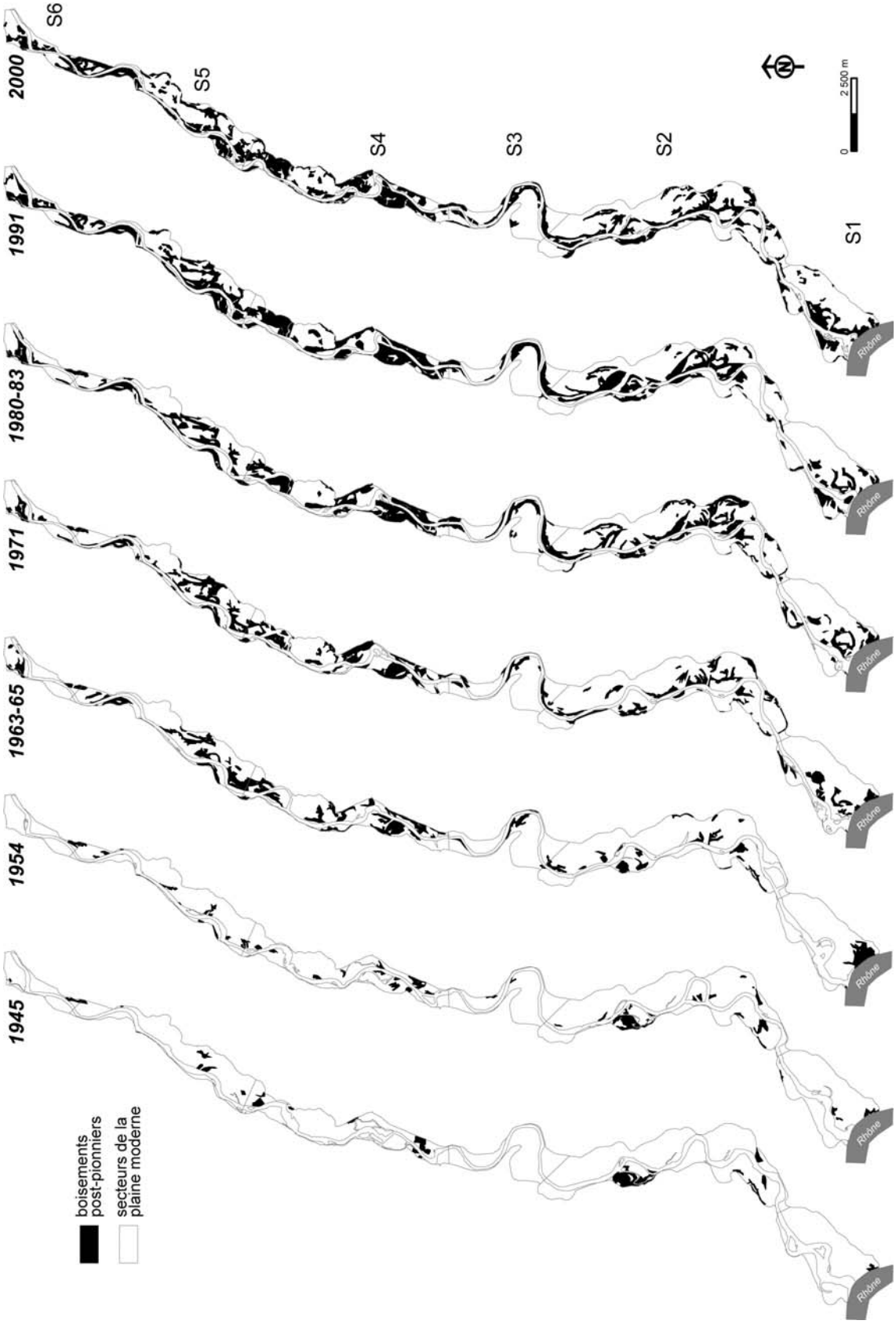


Figure 2.6 – Evolution des boisements post-pionniers dans la plaine moderne de la basse vallée de l'Ain entre 1945 et 2000, d'après les photographies IGN, pour la définition des secteurs cf. fig. 2.8

2. Approche sectorisée du corridor de l'Ain

2.1. Objectif et principe

Pour le corridor de l'Ain, nous avons développé une approche doublement sectorisée :

- une sectorisation longitudinale, sur la base de critères géomorphologiques, afin de comparer 6 secteurs présentant des conditions contrastées de dynamique fluviale, et
- une sectorisation latérale, afin de comparer, sur les 50 dernières années, la zone effectivement remaniée par érosion latérale et la zone non remaniée.

Cette double sectorisation permet d'apporter des éléments de réponse à nos deux hypothèses, en observant, d'une part, si la végétalisation se produit sur les différentes zones de façon synchrone ou non et en évaluant, d'autre part, l'impact de différents régimes de perturbation érosive sur la structuration du corridor. Cette approche ne sera pas développée sur l'Arve, notamment du fait de l'absence de données géomorphologiques adéquates pour élaborer une sectorisation longitudinale pertinente.

2.2. Sectorisation longitudinale

Afin de mettre en évidence des secteurs contrastés au sein de la basse vallée de l'Ain, nous avons sélectionné trois paramètres géomorphologiques au sein d'un *corpus* de données plus vaste (Rollet *et al.*, 2005) :

- l'évolution verticale de la ligne d'eau (mobilité verticale du chenal entre 1920 et 1999),
- la mobilité latérale du chenal (érosion latérale entre 1945 et 2000), et
- l'intensité de la rétraction de la bande active (évolution de la surface de bande active également entre 1945 et 2000).

Ces trois paramètres ont été renseignés, pour l'ensemble de la plaine moderne, par tronçons de 250 m (Piégay *et al.*, 2000 ; Rollet *et al.*, 2005).

Une typologie des tronçons de 250 m a été réalisée par une classification non hiérarchique de type nuée dynamique (*K-means clustering*). Cette procédure débute par une assignation aléatoire des tronçons, au sein des types dont le nombre est fixé soit en accord avec une hypothèse particulière (par exemple 4 si on travail sur 4 régions différentes), soit par essais successifs de plusieurs nombres de classes (généralement entre 3 et 7). Le nombre final de types est sélectionné visuellement comme le meilleur compromis entre une typologie trop simpliste et une autre trop détaillée. Dans notre cas, 5 types ont été retenus. Ensuite, de façon itérative, les tronçons se voient affecter le type dont ils sont le plus proches (en termes de moyenne). Après chaque nouvelle affectation, la moyenne du type est recalculée en prenant en compte la valeur du tronçon affecté au type.

Les caractéristiques des 5 types sont présentées sur la figure 2.7A :

- Type 1 : forte rétraction de la bande active, forte incision du lit, érosion latérale moyenne,
- Type 2 : rétraction moyenne, forte incision, érosion moyenne à faible,

- Type 3 : rétraction faible, exhaussement, faible érosion de berge,
- Type 4 : faible élargissement de la bande active, exhaussement, forte érosion de berge,
- Type 5 : faible rétraction moyenne, incision, faible érosion.

La typologie a ensuite été projetée longitudinalement (fig. 2.7B), ce qui permet de déterminer visuellement des secteurs homogènes caractérisés par 1 ou 2 types de tronçons de 250 m. La détermination est visuelle mais, pour ne pas définir de secteurs trop courts, le nombre minimum de tronçons par secteur est fixé à 8, soit une longueur de 2,5 km.

La sectorisation longitudinale permet de distinguer 6 secteurs présentant des intensités variables des processus morphologiques. Les secteurs identifiés sont cohérents avec ceux définis par Rollet *et al.* (2005), portant uniquement sur le lit mineur et intégrant d'autres paramètres comme la pente du lit ou la granulométrie.

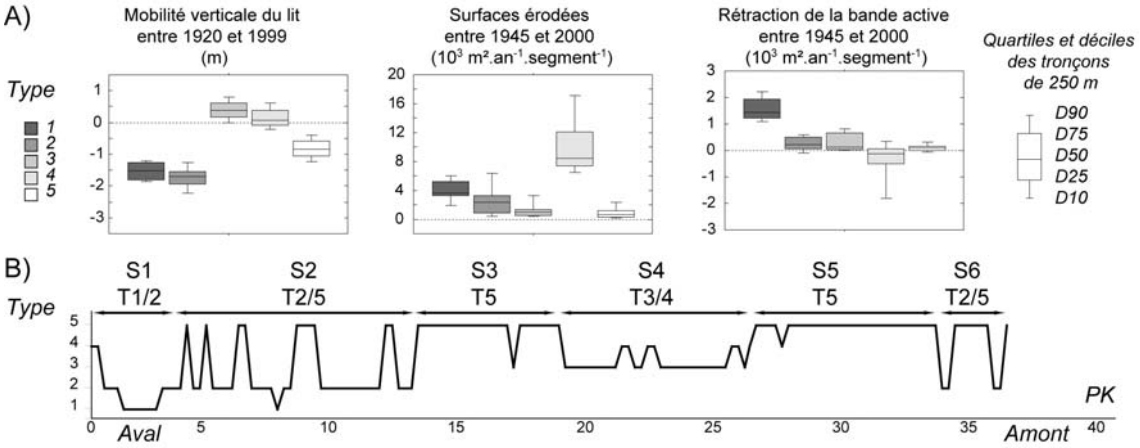


Figure 2.7 – Sectorisation longitudinale de l'Ain, A) caractéristiques des 5 types issus de la classification sur les tronçons de 250 m, B) répartition spatiale des types par tronçon de 250 m

La variabilité spatiale de l'incision sur la période 1920/1999, déjà mise en lumière par Piégay *et al.* (2000), ressort ici nettement (fig. 2.8). Seul le secteur 4 enregistre un léger exhaussement de la ligne d'eau (médiane de + 0,5 m). L'incision est plus marquée aux extrémités amont et aval de la basse vallée (secteurs 1, 2 et 6) avec des valeurs médianes de 1,5 m. L'incision amont s'explique en grande partie par le déficit de charge de fond, alors qu'à l'aval le contrôle du niveau par le Rhône et l'ajustement, du fait de nombreux recoupements de méandres entre 1945 et 1971, sont prépondérants (Rollet e*t al.*, 2005).

En termes de dynamique érosive, le secteur de la confluence présente les valeurs brutes les plus importantes (médiane de 3 863 m² de lit majeur érodé par segment et par an, maximum de 17 984 m² par segment par an), mais aussi la plus forte variabilité entre les différents tronçons de 250 m (intervalle inter-quartiles de 3 860 m² par segment par an). Ce secteur se distingue également par une rétraction importante et variable de la bande active. Cependant, dans la mesure où la plaine moderne est ici très large, la part de celle-ci remaniée à l'échelle de la deuxième moitié du 20e s. n'est que de 43 %, alors que dans le secteur 4, cette zone représente 58 % de la plaine moderne. Ce secteur 4 est également très dynamique : l'érosion médiane atteint 1 050 m² par an par segment, avec un maximum de 12 119 m² par an par segment. Le secteur le plus stable est situé au niveau de la boucle de Chazey ; la présence d'affleurements morainiques se traduit par une dynamique latérale très réduite (érosion

médiane de 552 m² par an par segment, maximum de 3 380 m² par an par segment) et par une rétraction également très faible (médiane inférieure à 62 m² par an par segment, maximum de 244 m² par an par segment). Ainsi, ce secteur présente la plus faible proportion de bande active remaniée (26 %). Les autres secteurs présentent des situations intermédiaires, avec une part de plaine remaniée d'environ 30 %.

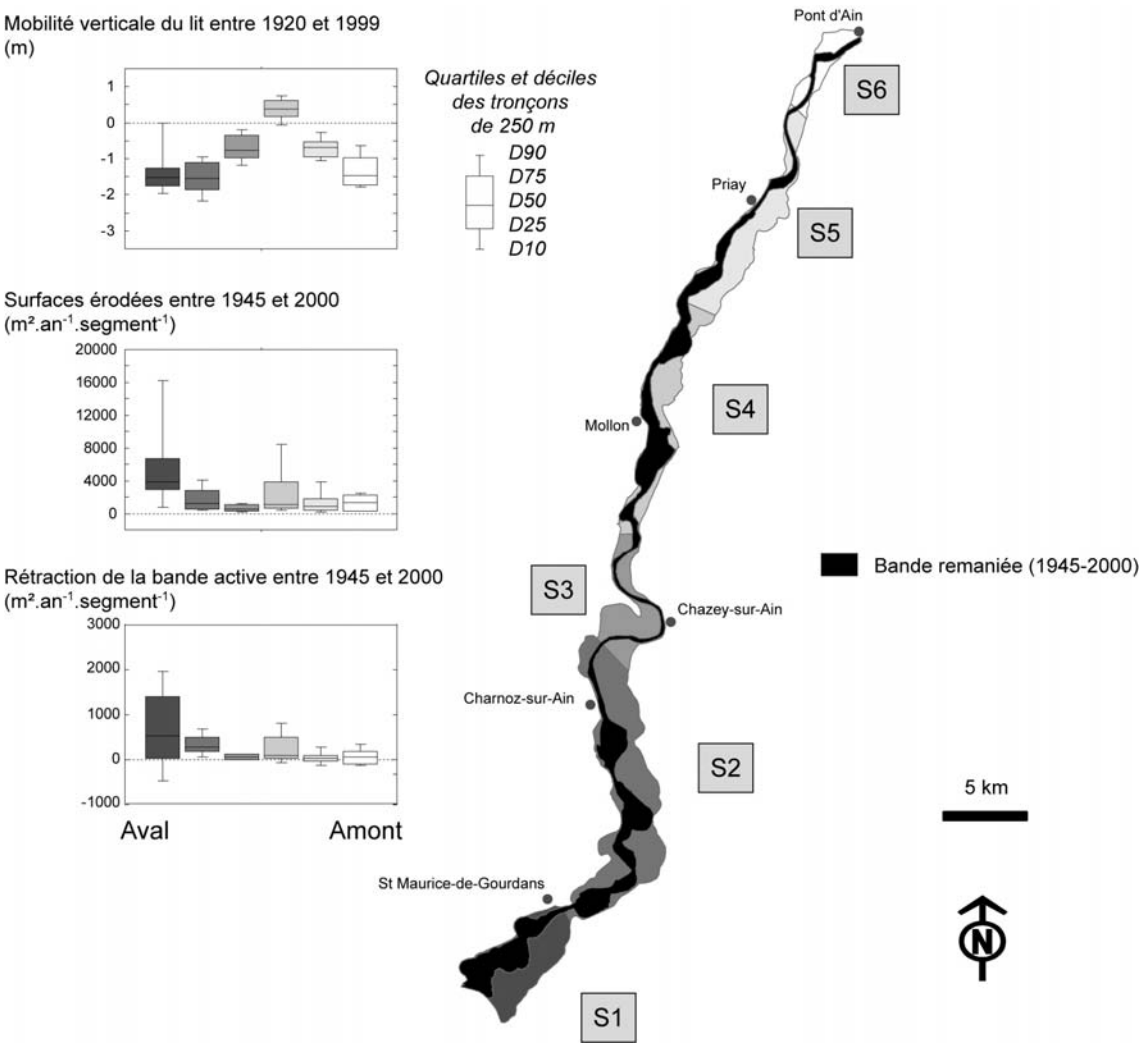


Figure 2.8 – Sectorisation longitudinale et latérale du corridor de l'Ain, mobilité latérale, érosion et rétraction de la bande active par tronçon de 250 m pour chaque secteur

2.3. Sectorisation latérale.

Si l'ensemble de l'enveloppe retenue (= la plaine moderne) est inondable et susceptible d'être en théorie érodée, seule une bande a été effectivement remaniée au cours des 50 dernières années (affleurement, protections…). Cette zone de remaniement récente a été déterminée par superposition des tracés de bande active sur l'ensemble des missions disponibles. La zone ainsi obtenue correspond à la bande ayant été remaniée au cours des 50 dernières années : c'est la zone de divagation effective. Le résultat obtenu confirme la sectorisation longitudinale, dans la mesure où les secteurs disposant de largeurs brutes de surface remaniée importantes présentent également la mobilité latérale la plus forte (fig. 2.8).

2.4. Dynamique morphologique de la zone de remaniement

L'activité morphologique au sein de la zone remaniée pour les différents secteurs a été retracée depuis 1945 (fig. 2.9).

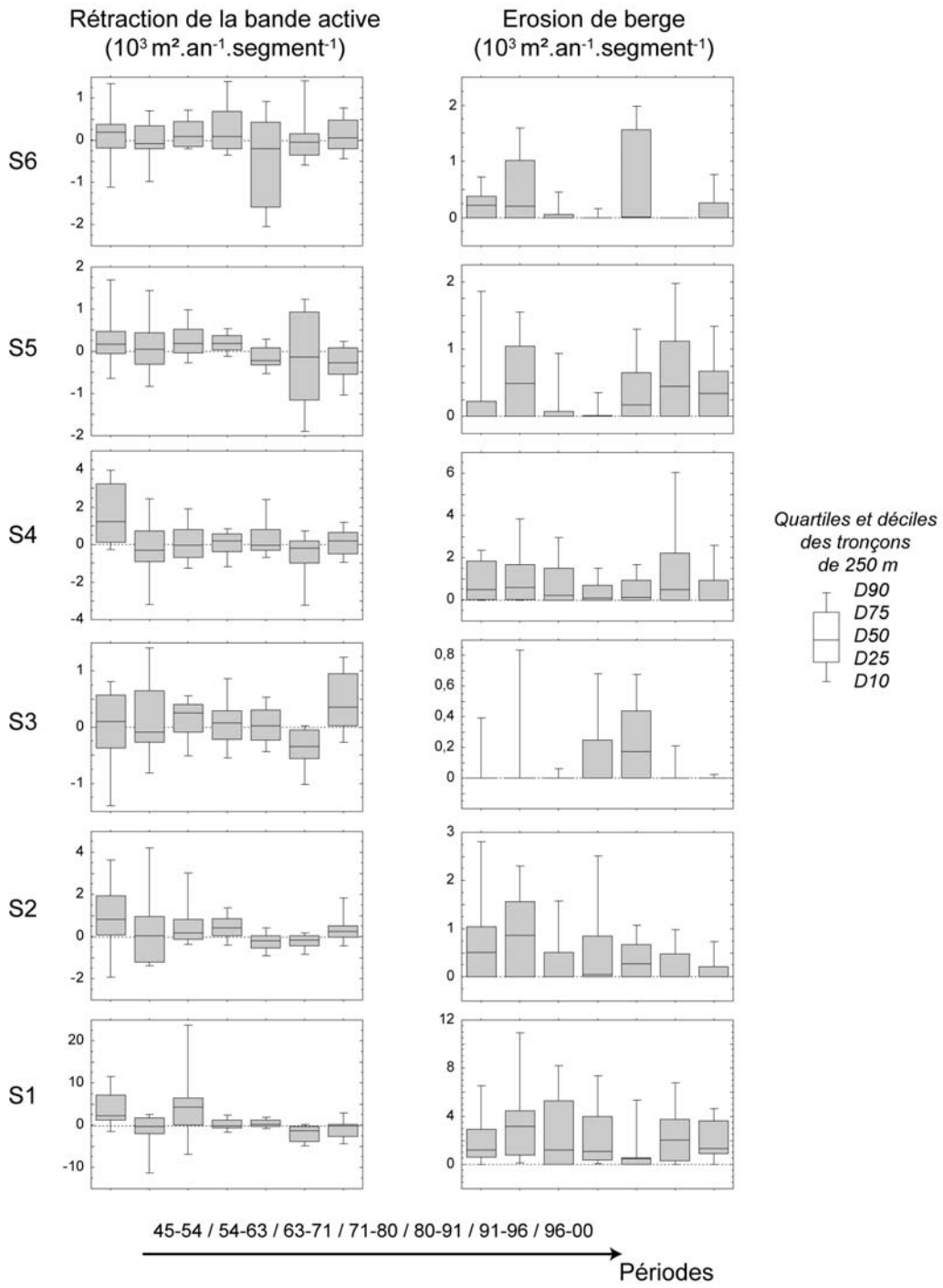


Figure 2.9 – Evolution de l'activité morphologique (érosion et rétraction) des secteurs entre 1945 et 2000, pour la définition des secteurs cf. fig. 2.8

Sur l'ensemble des secteurs, l'activité érosive augmente entre la période 1945/1954 et la période 1954/1963, puis elle diminue jusqu'en 1980. Ensuite, une reprise d'érosion peut être observée avec une intensité plus forte soit sur la période 1991/1996 (S1, S4 et S5), soit sur la

période 1980/1991 (S2, S3 et S6). Cependant, pour ces deux derniers secteurs, les valeurs brutes restent très faibles. Certains secteurs, comme S4 ou S5, présentent sur la période 1991/1996, une forte variabilité des valeurs par tronçon de 250 m, ce qui traduit une érosion plus localisée. Ce phénomène semble indiquer, comme le soulignent Rollet *et al.* (2005), que l'Ain a définitivement acquis un style méandriforme et que la maturation de ce style se traduit par des érosions importantes mais uniquement sur les concavités de méandre.
La rétraction se manifeste sur l'ensemble des secteurs jusqu'en 1980, avec une période de très faible rétraction entre 1954 et 1963, qui correspond également à une période de fortes érosions latérales. Sur la période 1963/1980, l'ensemble du corridor enregistre une forte extension du lit majeur. A l'inverse, les reprises d'érosion des 20 dernières années se traduisent par de légers ré-élargisssements de la bande active.

En résumé, à l'échelle des 50 dernières années, nous enregistrons une rétraction importante des surfaces non végétalisées et la maturation d'un style méandriforme actif. Si, avec le changement de style, la dynamique latérale perdure, elle s'exprime plus localement au sein du corridor.
Dans les décennies à venir, l'absence de flux sédimentaires depuis l'amont, du fait de l'implantation des barrages, devrait entraîner une diminution progressive de cette dynamique latérale. Ainsi, Rollet (2002) observe une vidange progressive de la charge de fond stockée dans le lit entre le dernier barrage et la partie amont de la basse vallée. Cette disparition des formes d'accumulation de l'amont vers l'aval a été très rapide notamment entre 1963 et 1980 et la vitesse de progression du déficit est estimée à environ 250 m par an. Un projet de restauration visant à préserver la dynamique latérale est d'ailleurs en cours de réalisation.

2.5. Évolution des différentes unités physionomiques au sein des secteurs

En 1945, les six tronçons que nous avons distingués étaient déjà dominés par des unités différentes (fig. 2.10). Si les milieux ouverts étaient présents partout, certains secteurs étaient composés d'un seul type très dominant : prairies embroussaillées sur S1 et S5, prairies sur S3 et cultures sur S6. Les secteurs S2 et S4 présentaient une répartition plus homogène entre ces unités ouvertes. Quelque soit le secteur, les surfaces anthropiques hors cultures et prairies étaient quasiment inexistantes ; la très faible représentation des forêts concernait également l'ensemble du corridor.
Au cours de la deuxième moitié du 20e s., certaines tendances sont communes à tous les secteurs, mais parfois avec un décalage temporel. La surface occupée par les milieux pionniers épars se réduit simultanément sur les six secteurs entre 1963 et 1971. En revanche, la forte augmentation des surfaces de forêt post-pionnière, qui se manifeste surtout à partir de 1963, ne touche le secteur S2 qu'à partir de 1971. Tous les secteurs, sauf S2, enregistrent un net recul des surfaces de prairies autour des années 1963/1971. Les cultures restent très présentes là où elles étaient déjà implantées (S2 et S6), sauf sur le secteur de la boucle de Chazey (S3) où leur part relative atteint presque 40 %. Les installations anthropiques se développent de façon très localisée (ex. : gravière de Port Galland sur S1). Enfin, la rétraction de la bande active est surtout manifeste dans les secteurs S1 et S4 (les plus dynamiques) et, dans une moindre

mesure, dans les secteurs S2 et S5. Cette différence inter-secteurs d'évolution de la bande active est logique, puisqu'il s'agit d'un des paramètres utilisés pour la sectorisation.

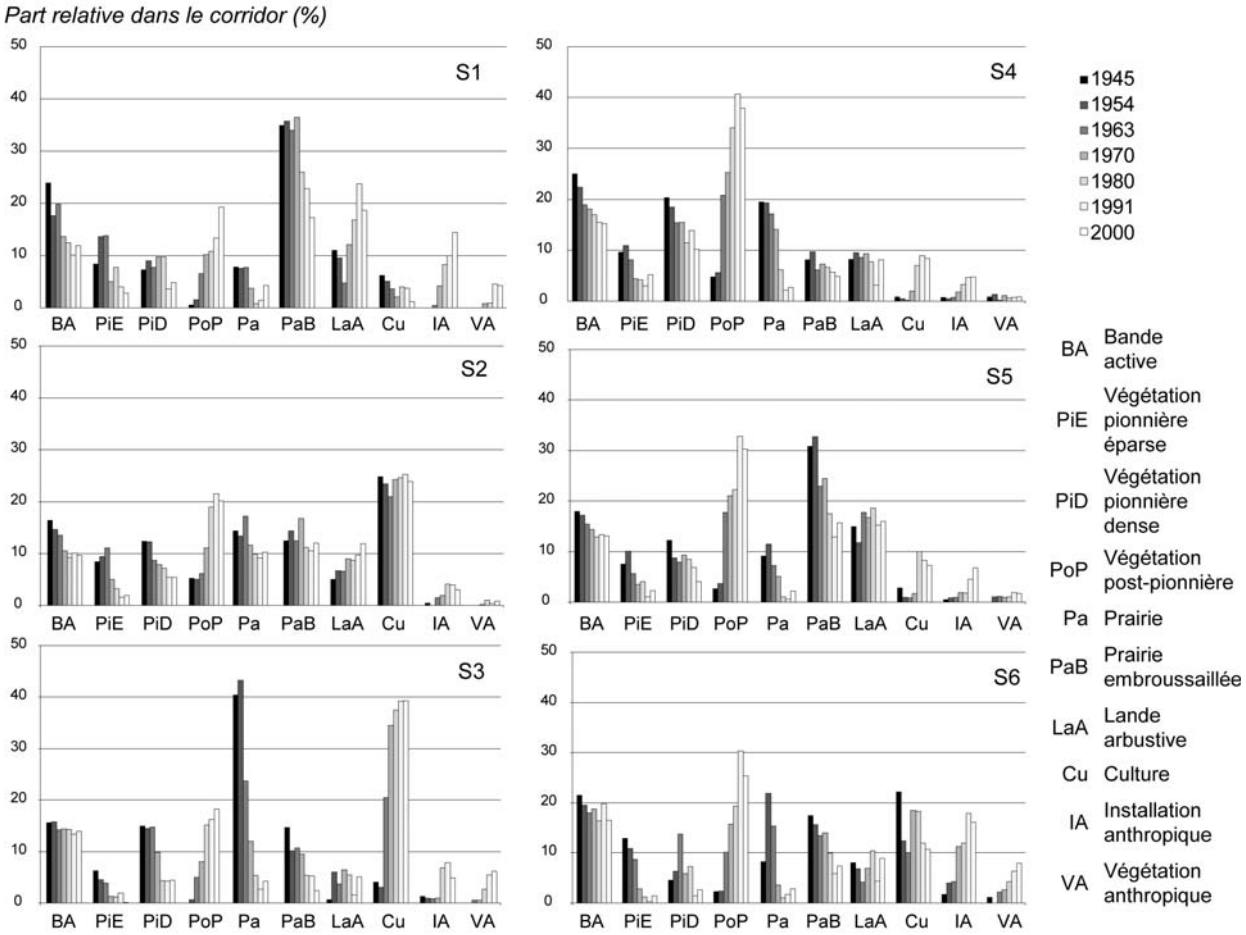


Figure 2.10 – Evolution de la part relative des unités physionomiques au sein des 6 secteurs du corridor de l'Ain entre 1945 et 2000

3. Dynamique des boisements dans la plaine moderne

Dans l'introduction de ce chapitre, nous avons dressé la liste des éléments susceptibles d'expliquer la végétalisation d'une plaine moderne. Dans le cas de l'Ain, quatre facteurs peuvent être invoqués :

- **Facteur 1 : une réduction du régime des crues.** Dans ce cas, la colonisation est synchrone sur l'ensemble du tronçon affecté et correspond à une période de faible hydraulicité soit naturelle soit liée à l'implantation d'un barrage.
- **Facteur 2 : un changement de style fluvial lié à la réduction des apports**. Dans ce cas, la colonisation accompagne de façon synchrone la métamorphose.
- **Facteur 3 : une incision du chenal liée à la réduction des apports**. Dans ce cas, la végétalisation doit se produire préférentiellement dans les secteurs incisés.
- **Facteur 4 : la modification des pratiques dans la plaine alluviale.** Piégay (1995) émet l'hypothèse que l'abandon des pratiques dans le lit majeur pourrait modifier les conditions hydrauliques et entraîner la végétalisation du lit mineur, qui doit donc la suivre dans le temps.

Facteur 1 : une réduction du régime des crues.

L'analyse des photographies aériennes permet de retracer la dynamique de végétalisation de la plaine moderne de l'Ain (fig. 2.11). Dans la zone non remaniée de la plaine moderne, l'augmentation des surfaces de forêts post-pionnières se manifeste de façon synchrone pour l'ensemble des secteurs entre les années 1954 et 1963. La synchronicité du phénomène est typique d'une expansion végétale liée à un contrôle hydrologique. Mais la chronique des débits maximum annuels de l'Ain montre une période de faible hydraulicité relative qui n'est effective qu'à partir de 1958. Or, les unités qui apparaissent comme post-pionnières en 1963 n'ont pas pu acquérir cette physionomie en 5 ans. La colonisation végétale a forcement dû s'amorcer avant cette période.

De plus, tous les secteurs voient leur superficie occupée par de la végétation pionnière éparse augmenter entre 1945 et 1954. L'installation de milieux pionniers précède donc dans le temps la période de faible hydraulicité enregistrée à partir de 1958 ainsi que la période d'atténuation des crues liée à la construction du barrage de Vouglans (après 1968). La réduction de l'activité hydrologique ne semble pas être à l'origine de la végétalisation de la plaine de l'Ain.

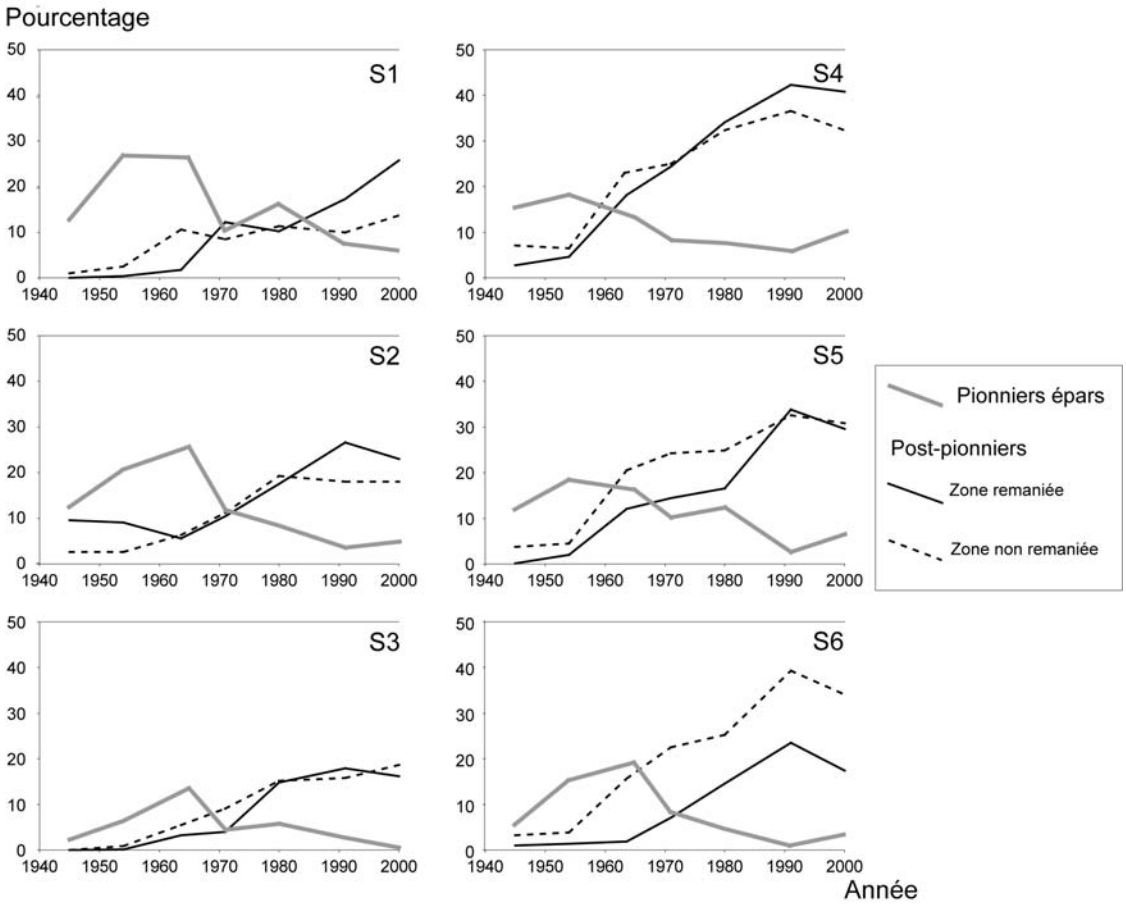


Figure 2.11 – Evolution des surfaces des milieux pionniers et des boisements post-pionniers au sein du corridor de l'Ain entre 1945 et 2000

Facteur 2 : un changement de style fluvial lié à la réduction des apports.

Le pic de colonisation de la bande active par les milieux pionniers épars semble être observé entre 1954 et 1963 selon les secteurs (fig. 2.10), alors que le style en tresses est déjà perdu en 1930. Sur les clichées de 1945, de larges zones situées en convexité de méandre, c'est-à-dire

là où se développe préférentiellement la végétation pionnière, apparaissent comme non végétalisés. Or, la capacité d'installation de la végétation se manifeste très rapidement, en l'espace de 2 à 3 ans. Ainsi, l'abandon du style en tresses ne semble pas se traduire par une colonisation rapide de la bande active. Rappelons également que des études sur des rivières en tresses ont montré qu'il est possible d'observer une végétalisation de la bande active sans qu'il y ait pour autant de changement de style (ex. : sur la Drôme, cf. Landon, 1999).

Facteur 3 : une incision du chenal lié à la réduction des apports.

La végétalisation affecte l'ensemble du corridor, aussi bien les tronçons fortement incisés (S1, S2 et S6 ; fig. 2.17) que le secteur exhaussé (S4). Au sein de ce dernier, elle est même plus précoce. Sur l'Ain, le facteur incision n'est donc pas le moteur de la végétalisation de la plaine.

Facteur 4 : la modification des pratiques dans la plaine alluviale.

Sur aucun secteur, les milieux post-pionniers n'apparaissent dans la zone remaniée avant de se développer dans le lit majeur ; leur apparition est, soit synchrone, soit plus tardive avec un décalage d'une décennie (fig. 2.11). L'analyse des matrices de transition permet de synthétiser l'évolution des dynamiques de colonisation de la bande active ou des milieux prairiaux (fig. 2.12). Si, sur certains secteurs, la colonisation des milieux prairiaux est plus précoce que celle du lit mineur (ce qui accréditerait la thèse de Piégay, 1995), le secteur S4 montre un développement synchrone des deux successions. Dans certains cas, la végétation se développe de façon synchrone dans le lit majeur et dans le lit mineur. Pour expliquer ce synchronisme, nous pouvons émettre deux hypothèses non exclusives :

- soit la végétalisation du lit mineur se produit pour la même raison que dans la partie externe du corridor : la suppression des prélèvements anthropiques et du pâturage ;
- soit la modification des conditions hydrauliques liée à l'apparition de la végétation dans la plaine se traduit immédiatement par la végétalisation de la zone de contact entre le lit majeur et le lit mineur.

Dans les deux cas, le contrôle anthropique semble être ici l'agent prépondérant pour expliquer la végétalisation de la plaine moderne de l'Ain. La nature de ce contrôle est liée au changement des pratiques plus qu'à l'évolution démographique brute (Piégay, 1995). Si les autres facteurs ont pu faciliter cette végétalisation, ils ne semblent pas la déclencher.

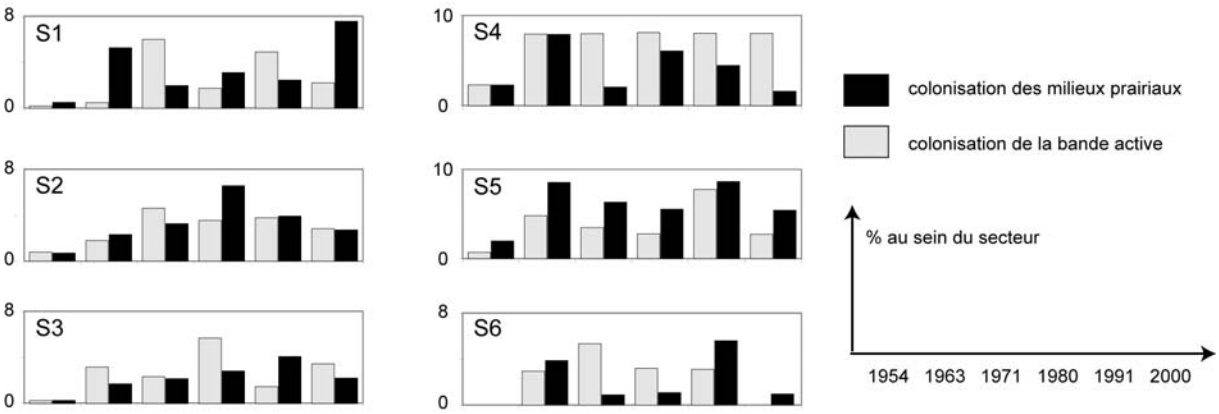


Figure 2.12 – Dynamique de colonisation de la bande active et des milieux prairiaux

4. Structure du corridor : diversité et changement

En moyenne, la zone non remaniée enregistre la même intensité de changement que la zone située au centre du corridor (test t, NS). En revanche, le patron de réponse est très contrasté en termes de dynamique spatiale et temporelle (fig. 2.13).
Au niveau de la **dynamique temporelle**, l'intensité des changements est significativement plus faible sur la période 1945/1954 pour toute la plaine. L'augmentation est d'ampleur comparable pour les deux zones sur la période suivante. Par contre, pour la zone non remaniée, l'intensité du changement augmente encore de façon significative pour atteindre un pic sur la période 1963/1971, alors qu'elle se stabilise dans la zone remaniée. Ensuite, entre 1971 et 2000, l'intensité du changement diminue dans les deux cas.
En termes de **dynamique spatiale**, les changements dans la zone non remaniée sont significativement plus faibles dans les secteurs 1 et 2, puis augmentent vers l'amont du corridor. Au sein de la bande de remaniement, le secteur 3, et dans une moindre mesure les deux secteurs amont, présentent des changements significativement plus faibles que les secteurs 2 et 4, et plus encore que le secteur de la confluence.
Les deux zones présentent des dynamiques de changement contrastées aussi bien dans le temps que dans l'espace. De fait, il existe un lien positif entre l'intensité de l'activité morphologique et l'intensité des changements paysagers au sein de la zone remaniée. De plus, la dynamique de la zone externe du corridor est fortement découplée de cette dernière.

La diversité paysagère des unités physionomiques a été calculée, dans un premier temps, à l'échelle de la plaine moderne (fig. 2.14). A ce niveau, la variabilité spatiale est très faible d'un secteur à l'autre, avec une moyenne interannuelle située entre 1,8 pour le secteur 3 et un maximum de 2,1 pour le secteur 2. Au sein de chaque secteur, la variabilité temporelle est elle-même relativement faible (écart maximum de 15 %). Les secteurs 2, 4, 5 et 6 ne présentent pas de tendance particulière et les secteurs 1 et 3 enregistrent une légère augmentation, rapide pour S3 entre 1954 et 1963, et progressive entre 1945 et 1980 sur S1.
La même analyse, menée **à l'échelle de la bande effectivement remaniée** du fait de l'érosion latérale depuis 1945, montre des résultats beaucoup plus tranchés. Les deux secteurs les plus aval présentent des valeurs de diversité situées en moyenne autour de 2,5 alors que, pour le secteur très stable de la boucle de Chazey (S3), la diversité ne dépasse pas 1,5. Dans ce dernier, la stabilité naturelle du chenal, du fait de la présence d'affleurements morainiques, a permis une extension importante des cultures ainsi protégées de l'érosion fluviale. Les trois secteurs amont présentent un gradient amont/aval d'augmentation de la diversité depuis Pont d'Ain jusqu'au secteur de Mollon (Photo 2.1).

En termes de variabilité temporelle, dans tous les cas, nous observons une augmentation puis une diminution de la diversité. Le pic se produit entre 1971 et 1980, sauf pour le secteur 4 de Mollon où le pic survient plus précocement en 1965. Enfin, nous notons une légère augmentation de la diversité sur les clichées de 2000 pour tous les secteurs, excepté le secteur le plus stable de la boucle de Chazey. Cette augmentation est probablement à mettre en lien avec la légère reprise de la dynamique érosive après 1980 et avec l'augmentation associée des milieux pionniers observée précédemment.

En résumé, au sein de la zone remaniée, il existe un **lien étroit entre la dynamique fluviale et la diversité** des unités paysagères. A l'échelle de l'ensemble de plaine, les **facteurs anthropiques** masquent ce lien. De plus, la diversité n'est pas constante dans le temps : nous observons un pic de diversité au milieu de la deuxième moitié du 20e s.

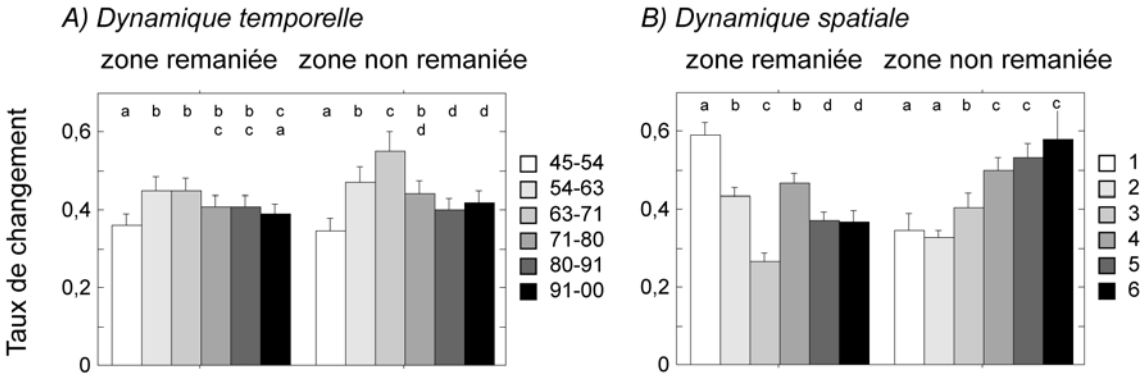


Figure 2.13 – Taux de changement au sein des 6 secteurs à l'échelle des zones remaniée et non remaniée, moyenne calculée par tronçon de 250 m, intervalle de confiance, les lettres indiquent les groupes homogènes (ANOVA)

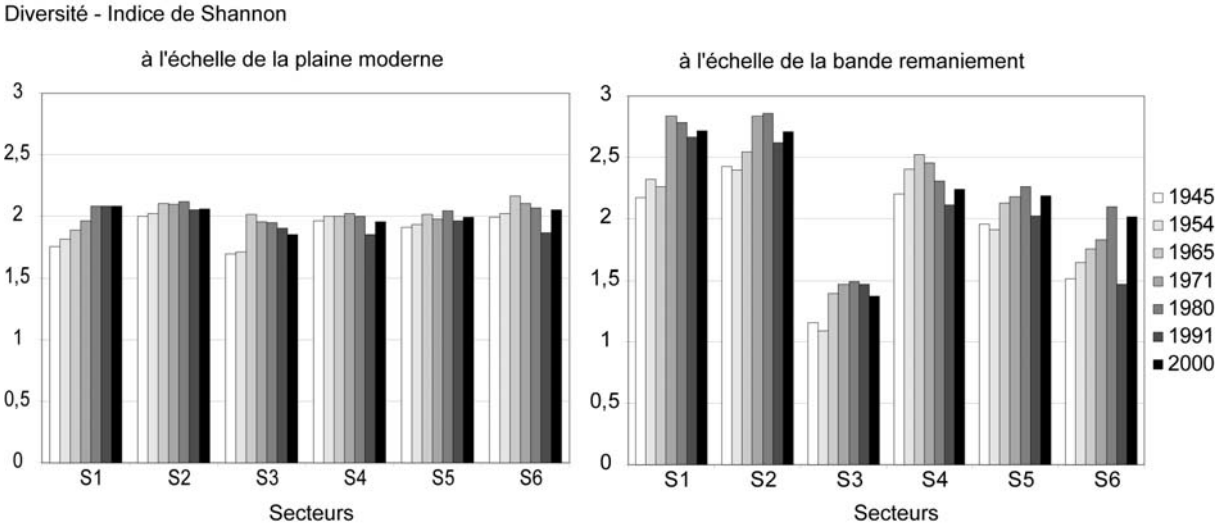
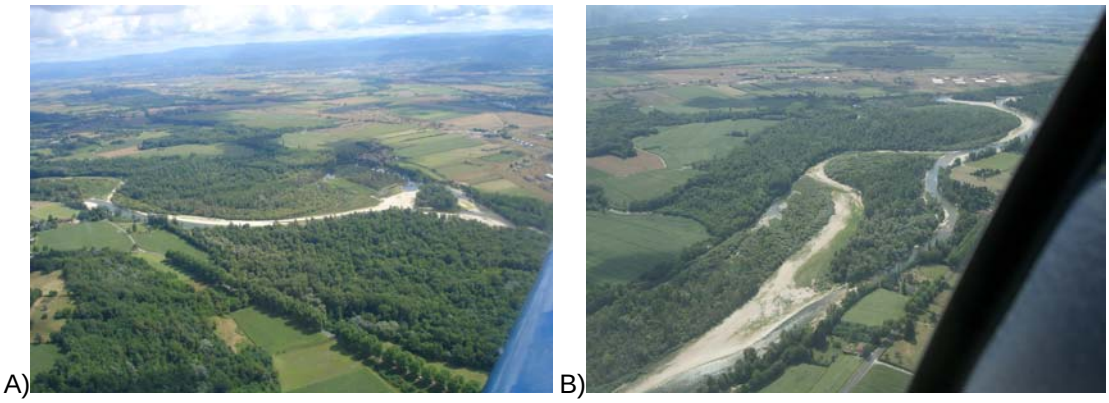


Figure 2.14 – Diversité des unités physionomiques au sein des 6 secteurs à l'échelle de la plaine moderne et de la zone de remaniement



Photographie 2.1 – Le corridor de l'Ain au niveau du secteur de Mollon, la mobilité du chenal est à l'origine d'un taux de renouvellement important des habitats et d'une forte diversité paysagère, A) prise de vue en direction de l'Est, B) en direction du Sud

D/ Structure et évolution du corridor de la vallée de l'Arve

1. Evolution du corridor de l'Arve

1.1. Analyse bibliographique

L'analyse de la mappe sarde (1730) et du plan d'endiguement de l'Arve (1820) indique, entre Cluses et la confluence avec le Rhône, un corridor non cultivé et dominé par les bancs de galets et les broussailles (Peiry, 1988). Globalement, les secteurs de plaine du tronçon présentaient alors une bande de tressage en exhaussement avec des marges surbaissées et marécageuses (situation également décrite par exemple sur le Buech par Gautier, 1992). Aujourd'hui, plus de 60% du linéaire entre Cluses et la confluence sont urbanisés, notamment du fait :

- d'un fort essor de l'agglomération genevoise et des activités industrielles dans la vallée, et
- de la relative rareté des zones planes facilement constructibles.

La date d'apparition des premiers boisements dans le lit majeur, sous forme de taillis se substituant aux broussailles, est estimée par Peiry (1986) entre 1856 et 1936. L'analyse historique fait ressortir deux contrôles anthropiques fondamentaux associés à deux périodes de profondes modifications du corridor : les endiguements des 18e et 19e s. et les extractions du 20e s. Jusqu'au début du 20e s., des **endiguements** successifs ont été réalisés pour lutter contre les inondations sur l'ensemble du cours de l'Arve : environ 26 km entre 1727 et 1838, puis 20 km sous le gouvernement français à partir de 1860 (Peiry, 1988). Ces endiguements ont, dans un premier temps, été réalisés au droit des villes, puis ensuite généralisés à des tronçons plus longs. Cette correction a rapidement entraîné un basculement du profil avec :

- une incision en amont des secteurs endigués (Poinsart, 1994) et
- la formation de zones de dépôts sédimentaires importantes au sortir des digues du fait de la chute de la capacité de transport.

Les boisements les plus précoces ont pu se développer à l'abri de ces digues. En dehors de ces tronçons, l'Arve a longtemps conservé une morphologie en tresses, c'est-à-dire un lit occupé par de nombreux bancs de galets entre lesquels serpentent, à l'étiage, des chenaux en eau dont la mobilité latérale est forte.

Durant la deuxième moitié du 20e s., des **extractions importantes** de matériaux ont été réalisées dans le lit mineur, mais aussi dans le lit majeur (création de gravières), afin de répondre à la demande croissante de matériaux liée à l'urbanisation croissante de la vallée (autoroute). La pression anthropique ainsi accentuée a entraîné une incision quasi généralisée de 1 à plusieurs mètres dans les sections non endiguées (jusqu'à 10 m dans le bassin de Sallanches) (tab. 2.VI). Selon diverses estimations (SOGREAH, 2000), ces extractions, interdites en 1983, correspondent à un volume d'environ 10 millions de m^{3} sur la période 1950/1980. Peiry (1988), voit dans l'incision du chenal associée aux extractions massives de

sédiments un facteur prépondérant de la disparition du tressage entre 1950 et 1970. Les autres causes invoquées pour expliquer la disparition du tressage sont (Peiry, 1988 ; SOGREAH, 2000) :

- la réduction des apports solides de l'amont par phytostabilisation des versants, et
- la modification des conditions hydrologiques, du fait de la gestion des ouvrages (notamment celui des Houches) et des transferts d'eau, comme par exemple au niveau du seuil de Pressy (en amont de la confluence avec le Giffre) où la restitution de l'aménagement Taninges-Pressy, construite en 1957, délivre en moyenne 22 m^3s^{-1} d'eau claire en provenance du Giffre (cf. : fig. 1.8)

Tableau 2.VI – Incision du chenal sur les sites d'étude au cours du 20e s. (sources : Peiry, 1988 ; SOGREAH, 2000)

	Vernaz	Contamine	Anterne
Longueur (km)	1,2	9,0	2,3
Extractions (1950/1985)	0,5 millions de m^3	1,8 à 2 millions de m^3	1,8 à 2 millions de m^3
Evolution verticale du lit (1911-13/1990)	- 1,5 m	- 4 m (aval du pont de Bonneville) - 3 m (Foron de la Roche) stable (pont de Bellecombe)[a]	- 1m au seuil du pont d'Anterne - 6 m à l'aval du seuil de Pressy (restitution)
Evolution verticale du lit (1990/1999)	stable	stable sauf - 1 m entre le Foron de la Roche et seuil de Bonneville	stable

[a] Au niveau du pont de Bellecombe, la rivière s'encaisse dans des terrasses de retrait glaciaire

1.2. Analyse des photographies aériennes

La rétraction de la bande active

Les trois sites étudiés enregistrent une rétraction importante de la bande active depuis 1936 (divisée par 2 à 3) (fig. 2.15 et 2.16). Aujourd'hui, ils présentent un chenal unique de type divaguant avec des zones d'érosion localement prononcée. La zone la moins affectée par cette évolution est la partie amont du site de la plaine de Contamine, puisque le chenal est endigué depuis le milieu du 19e s. et possède depuis un style sinueux de tronçon endigué avec la répétition de l'association mouille/seuil/banc (Peiry, 1988).
Pour les trois sites, la réduction de la largeur de bande active est encore sensible sur la période 1984/2000. Les bancs de galets colonisés par de la végétation pionnière éparse disparaissent des sites de Vernaz et d'Anterne, respectivement après 1961 et 1973 ; ils deviennent anecdotiques après 1961 sur le site de Contamine (fig. 2.15). La régression de ces unités et de la bande active marque très nettement la fin du style en tresses, typique au 19e s.

Il est probable que les extractions aient accentué l'évolution de la géométrie du chenal liée à la métamorphose fluviale et, de fait, accéléré un processus déjà en cours au milieu du 20e s. ; la rétraction de la bande active plus vive entre 1961 et 1973 sur les sites de Contamine et d'Anterne en témoigne. Sur les missions de 1961, le style fluvial à chenal unique est déjà visible de façon plus ou moins marquée : net sur Vernaz, en cours de mise en place sur Contamine et

à peine amorcé sur Anterne (Photo 2.2). Ces différences sont probablement liées à l'historique des extractions avant 1960. En effet, le site de Vernaz se situe au niveau de la frontière ; or, des extractions massives ont été réalisées sur le cours suisse de l'Arve avant la Seconde Guerre Mondiale (Peiry, 1988), alors que les deux autres sites, localisés plus en amont, n'ont pas été concernés avant les années 1950. De plus, sur le site de Contamine et de Vernaz, la présence d'extractions dans le lit mineur est plus précoce, puisqu'elle est attestée par les photographies de 1961, alors qu'aucun indice n'est visible pour le site d'Anterne à cette date.

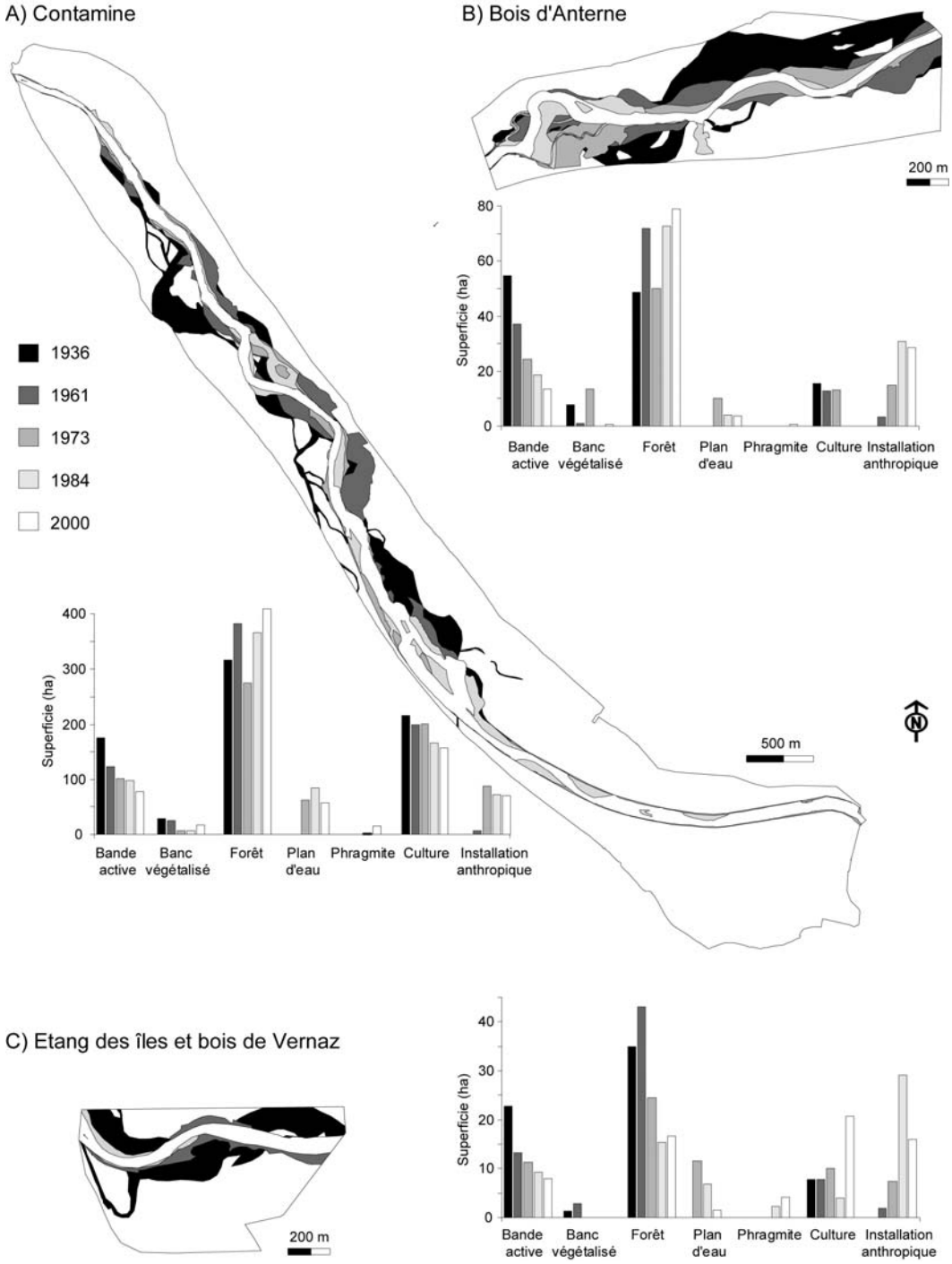


Figure 2.15 – Evolution du tracé de la bande active et de la surface des unités physionomiques dans le corridor riverain de l'Arve, A) site de Contamine, B) site d'Anterne, C) Site de Vernaz

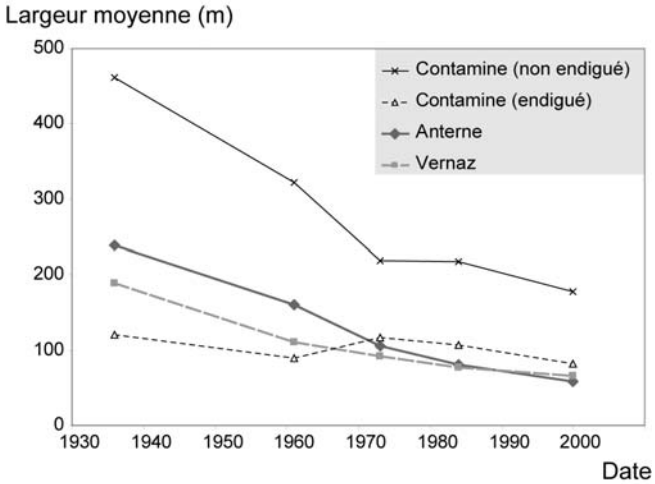
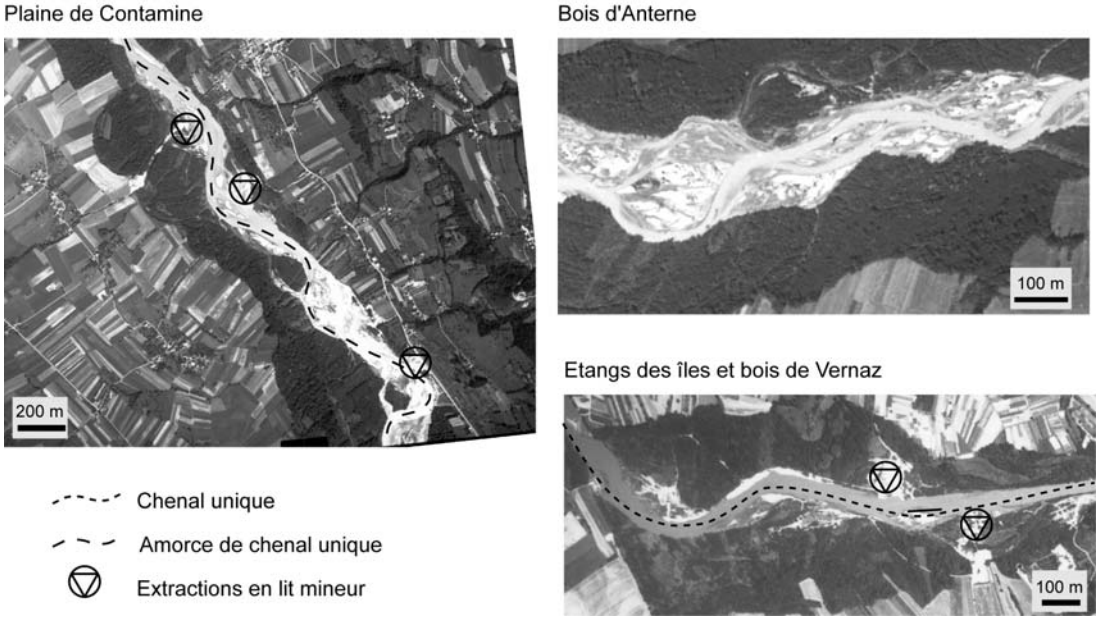


Figure 2.16 – Evolution de la largeur moyenne de la bande active (rapport surface/longueur)

L'apparition de nouvelles unités paysagères liées aux extractions

Durant la seconde moitié du 20e s., des unités nouvelles apparaissent dans le paysage du corridor de l'Arve. Cette apparition peut être relativement brutale, comme pour les plans d'eau à partir de l'année 1973 (fig. 2.15). Elle est plus progressive en ce qui concerne les installations anthropiques entre 1961 et 1984, sauf pour le site de Contamine où elle est également brusque en 1973. Ces nouvelles unités sont notamment liées à l'ouverture de nombreux sites d'extraction de granulats lors de la construction de l'autoroute blanche entre 1969 et 1973. Si les extractions dans le lit majeur sont postérieures à 1961, des traces d'extraction dans le lit mineur sont très nettes sur les clichés de 1961 (Photo 2.2). Cependant, par manque de données, l'ampleur des volumes extraits ainsi que l'incision du chenal avant les années 1970 sont impossibles à estimer. Enfin, sur les deux dernières missions, nous pouvons observer l'apparition de phragmitaies ; cette unité est, dans la plupart des cas, le stade qui suit l'abandon d'une gravière lorsque celle-ci est en voie de colmatage.



Photographie 2.2 – Corridor fluvial de l'Arve en 1961, photographies IGN

Les surfaces forestières

Sur les trois secteurs étudiés, les clichés IGN de 1936 indiquent déjà des milieux boisés (probablement des taillis) bordant la bande de tressage. A cette date, les trois quarts des superficies maximales de boisements sont déjà présents. Le processus de végétalisation est donc ici plus précoce que sur l'Ain. Tous les sites enregistrent une augmentation des valeurs entre 1936 et 1961 et une réduction au cours de la décennie suivante (fig. 2.15). Après 1961, nous pouvons distinguer, d'une part les sites de Contamine et d'Anterne et, d'autre part le site de Vernaz. En effet, ce dernier connaît une perte de surfaces forestières, entre 1973 et 1984, puis une stabilisation de celles-ci, alors que les deux autres sites voient leur superficie à nouveau augmenter dès 1984. Rappelons que le site de Vernaz est géographiquement le plus proche de l'agglomération genevoise, et qu'il subit donc de façon plus marquée son influence : les surfaces de cultures et les installations anthropiques augmentent plus fortement que sur les autres sites à partir de 1984. Cependant, les résultats obtenus ici sont à moduler à l'échelle de la basse vallée de l'Arve. En effet, la sélection de la zone étudiée biaise l'appréhension de la dynamique de l'ensemble du corridor, dans la mesure où nous avons travaillé uniquement sur les sites encore boisés en 2000. Les zones du corridor actuellement urbanisées, mais qui étaient boisées au milieu du 20e s., ne sont pas ici évaluées.

2. Les boisements : origine et évolution structurelle

Au cours des 60 dernières années, les gains de surfaces forestières se sont fait aux dépens de deux types d'unités (fig. 2.17) : les unités de la bande active ou pionnières et les unités issues d'activités anthropiques. Corrélativement, les pertes de surfaces de bande active et de milieux pionniers se font en premier lieu au profit de la forêt puis, par ordre décroissant de contribution, au profit des plans d'eau liés aux extractions et des zones agricoles et urbaines.

Cependant, la manifestation temporelle de ces deux dynamiques est clairement décalée avec une domination des processus de végétalisation de la bande active entre 1936 et 1961, puis une part relative plus importante d'une dynamique de colonisation des milieux délaissés par des usages anthropiques entre 1984 et 2000 (sauf pour Anterne entre 1973 et 1984).

Les pertes de surfaces forestières se font surtout au profit des plans d'eaux et des installations anthropiques. De fait, la progression de la forêt liée à la rétraction de la bande active est compensée par l'installation des plans d'eau, ce qui explique une relative constance des surfaces en forêt entre 1936 et 1973 (sauf pour Vernaz).

Le nombre de taches forestières diminue ou reste stable entre 1936 et 1961, alors que les surfaces augmentent (tab. 2.VII) ; cela traduit une progression de la forêt à partir des taches existantes.

Ensuite, entre 1961 et 1984, le nombre de taches est multiplié par trois pour les sites d'Anterne et de Contamine, alors que les surfaces diminuent fortement, ce qui atteste une fragmentation importante des boisements existants.

Enfin, sur la période 1984/2000, le nombre de taches diminue à nouveau, pour des surfaces constantes ou en légère augmentation. Cependant, si le site d'Anterne retrouve un nombre de taches équivalent à celui de 1936, les deux autres sites contiennent, en 2000, deux fois plus de taches qu'en 1936 pour des superficies inférieures.

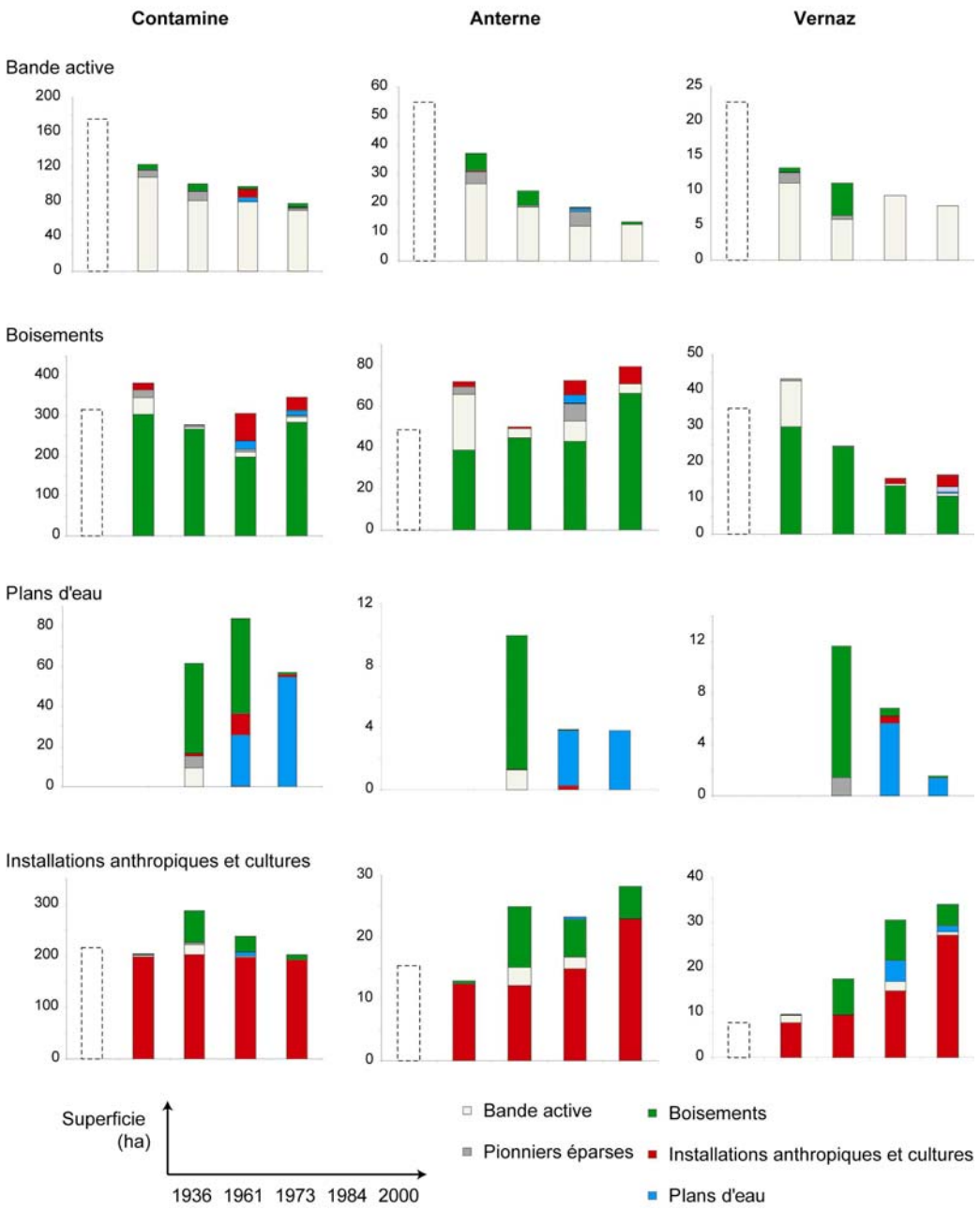


Figure 2.17 – Evolution de la superficie des différentes unités depuis 1936 sur chaque site avec, pour chaque année, le détail de l'origine des surfaces (c'est-à-dire leur nature lors de la mission précédente)

Tableau 2.VII – Evolution de la structure des boisements de l'Arve entre 1936 et 2000 : surface, nombre de taches et indice de dimension fractale

		1936	1961	1973	1984	2000
Surface (ha)	Anterne	43,4	72,0	33,3	65,8	71,3
	Contamine	305,5	339,1	262,2	275,1	291,1
	Vernaz	34,9	39,7	24,4	15,4	15,1
Nombre de taches	Anterne	7	2	3	10	6
	Contamine	14	11	19	32	27
	Vernaz	4	5	6	15	8
Indice de dimension fractale	Anterne	1,35	1,35	1,39	1,34	1,33
	Contamine	1,35	1,35	1,37	1,43	1,43
	Vernaz	1,35	1,34	1,36	1,42	1,44

L'indice de dimension fractale montre une complexification de la forme des taches forestières sur les sites de Contamine et de Vernaz mais pas sur Anterne. Cette complexification des formes, du creusement des plans d'eau, est très visible sur la carte du corridor de l'Arve dans la plaine de Contamine (fig. 2.18). En effet, ces unités apparaissent en masse sur les photographies de 1973 et, surtout, elles sont disséminées en une myriade de taches sur l'ensemble du corridor. Ainsi, à surface constante de milieux boisés, l'augmentation du nombre de taches boisées traduit-elle une fragmentation des boisements en éléments plus petits (Rutledge, 2003). Cette tendance s'accompagne d'une complexification des formes probablement liée à la forte imbrication des nouvelles unités, notamment des plans d'eau, dans le corridor (sauf sur le site d'Anterne).

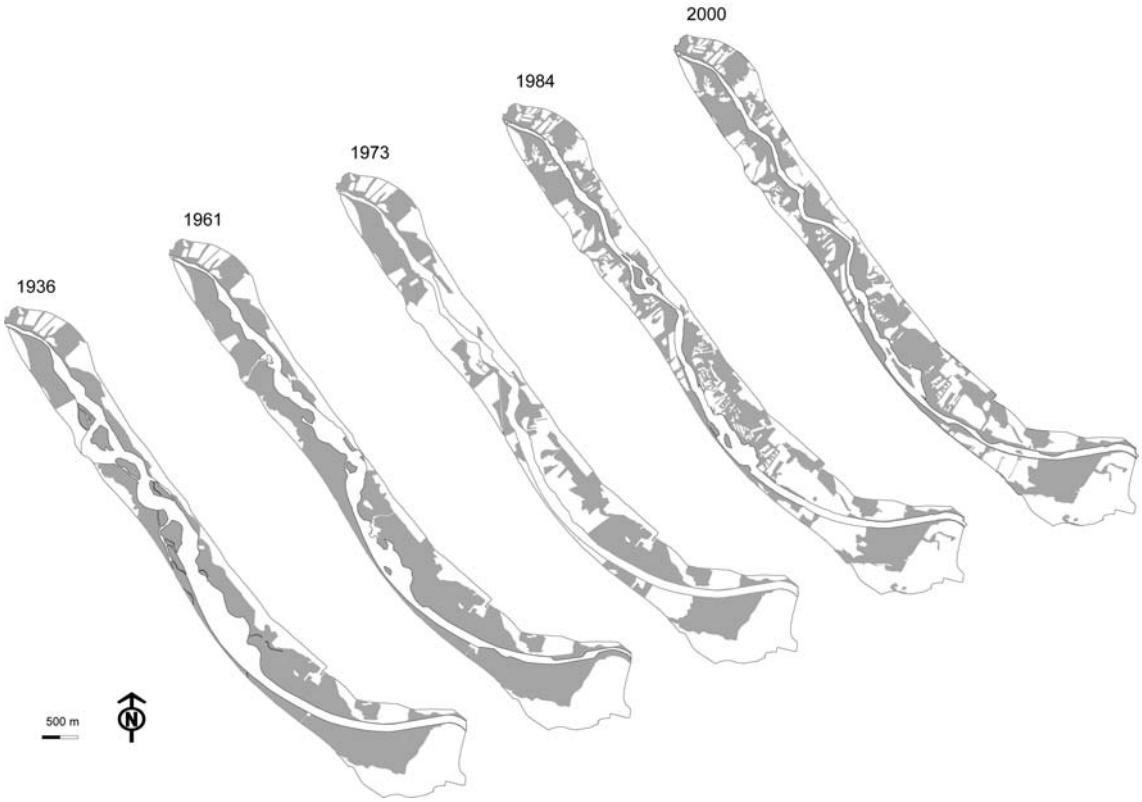


Figure 2.18 – Carte des boisements de l'Arve entre 1936 et 2000 sur le site de Contamine

3. Une diversité paysagère naturelle ou anthropique ?

En termes de diversité paysagère, les trois sites enregistrent des valeurs moyennes assez homogènes, bien que légèrement plus faibles sur le site de Anterne (fig. 2.19). Une augmentation de la diversité des unités physionomiques s'est produite conjointement sur les 3 sites entre 1961 et 1973. Cette augmentation est transitoire sur le site d'Anterne et de Vernaz et plus durable bien que très faible sur celui de Contamine ; elle peut être directement liée à la mise en place des activités d'extraction.

Sur les sites de Contamine et de Vernaz, la création de nouvelles entités se traduit par une fragmentation du corridor et, donc, s'accompagne d'une augmentation des longueurs de lisière

entre unités. Aucune modification de la densité de lisière n'est enregistrée sur le site d'Anterne, du fait de la mise en place de nouvelles unités augmentant la diversité mais possédant des formes massives et peu dispersées (tab. 2.VII). Cette évolution des lisières corrobore l'évolution de l'indice de dimension fractale, une plus grande complexité des formes se traduisant par une plus grande densité de lisière.

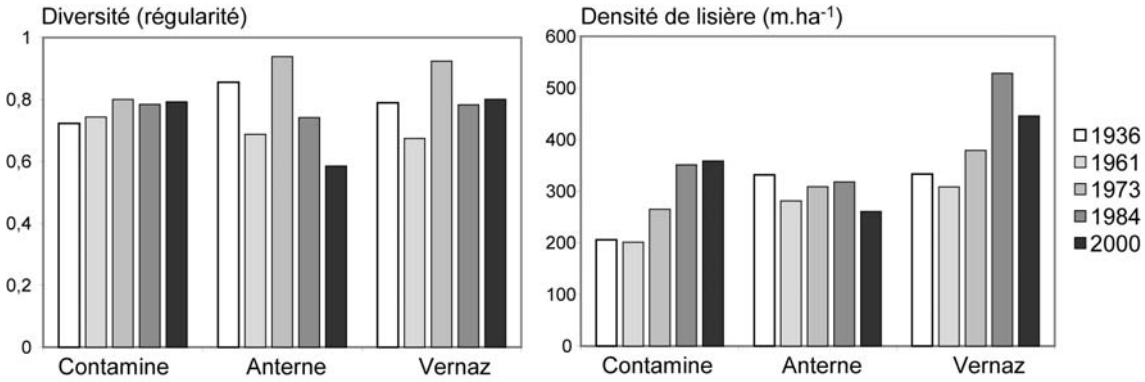


Figure 2.19 – Evolution de la diversité et de la densité de lisière du corridor de l'Arve entre 1936 et 2000

E/ Synthèse et discussion

1. La dynamique de végétalisation des plaines modernes

La végétalisation des lits fluviaux, en réponse à des phénomènes se déroulant dans la partie amont du bassin et du réseau hydrographique, est un processus aujourd'hui assez bien connu. L'altération du régime des crues, suite à la construction de barrages, comme facteur de contrôle a largement été étudié (ex. : Friedman *et al.*, 1998). Le tarissement de la charge est également un processus susceptible de provoquer un développement forestier dans les plaines alluviales (ex. : Liébault, 2003). Dans le bassin rhodanien, ce processus concerne les cours d'eau pour lesquels une colonisation végétale est observée au début du 20e s., comme sur les marges de l'Arve. Pour ce cours d'eau, les travaux d'endiguement, réalisés au cours du 19e s., ont permis de soustraire d'importantes superficies aux crues et à la dynamique érosive de la rivière. Cela s'est traduit, dans un premier temps, par un développement de boisements matures à l'abri des digues mais, dans un second temps, par un changement d'occupation du sol vers des activités anthropiques : extractions en lit majeur, industries, habitations. En termes de superficie forestière, l'analyse diachronique des photographies aériennes sur trois sites montre donc deux tendances contraires :

- une diminution des surfaces, du fait des activités d'extraction, surtout entre 1961 et 1984, et
- une augmentation des surfaces, du fait de la colonisation de la bande active (avant 1971) et de l'abandon d'unités anthropiques (surtout après 1984).

La relative constance des superficies s'explique par une **compensation surfacique** liée à ces dynamiques distinctes. Cependant, la compensation est spatialement discordante, dans la mesure où ce ne sont pas les mêmes espaces qui sont en jeu.
Sur certains cours d'eau, comme par exemple l'Ain, les modifications du régime hydro-morphologique enregistrées, à l'échelle du bassin entre 1850 et 1930, n'ont pas entraîné de végétalisation immédiate du corridor. Il semble que les pratiques sylvo-pastorales aient perduré jusqu'à la Seconde Guerre Mondiale et que celles-ci aient maintenu un paysage ouvert composé de pâturages et de broussailles. Dans ce cadre, la métamorphose fluviale n'a pas initiée l'explosion végétale dans la plaine moderne, mais elle a créé des conditions favorables à son expression. En effet, ce n'est qu'au cours des décennies 1960/1980 que celle-ci se manifeste, dans les secteurs incisés comme dans le secteur exhaussé. La **pression anthropique sur les boisements se relâche alors, dans la plaine aussi bien que dans la bande active, et leur surface augmente assez rapidement**. La vitesse du phénomène est liée non seulement à la dynamique interne des unités écologiques mais aussi, probablement, à la rétroaction positive de la végétation sur les conditions hydrauliques dans la plaine : baisse des contraintes, piégeage des sédiments fins, concentration des flux… (Tal *et al.*, 2004). A l'image de la métamorphose fluviale, l'écrêtement des crues à partir de 1968 accompagne cette évolution sans pour autant l'initier.

En termes de **prospective**, la maturation d'un style sinueux, avec des secteurs de méandrage actif est acquise sur l'**Ain** depuis les années 1980 (Rollet *et al.*, 2005). Deux secteurs sont actuellement encore très actifs en termes de dynamique érosive : le secteur de Mollon, entre le pont de Gévrieux et l'amont de la boucle de Chazey, et le secteur de la confluence à l'aval du pont de Blyes. Cependant, la dynamique de méandrage est très différente de celle de tressage : elle est plus progressive, c'est-à-dire que l'érosion se manifeste sur les berges concaves et épargne les unités de la convexité. Les successions végétales peuvent ainsi se dérouler jusqu'à des stades plus avancés que dans les systèmes en tresses.
La perte de diversité est favorisée par une dynamique qui tend à perdre de l'ampleur dans certains secteurs. Ainsi, compte tenu de la vitesse de progression du déficit de charge depuis l'amont, il faut s'attendre à une stabilisation progressive, et donc à une réduction de la diversité, dans le secteur de Mollon à moyen terme, sauf si les projets de restauration en cours parviennent à freiner le processus. Cette homogénéisation, du fait d'une perte de mobilité, est typique des zones endiguées où la plaine est colonisée par la forêt sans régénération possible (Mendonça-Santos & Claramunt, 2000). Dans la partie aval, la dynamique érosive devrait encore se maintenir pendant plusieurs décennies car le stock sédimentaire disponible, notamment sur le secteur de Mollon, est encore important.
Dans le corridor de l'**Arve**, les extractions sont aujourd'hui interdites et l'incision est globalement maîtrisée par l'installation de nombreux seuils dans le lit mineur. L'un des objectifs du contrat de rivière en cours est de favoriser le maintien du fuseau de mobilité. Cependant, l'évolution morphologique des sites est très fortement contrainte par les infrastructures anthropiques :

- le profil longitudinal du lit est calé sur de nombreux seuils ;
- l'érosion latérale reste localisée, notamment sur le site d'Anterne (menacé par un projet de pont et d'endiguement associé) ainsi que sur la partie médiane du site de Contamine ;

- la pression future en termes d'urbanisation est une question en suspens dans cette vallée où les espaces plans sont rares.

La colonisation des plans d'eau en voie de colmatage devrait déboucher sur une légère augmentation des boisements dans les années à venir. Cet accroissement devrait toutefois demeurer faible, compte tenu des superficies concernées et, pour un certain nombre de gravières, de leur grande profondeur assurant une longue durée de vie aux plans d'eau avant le comblement. Les habitats forestiers issus de la colonisation de ces milieux devraient développer des caractéristiques différentes de ceux issus de la colonisation de bandes actives. Des relevés dendrométriques effectués dans le cadre du programme LIFE indiquent une sur-représentation du saule blanc par rapport aux autres unités du corridor (ONF, 2005). Cette différence s'explique probablement par des conditions de milieux particulières à ces anciens plans d'eau : importante épaisseur de sédiments fins, très bonne connexion hydrologique par la nappe, faible vitesse d'écoulement superficiel en crue… De nouvelles conditions semblent également à l'œuvre pour l'ensemble du corridor : en témoigne l'expansion du frêne, que les relevés dendrologiques permettent de dater aux années 1960, c'est-à-dire suite à l'instauration de conditions moins humides du fait de la forte incision du chenal.

2. La dynamique de la structure spatiale des boisements et de la diversité paysagère

Nous observons un fort **découplage géographique des dynamiques** entre la zone interne du corridor (= zone remaniée) sous contrôle direct de la dynamique érosive du chenal, et la zone externe, dominée par des processus anthropiques. Ce découplage ne signifie pas l'absence d'influences réciproques, mais simplement une différence temporelle et spatiale dans l'évolution du paysage. Sur l'Ain, la **mobilité latérale** du chenal entretient une zone de remaniement plus large, au sein de laquelle les déplacements se traduisent par une mosaïque d'unités physionomiques plus diversifiée, avec une intensité de changement plus importante que dans les secteurs stabilisés. Cependant, à l'échelle de l'ensemble de la plaine, les dynamiques s'exerçant sur **la marge de la zone remaniée masquent cet effet de diversification** à l'échelle inter-secteurs. De même, la variabilité temporelle de cette diversité intra-secteur apparaît moins marquée. Ce genre d'effet de masque d'un environnement, dont les successions sont allogènes à la dynamique du chenal, est également observé par Greco & Plant (2003) sur la Sacramento dans le contexte d'une arboriculture très développée.

En termes de dynamique temporelle, les changements les plus importants sont observés dans les décennies 1960 et 1970 ; ceci indique que l'intensité de l'évolution des unités est plus importante en période d'ajustement à des nouvelles conditions hydro-morphologiques (fin de la métamorphose fluviale) et anthropiques (modification des pratiques). Cet ajustement se traduit également par un pic de diversité paysagère. Au sein de cette période de transition coexistent des milieux encore ouverts, typiques du fonctionnement du début du 20e s., et des milieux en expansion, pour la plupart plus fermés (boisements post-pionniers) mais aussi, pour certains, plus artificialisés. La diversité de cette période est donc liée à l'interpénétration des caractéristiques de la période précédente et de la période suivante. Ensuite, les changements ralentissent, la transition est en cours d'achèvement et la diversité diminue. Par analogie, il est

alors possible de parler **d'écotone temporel** (fig. 2.20), ce terme désignant normalement un lieu de transition entre deux systèmes biologiques. Bien sûr l'analogie n'est pas totale, puisque certains attributs des écotones spatiaux ne sont pas transposables (ex. : le rôle de filtre physique). Mais, elle illustre bien le caractère transitoire de la diversité paysagère qui est donc non seulement liée à l'activité morphologique, mais aussi à l'évolution de tout le système fluvial.

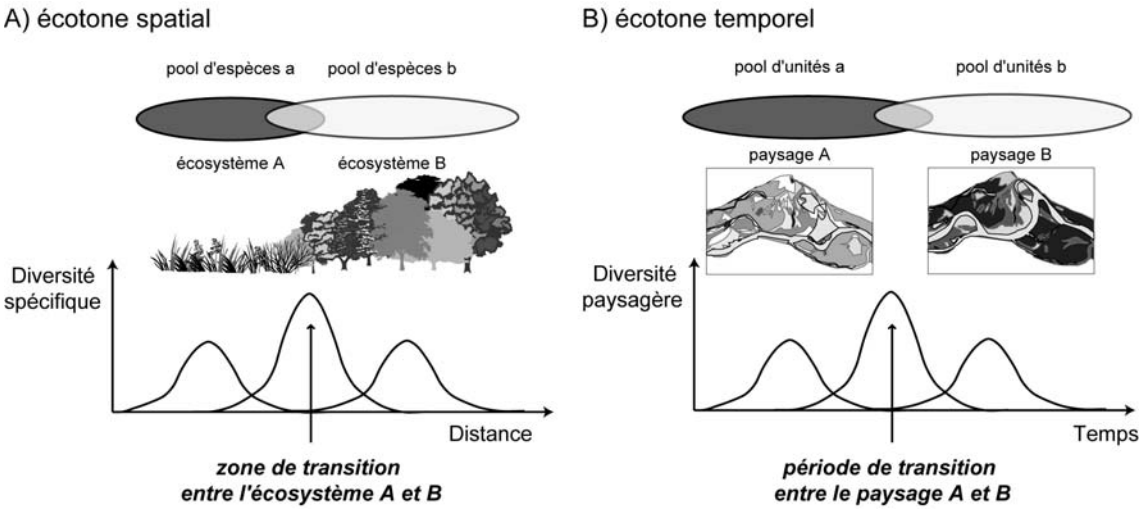


Figure 2.20 – La notion d'écotone appliquée à l'évolution temporelle du paysage

3. Perspectives

Les éléments apportés ici, en termes de compréhension de l'évolution des paysages fluviaux, soulignent avec force l'importance de la prise en considération de la trajectoire temporelle de ces corridors. Intégrer cette dynamique de changement est fondamental en termes de stratégie de gestion, surtout concernant la question de la référence et la difficulté de gérer une dynamique. En effet, les **corridors riverains évoluent constamment** du fait, d'une part de l'ajustement du chenal aux conditions hydro-sédimentaires du tronçon et, d'autre part des activités humaines qui se développent dans le lit mineur et dans le lit majeur. La conjonction des différents facteurs de contrôle (hydrologie, dynamique sédimentaire, activités humaines) est toujours différente et la situation toujours nouvelle. Le fonctionnement du cours d'eau change, les relations avec les sociétés riveraines aussi. Les concepts développés en termes d'évaluation de l'équilibre d'un paysage, en lien avec l'échelle spatiale et temporelle de ce qui le perturbe (Turner *et al*., 1993) sont ici inopérants. En effet, dans les hydrosystèmes anthropisés, les contrôles externes des perturbations ne sont constants ni en nature (ex. : la dynamique érosive ne s'exprime pas de la même façon dans un tronçon en tresses que dans un tronçon sinueux) ni en intensité (les superficies érodées sont variables spatialement et temporellement). De plus, les conditions locales (ex. : largeur de la plaine) influencent l'expression ponctuelle des perturbations et leur évolution.

L'ensemble du système étant sur une trajectoire en évolution permanente, la valeur de toutes les caractéristiques (dont la diversité) des paysages actuels et anciens comme élément de

référence pour fixer des objectifs de gestion peut être remise en question. Une alternative passe par une réflexion sur :

- les conditions actuelles et futures des facteurs de contrôle, et
- l'objectif de gestion que se fixe la société (ou le gestionnaire).

Pour le premier point, des outils doivent être développés pour établir des *scenarii* à large échelle. Pour cela, il est possible, d'une part de travailler sur des modèles prédictifs (ex. : chaîne de Markov basée sur les matrices de transition entre deux dates) et, d'autre part d'établir des *scenarii* d'évolution à moyen terme du contexte socio-économique et des conditions hydro-morphologiques (soit par expertise, soit au moyen de modèles numériques).

L'approche mise en œuvre dans cette partie a permis d'améliorer notre compréhension du phénomène d'extension et de structuration spatiale des boisements dans les corridors fluviaux du bassin rhodanien. La diminution de l'activité morphologique, constatée à l'échelle d'une grande partie du réseau hydrographique rhodanien, est ici mise en lumière localement avec un très faible taux de renouvellement des habitats pionniers accompagnant le passage d'un style en tresses à un style méandriforme. Les contrôles anthropiques locaux ont également été soulignés : ils affectent autant l'évolution des surfaces que leur structure spatiale.

La compréhension de ces phénomènes de végétalisation est évidemment grandement facilitée par la possibilité d'établir des **comparaisons régionales** (Liébault & Piégay, 2002). Malheureusement, l'étude d'un nombre important de tronçons se heurte souvent à l'ampleur de la tâche à accomplir en termes de photo-interprétation. Cependant, le développement de nouveaux outils, comme les logiciels d'analyse d'image orientés objets, devrait permettre un gain de temps significatif (Perrez Correa, 2004).

L'approche surfacique, sur des corridors étendus, ouvre la voie à des recherches plus approfondies, notamment sur **l'impact de la modification de la structure du corridor sur son fonctionnement écologique** (Gustafson, 1998). En effet, si l'écologie du paysage est en grande partie fondée sur l'idée que le patron environnemental influence largement les processus écologiques (Turner, 1989), pour les forêts alluviales le lien reste encore en grande partie à construire. L'utilisation d'indices permet de caractériser la structure mais, en revanche, elle ne permet pas d'appréhender les conséquences écologiques de celle-ci (si ce n'est théoriquement) (Rutledge, 2003). La prochaine étape consiste donc à identifier des processus clés et à voir comment la structure du boisement peut les influencer : par exemple, pour la fragmentation, cela concerne la dynamique des populations végétales et animales (Greco *et al.*, 2002) ainsi que les échanges génétiques et de flux dans le système. Dans quelle mesure la structure du corridor modifie-t-elle quantitativement les liens au sein des populations et des métapopulations ? Quelles sont les réponses spécifiques des espèces végétales structurantes des ripisylves ? Comment la modification du patron hydro-sédimentaire affecte-t-elle la répartition des propagules ? Cette question est très importante, notamment pour les espèces pionnières comme le peuplier noir. Mais des interrogations peuvent également émerger sur les autres fonctions des forêts alluviales : rôle de tampon en période de crue, de capacité épuratoire…

La question du **contrôle foncier et des pratiques passées** n'a pas été abordée ici, faute de temps, mais son rôle structural ne doit pas être négligé. Une approche historique fouillée des pratiques en milieux riverains est à développer pour cerner précisément la dynamique sociétale

à l'origine de mutations forestières importantes. De plus, dans quelle mesure la structure de la propriété influence la structure forestière, non seulement à l'échelle du paysage (Stanfield *et al*., 2002), mais aussi en termes de structure interne du peuplement ? Ce point semble crucial notamment dans le contexte des cours d'eau dont le parcellaire est très morcelé, comme sur l'Arve, ou certains tronçons du Rhône... Par exemple, les 88 ha de corridor bordant l'Arve au niveau des communes de Scientrier et de Contamine (dont 80 ha des terrains privés) appartiennent à plus de 130 propriétaires différents (fig. 2.21). Or, sur le terrain, les traces d'impacts de traitements différents (même anciens) d'une parcelle à l'autre sont évidents (Photo 2.3). Ce niveau d'analyse ne peut pas être traité uniquement par l'étude des photographies aériennes : il nécessite une description des structures ligneuses à l'échelle de la parcelle forestière (structure verticale, répartition des individus…) (ex. : Goreaud, 2000).

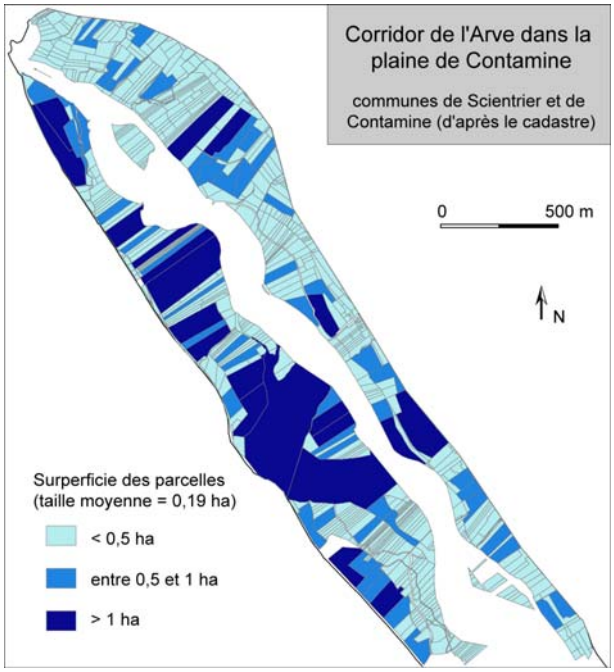


Figure 2.21 – Parcelles cadastrales du corridor fluvial de l'Arve pour les communes de Contamine-sur-Arve et de Scientrier

Photographie 2.3 – Indice d'anciennes pratiques sylvicoles dans la structure des individus

Chapitre 2-B

CROISSANCE LIGNEUSE SOUS CONTROLE HYDRO-MORPHOLOGIQUE ET ANTHROPIQUE SUR LES MARGES DES COURS D'EAU RHODANIENS

A/ Introduction
1. L'alimentation en eau comme facteur de contrôle de la croissance ligneuse
2. La réponse des espèces en milieu alluvial
3. Objectif

B/ Matériel et méthode d'analyse de la croissance ligneuse
1. Choix du modèle biologique, le frêne
2. Mesure de la croissance radiale

C/ Contrôle des conditions de croissance moyenne : comparaison inter-tronçons
1. Objectif
2. Caractéristiques des tronçons fluviaux et choix des placettes d'étude
3. Comparaison inter-tronçons de la croissance radiale brute

D/ Contrôles locaux de l'évolution de la croissance radiale
1. Objectif
2. Construction et analyse des chroniques de croissance
3. Evolution des conditions climatiques et hydrologiques générales
4. Patron temporel de la croissance ligneuse sur les marges du Rhône
5. Patron temporel de la croissance ligneuse dans le corridor de l'Ain

E/ Contrôle des conditions de croissance à l'échelle intra-tronçon, le cas de l'Ain
1. Objectif
2. Mobilité du chenal et niveau de connexion hydrologique
3. Prédire la croissance à court terme

F/ Distribution spatiale du système racinaire chez le frêne
1. Objectif
2. Méthode de description des systèmes racinaires
3. Résultats

G/ Synthèse et discussion
1. Conditions de croissance ligneuse en milieu alluvial
2. Réponse des peuplements riverains à l'évolution des conditions de milieu
3. Gérer des conditions stationnelles non stationnaires
4. Perspectives

A/ Introduction

1. L'alimentation en eau comme facteur de contrôle de la croissance ligneuse

Dans un écosystème forestier, la croissance des individus régit, avec la mortalité et le recrutement, la structuration du peuplement. Cette croissance des arbres est sous un double contrôle génétique et environnemental opérant à travers les processus physiologiques qui se déroulent dans l'arbre (Kozlowski *et al.*, 1991). Le contrôle environnemental s'exprime par des interactions biologiques (compétition, facilitation…) et un complexe de conditions abiotiques (précipitations, températures, soleil, vent, lumière, nutriments, humidité du sol, structure du sol…) (Kozlowski, 1962 ; Otto, 1998).
L'eau est indispensable à l'activité physiologique ; sa disponibilité constitue donc un élément primordial de la croissance forestière, que ce soit le manque d'eau (ex. : Ogle *et al.*, 2000 ; Ogaya *et al.*, 2003), la variabilité temporelle de cette disponibilité (Hanson *et al.*, 2001) ou sa surabondance (Conner & Day, 1988). Si, dans les écosystèmes forestiers "classiques", la variable généralement considérée est la quantité précipitée durant toute ou partie de l'année, en milieu alluvial, les apports en eau de la nappe et du chenal deviennent prépondérants sur les précipitations (Busch *et al.*, 1992 ; Willms *et al.*, 1998).

Dans les hydrosystèmes, milieux humides par définition, il est souvent admis que l'eau n'est un facteur limitant que dans certains contextes géographiques de marais alluviaux, lorsqu'elle se trouve en excès et qu'elle induit alors une inhibition de la croissance, notamment par diminution de l'oxygénation du sol (Kozlowski *et al.*, 1991). Dans les autres cas, les milieux alluviaux sont considérés comme bien pourvus en eau.
L'objectif est ici d'intégrer une vision plus dynamique des conditions d'alimentation en eau, dans la mesure où celles-ci évoluent constamment en réponse à des contrôles naturels et anthropiques structurants. Quelle est alors la réponse des espèces non seulement à la variabilité géographique des conditions (inter-sites et intra-site), mais aussi à l'évolution temporelle de ces conditions pour un site donné ?

2. La réponse des espèces en milieu alluvial

Au plan physiologique, il a par exemple été montré, chez certaines essences de saules et de peupliers, qu'une baisse du niveau de la nappe se traduit par une réduction du potentiel hydrique dans la tige et donc par une baisse de la conductance stomatique et, corrélativement, par une réduction à la fois de l'activité photosynthétique, de la croissance et, à moyen terme, du recrutement (Mahoney & Rood, 1992 ; Mahoney & Rood, 1993 ; Horton *et al.*, 2001). Une telle approche permet d'identifier les seuils en termes de réponse des espèces et de changement de la communauté. Ainsi, Lite & Stromberg (2005), dans les ripisylves de la rivière San Pedro,

dans l'Arizona aux Etats-Unis, ont identifié un seuil de variation hydrologique (baisse de la nappe) qui favorise le *tamarix* dans les communautés pionnières normalement dominées par des saules et des peupliers.

Cependant, au niveau des **réponses spécifiques**, les approches quantitatives se sont essentiellement concentrées sur le contrôle hydrologique, notamment suite à la construction d'un barrage régulateur provoquant l'abaissement de la nappe à l'aval et la réduction de l'amplitude des variations hydrologiques (Rood & Mahoney 1990 ; Braatne *et al.*, 1996). L'impact de l'altération du régime hydrologique a déjà été étudié dans différents contextes, mais essentiellement dans des situations hydro-climatiques fortement contrastées dans lesquelles l'eau devient rapidement un facteur limitant au cours de la saison de croissance :

- pour des climats secs, et généralement en tête de bassin, où le manque d'eau, les années à faible pluviosité, affecte fortement la croissance : Stromberg & Patten (1996), Scott *et al.* (2000), Shafroth *et al.* (2000), Horton *et al.* (2001), Disalvo & Hart (2002), Galuszka & Kolb (2002) ou,
- à l'inverse, sur les marges de rivières à faible énergie, notamment en climat sub-tropical, avec de longues périodes d'inondation durant lesquelles l'excès d'eau contrôle la croissance : Teskey & Hinckley (1977), Reilly & Johnson (1982), Mitsch & Rust (1984), Golet & Lowry (1987), Conner & Day (1988), Young *et al.* (1995), Keeland *et al.* (1997).

Sur les cours d'eau de zones tempérées, l'impact des modifications des conditions d'alimentation en eau a également été traité, par exemple en termes de croissance, sur le Danube (Smelko & Scheer, 2000 ; Schume *et al.*, 2004), ou de morphologie ligneuse, sur la Saône (Astrade & Bégin, 1997), mais les analyses détaillées des contrôles de la croissance ligneuse sont peu nombreuses (ex. : Tardif & Bergeron, 1993 sous climat boréal).
Enfin, le contrôle exercé par l'activité morphologique et l'évolution progressive de la géométrie du chenal ne sont quasiment jamais pris en considération. Dans les rares études où la dynamique morphologique est abordée, il s'agit toujours d'observer l'effet de changements brutaux comme par exemple l'incision rapide d'un chenal du fait d'extractions de granulats (Scott *et al.*, 2000 ; Amlin & Rood, 2003) ou la mise à nu des systèmes racinaires par érosion latérale (Lamarche, 1966).

3. Objectif

Dans le cadre de ce travail, notre objectif est d'analyser la croissance ligneuse par mesures rétrospectives sur le frêne, dans des forêts alluviales du bassin rhodanien présentant différentes caractéristiques et trajectoires hydro-géomorphologiques. Trois hypothèses sont testées (fig. 2.23) :

H1 : les caractéristiques climatiques et hydrologiques contrôlent à moyen terme (40-50 ans) la croissance ligneuse moyenne à l'échelle des tronçons ;

H2 : localement, la modification directe d'origine anthropique (pompages, dérivation) ou indirecte d'origine morphologique (incision du lit) des conditions d'alimentation en eau affecte l'évolution de la croissance radiale du frêne à moyen terme (40-50 ans) ;
H3 : au sein d'un tronçon, la mobilité verticale du lit à moyen terme modifie le niveau de connexion hydrologique, ce qui affecte la croissance ligneuse à court terme (10 ans).

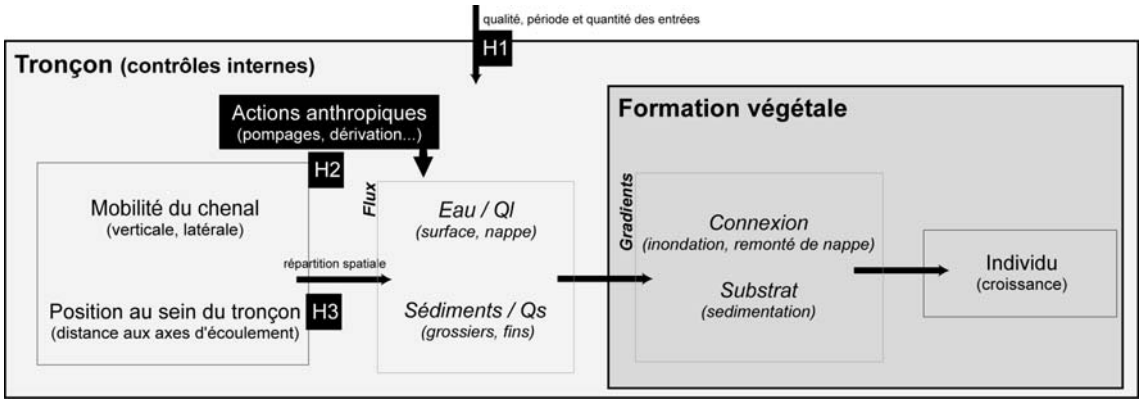


Figure 2.22 – Schéma conceptuel de travail

B/ Matériel et méthode d'analyse de la croissance ligneuse

1. Choix du modèle biologique, le frêne

Le modèle biologique retenu pour cette étude est le genre *Fraxinus* avec 2 espèces : essentiellement *Fraxinus excelsior* L. et, dans une moindre mesure, *Fraxinus angustifolia* Vahl. Le Frêne commun, ou frêne élevé (*Fraxinus excelsior* L.), est un arbre pouvant atteindre 150 à 200 ans pour une hauteur de l'ordre de 30 m. Il présente une croissance optimale sur des sols limoneux (substrat calcaire ou alluvions et colluvions profondes) frais à humides mais bien drainés et riches en bases (Rameau *et al.*, 1989). Dans les autres stations où il est présent, il exprime plus son caractère colonisateur qu'un réel potentiel de croissance (Pilard-Landeau & Le Goff, 1996 ; Marigo *et al.*, 2000). A l'âge adulte, cette essence post-pionnière nomade a besoin de lumière et d'espace vital pour développer un houppier intéressant et continu, mais elle peut se régénérer sous couvert car les semis persistent longtemps en sous-bois. Bien que beaucoup moins connu et étudié, le frêne à feuilles étroites (ou frêne oxyphylle, *Fraxinus angustifolia* Vahl) possède des caractéristiques écologiques très proches de celles du frêne commun, mais avec une aire de distribution plus méridionale.

Deux raisons ont guidé le choix de ce modèle biologique : sa place dans les forêts alluviales et ses caractéristiques écologiques.

- En effet, ces deux espèces sont aujourd'hui très **largement représentées** dans les milieux ripicoles de nombreux cours d'eau français ; cette abondance s'accompagne, dans la plupart des cas, d'un niveau élevé de recrutement qui place le frêne dans une position d'espèce prépondérante pour les décennies à venir (Marigo *et al.*, 2000).
- De plus, des études montrent que la croissance de *Fraxinus excelsior* nécessite, pour être optimum, une **alimentation en eau importante**, mais dans des conditions drainantes (Aussenac & Lévy, 1992 ; Claessens *et al.*, 1993). En effet, même si le frêne affectionne les sols riches, il est globalement moins exigeant en termes de niveau trophique que par rapport à l'eau. Nous pouvons donc supposer que les individus doivent être sensibles à une modification des apports en eau (Franc & Ruchaud, 1996). Bien que la relation "alimentation en eau/croissance" chez *Fraxinus angustifolia* soit beaucoup moins documentée, la problématique du patron de croissance de cette espèce, suite à une modification des conditions hydro-géomorphologiques, reste entière.

Les exigences du frêne, par rapport à l'alimentation en eau, sont connues depuis longtemps. Déjà, en 1939, l'ingénieur agronome Roger Blais indiquait qu'il "exige des sols fertiles, meubles, abondamment approvisionnés en eau mais cependant bien drainés" (Blais, 1939). Cette observation a, par la suite, été confirmée par de nombreuses études scientifiques. Par exemple, Lévy *et al.* (1992), dans le Nord-Est de la France, observent des croissances supérieures pour les sites avec une alimentation en eau latérale abondante que dans les sites moins bien alimentés ou dans les sites à hydromorphie temporaire. De plus, ils mettent en évidence une influence de la texture du sol (horizons compacts) et de son hydromorphie, qui jouent un rôle en limitant la profondeur d'enracinement. Par contre, les propriétés chimiques du sol semblent avoir peu d'influence. Malheureusement, la plupart des études portant sur les exigences stationnelles du frêne n'ont pas été réalisées en contexte alluvial, mais sur des plateaux calcaires dans le Nord et l'Est de la France et en Belgique (Dagnelie *et al.*, 1969 ; Thill, 1970 ; Le Goff, 1982 ; Le Goff & Lévy, 1984 ; Lévy *et al.*, 1992 ; Thibaut *et al.*, 1992 ; Claessens *et al.*, 1993 ; Claessens, 2002).

Les études physiologiques menées sur le frêne ont montré que ce dernier est potentiellement un grand consommateur d'eau, notamment lorsque, comme en plaine alluviale, le sol est bien alimenté en eau en période de végétation (Besnard & Carlier, 1990). Ceci est lié à une forte conductance stomatique et à une transpiration importante qui génèrent une consommation en eau élevée. Comparé à d'autres essences, le frêne consomme plus d'eau, par exemple que le chêne, car il contrôle plus tardivement sa transpiration (Aussenac & Lévy, 1983). En effet, le frêne ne diminue sa transpiration que lorsque les réserves hydriques sont déjà faibles, et bien après le chêne pédonculé chez qui la résistance stomatique augmente plus vite (Aussenac & Lévy, 1992). Tous ces éléments expliquent la forte croissance du frêne sous réserve d'une bonne disponibilité en eau. Mais Carlier *et al.* (1992) montrent que le frêne, en station mésoxérophile d'altitude, possède une plus faible conductance hydraulique ; il consomme donc moins d'eau notamment car les stomates se ferment en milieu de journée. En cas de sécheresse édaphique, le contrôle stomatique intervient en milieu de journée et la consommation en eau, et donc potentiellement la croissance, est plus faible que lorsqu'il

intervient en fin de journée du fait de la baisse de luminosité (Peltier & Marigo, 1998). Le frêne développe donc une stratégie de tolérance à la sécheresse édaphique et non une stratégie d'évitement. Cette bonne tolérance à la sécheresse est due à une faculté d'ajustement osmotique (maintien de la turgescence cellulaire) et d'ajustement plastique (facilite l'absorption de l'eau du sol) (Peltier & Marigo, 1999) et elle explique en partie la large gamme de milieux dans lesquels le frêne se rencontre.

2. Mesure de la croissance radiale

2.1. Le choix de l'analyse dendrochronologique

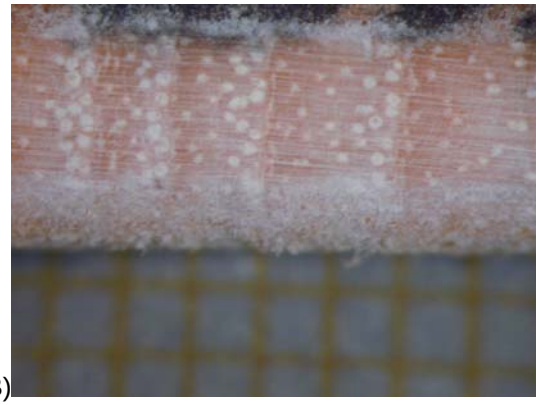
La croissance ligneuse se déroule dans les méristèmes primaires, à l'origine de la croissance en longueur, et dans les méristèmes secondaires, responsables de la croissance en épaisseur. Ces derniers se distinguent en deux zones : l'assise génératrice libéro-ligneuse (liber et bois) et l'assise génératrice subéro-phellodermique (liège et phelloderme). Les cellules cambiales produisent du xylème (bois) et du phloème (écorce) ; cette production intervient durant la période de végétation qui, dans l'hémisphère Nord, varie selon les espèces et le climat entre mars et octobre. En milieux tempérés, la succession d'une saison de croissance et d'une saison de repos végétatif se traduit par la différenciation de cernes annuels de croissance. La **mesure de la taille de ces cernes** permet d'accéder de manière rétrospective à la croissance annuelle de l'arbre depuis son établissement (Schweingruber, 1988). Comparée aux autres méthodes de mesure de la croissance radiale, comme les mesures en continu par collier de croissance (Conner & Day, 1988 ; Nicault *et al.*, 2001) ou les mesures répétées (mesure du diamètre tous les "n" ans au ruban forestier ; Olano & Palmer, 2003), l'utilisation des cernes présente principalement 4 avantages :

- elle permet d'accéder à l'âge exact des individus ;
- elle est réciproque, c'est-à-dire qu'elle permet de mettre en place une double approche centrée à la fois sur les peuplements et sur le milieu (Fritts & Swetnam, 1989). La première approche permet d'aborder l'influence des conditions environnementales et de leur modification sur la croissance des arbres, que ce soit des conditions climatiques, de disponibilité en nutriments... Il est également possible d'observer l'impact des interactions biotiques, comme par exemple une défoliation par un parasite (ex. : Muzika & Liebhold, 1999). Compte tenu de cette influence environnementale, et par un simple renversement, il est possible, dans une deuxième approche, d'observer la variabilité temporelle des conditions de milieux à partir des chroniques de croissance ;
- elle permet d'étudier, selon l'objectif, des événements ponctuels, comme une éruption volcanique (Biondi *et al.*, 2003) ou une tempête de verglas (Smith & Shortle, 2003), aussi bien que des phénomènes graduels, comme par exemple la pollution (Tessier *et al.*, 1990) ;
- elle est rétrospective, ce qui permet d'accéder, en un seul prélèvement, à une information enregistrée sur plusieurs décades, voire sur plusieurs siècles dans certains cas.

Les hydrologues et les géomorphologues ont largement utilisé les possibilités offertes par l'étude des cernes de croissance pour analyser l'évolution du milieu (Astrade & Bégin, 2003), que ce soit par exemple pour reconstituer des chroniques de débits (Phipps, 1983 ; Jones *et al.*, 1984), pour dater des surfaces au sein du lit majeur (Fagot *et al.*, 1989 ; Baker & Walford, 1995 ; Stromberg, 2002), pour retracer l'activité hydrologique et la pollution de la nappe d'un site (Astrade & Bégin, 1997 ; Yanosky & Kappel, 1997), pour étudier l'érosion et le mouvement des sols dans les versants (Braam *et al.*, 1987 ; Astrade *et al.*, 1998 ; Vandekerckhove *et al.*, 2001), ou pour mettre en évidence l'activité des glaciers (Carter *et al.*, 1999). A l'inverse, les écologues ont principalement cherché à observer l'effet des changements environnementaux sur la croissance des arbres (Becker *et al.*, 1994), que ce soit l'effet d'une tempête de verglas (Smith & Shortle, 2003), de la sécheresse (Orwig & Abrams, 1997) ou même pour estimer rétrospectivement l'abondance des saumons et de la qualité de l'eau (Drake *et al.*, 2002).

2.2. Prélèvements, préparation des échantillons et mesure des cernes

L'accès aux cernes se fait, soit directement en coupant une section de l'arbre (ex. : Pan *et al.*, 1997 ou Ward *et al.*, 2002a), soit par le prélèvement d'une carotte avec une tarière de type Pressler conventionnellement à 1,3 m du sol (Photo 2.4). La première solution permet de mieux contrôler une éventuelle dissymétrie de la croissance, mais elle est destructive. Nous avons donc choisi le prélèvement de carottes dendrologiques.

A) B) 

Photographie 2.4 – Prélèvement et préparation des échantillons dendrologiques, A) extraction des carottes dendrologiques au moyen d'une tarière Pressler, B) mesure de la largeur des cernes de croissance après un ponçage pour améliorer la lisibilité

Le nombre d'arbres échantillonnés par site est très variable selon les auteurs : 6 (Dwyer *et al*., 1995), entre 7 et 31 (Pan *et al*., 1997), 5 à 20 (Dittmar *et al*., 2003), 10 à 20 (Orwig & Abrams, 1997), 20 à 30 (Cook & Kairiukstis, 1990) et pour des boisements alluviaux : 5 (Luszczak-Clussmann, 1995), 15 (Antonic *et al*., 2001) ou 10 (Smelko & Scheer, 2000). Il varie également en fonction du nombre de carottes prélevées par individu : certains auteurs préfèrent prélever 2 carottes par arbre et faire ensuite la moyenne pour corriger une éventuelle dissymétrie dans la croissance (Cook & Kairiukstis, 1990 ; Galuszka & Kolb, 2002 ; Disalvo & Hart, 2002 ; Dittmar *et*

al., 2003). Cependant, cette méthode concerne surtout les arbres présentant des contrastes marqués de conformation de la tige, par exemple dans le cas de l'étude des arbres de berges ou des arbres enregistrant des mouvements de sol dans les versants. Lorsque les auteurs travaillent sur des formes des tiges moins contrastées, il est courant de ne prélever qu'une carotte (ex. : Luszczak-Clussmann, 1995 ; Zhang *et al*., 1999 ; Rozas, 2001 ; Smith & Shortle, 2003).

Dans notre cas, les arbres échantillonnés présentent une configuration de troncs rectiligne et un test effectué sur 47 individus ne montre pas de différence significative entre les deux carottes prélevées perpendiculairement. Nous avons donc choisi d'augmenter le nombre d'arbres échantillonnés plutôt que le nombre de carottes par individu. Mäkinen & Vanninen (1999) conseillent préférentiellement 1 carotte avec 10 à 12 arbres ou, à défaut, un minimum de 5 arbres avec, dans ce cas, 2 carottes par individu. Sur l'Ain, pour chaque placette, nous avons prélevé 10 individus. Sur les sites du Rhône, où les placettes sont moins nombreuses, le nombre d'arbres échantillonnés est plus important (au minimum 15 par placette). Les données de l'Arve proviennent de l'étude menée dans le cadre du programme LIFE "Forests for water" ; les prélèvements ont été réalisés par l'ONF sur 11 placettes à raison de 5 individus par placette. Les placettes sont de forme circulaire sur l'Ain et le Rhône et carrée sur l'Arve, et d'une superficie de 600 à 625 m². Lorsqu'il n'y a pas suffisamment d'individus au sein de la placette, l'échantillon est complété par des arbres voisins faisant partie de la même unité morphologique, mais dans un rayon maximum de 25 m à partir du centre de la placette.

Nous avons prélevé les carottes sur les arbres dominants ou codominants de la placette, afin de limiter le biais lié à la compétition (Luszczak-Clussmann, 1995 ; Mäkinen & Vanninen, 1999 ; Smelko & Scheer, 2000 ; Antonic *et al.*, 2001 ; Dittmar *et al.*, 2003). Pour faciliter la lecture des cernes, nous avons ensuite poncé les carottes avec des papiers de verre de grains différents (successivement 150, 300 puis 600). Les cernes ont été dénombrés sous une loupe binoculaire (= âge de l'arbre), puis mesurés au moyen d'un micromètre avec une précision au centième de millimètre (0,001 cm). Pour identifier et corriger d'éventuelles erreurs de lectures, nous avons mesuré toutes les carottes deux fois.

Dans le cadre de cette thèse, nous avons développé quatre approches pour analyser les contrôles affectant la croissance du frêne en milieu riverain :

- dans un premier temps, il s'agira d'une **comparaison régionale de la croissance moyenne** à l'échelle de la vie des individus ;
- puis, nous analyserons l'**évolution de la croissance radiale** dans différents contextes hydrologiques et morphologiques ;
- la troisième approche nous conduira à établir le lien entre **la dynamique du chenal à moyen terme et la dynamique de la croissance à court terme** ;
- enfin, dans le cadre d'une dernière partie, et afin d'affiner notre compréhension des facteurs de contrôle de la croissance, l'analyse de la croissance radiale sera complétée par une étude sur le **développement des structures racinaires du frêne**.

C/ Contrôle des conditions de croissance moyenne : comparaison inter-tronçons

1. Objectif

Notre première approche des contrôles de la croissance ligneuse se situe à petite échelle : il s'agit de réaliser une comparaison inter-tronçons des croissances moyennes. L'objectif est ainsi d'analyser les facteurs qui, à l'échelle régionale, sont susceptibles d'affecter la croissance des arbres au sein de tel ou tel tronçon à moyen terme (40 à 50 ans).

2. Caractéristiques des tronçons fluviaux et choix des placettes d'étude

Tableau 2.VIII – Caractéristiques des tronçons d'étude (sources : Pagney, 1988 ; Des Châteliers, 1995 ; Landon, 1999 ; Morier, 2000 ; Brun, 2001; Piégay *et al.*, 2004 ; ONF, 2005)

Tronçon	Site (Nb. placettes)	Régime climatique et hydrologique	Epaisseur de sol Altitude par rapport au chenal	Végétation : type de station et espèces dominantes (%) [a]
Arve	Contamine (11)	Nivo-glacio-pluvial Hautes eaux en fin de printemps et en été	Sol > à 1,2 m dans 60 % des cas et à 70 cm dans 90 % des cas Traces d'hydromorphie dans 75 % des cas Alt. = variable	Aulnaie frênaie à frênaie mésohygrophile Frêne (42) ; Aulne (16) ; Peuplier noir (12) ; Chêne (10)
Ain	Basse vallée (20)	Pluvionival Hautes eaux en hiver	Sol = 0,4 à 1,4 m Alt. = 0,3 à 4 m	Frênaie mésophile Frêne (42) ; Peuplier noir (24) ; Erable plane (12)
Rhône	Brégnier-Cordon (1)	Nivo-glaciaire Hautes eaux en été	Sol = 1,4 m Alt. = 0,7 m	Frênaie chênaie mésohygrophile Frêne (40) ; Chêne (27)
	Pierre-Bénite (1)	Pluvionival ou pluvio-évaporal Hautes eaux en hiver	Sol = 1,2 m Alt. = 5, 5 m	Frênaie mésophile Frêne [b] (82) ; Peuplier noir (10)
	Péage-de-Roussillon (2)	Pluvionival ou pluvio-évaporal Hautes eaux en hiver	Sol > à 1,2 m Alt. = 2,2 et 3,25 m	Frênaie mésophile à mésohygrophile Frêne [b] (58) ; peuplier noir (12)
	Méant (1)	Nival Hautes eaux en été	Sol = 0,8 à 1,3 m Trace de rouilles dès 0,4 m Alt. = 0,7 m	Aulnaie frênaie Frêne (42) ; Aulne (22) ; Peuplier noir (10)
Drôme	haute Drôme (4)	Méditerranéen de montagne, pluvionival ou pluvial de transition Hautes eaux en début de printemps et automne	Sol = 0,5 à 1 m Alt. = 0,4 à 1,2 m	Aulnaie frênaie Frêne (?) ; Aulne blanc (?) ; Saule blanc (?)

[a] espèces représentant 10 % de la densité relative
[b] les deux espèces de frêne sont présentes sur le site de Pierre-Bénite et de la Platière

Cette analyse a été réalisée sur trois sites du Rhône, sur l'Ain et sur l'Arve (tab. 2.VIII). Afin d'élargir la comparaison à d'autres tronçons, nous avons également intégré des mesures réalisées sur la haute Drôme et sur le site du Méant (localisé en amont de Lyon à la confluence Rhône/Ain). Pour ce dernier, les données correspondent aux carottes prélevées sur les cinq individus dont les systèmes racinaires ont été analysés dans la partie F de ce chapitre (cf. p. 125). Les données de la Drôme n'ont pas été acquises dans le cadre de cette thèse, mais lors d'une étude sur l'évolution historique de la plaine de Beaurières (Piégay *et al.*, 2004).
Sur l'Ain, nous avons repéré les zones forestières sur les photographies aériennes de l'IGN (mission 2000). Concernant le site de Pierre-Bénite, la placette a été positionnée sur le transect bio-géomorphologique (île de Ciselande) étudié dans le cadre du projet de restauration du Rhône (Lamouroux *et al.*, 2004). Pour les deux autres sites du Rhône (île de la Platière et haut Rhône), les relevés de végétation existant (suivi RNF pour la Platière et données ONF pour le haut Rhône) ont permis d'identifier les zones intéressantes. Sur l'Arve, les prélèvements ont été réalisés au sein des placettes mises en place dans le cadre du protocole de suivi de ces forêts, appliqué depuis 2004 par l'ONF (ONF, 2005). Enfin, sur la haute Drôme, ils proviennent des transects étudiés par Piégay *et al.* (2004). Dans le choix des placettes, une attention particulière a été portée à l'absence de traces visibles, sur le terrain ou sur les photographies aériennes, d'interventions sylvicoles.

3. Comparaison inter-tronçons de la croissance radiale brute

En termes de croissance radiale brute, les valeurs mesurées varient régionalement entre 0,06 et 0,83 cm par an, autour d'une moyenne de 0,284 cm (tab. 2.IX). Au sein de cet ensemble, nous pouvons distinguer :

- les tronçons du Rhône situés à l'amont de Lyon et celui de l'Arve pour lesquels la croissance est supérieure à la moyenne (surtout Brégnier-Cordon et Méant dont les valeurs sont plus fortes et la variabilité inter-individus moindre),
- les tronçons du Rhône situés à l'aval de Lyon et celui de l'Ain avec des valeurs légèrement inférieures à la moyenne régionale (entre -5% et -13%) et
- le tronçon de la haute Drôme, avec une croissance moyenne nettement inférieure aux autres tronçons et une très forte variabilité entre les individus (CV = 0,53).

Tableau 2.IX – Comparaison inter-tronçons des croissances individuelles du frêne

Tronçon	Croissance radiale moyenne (cm/an) Min / Max	Coefficient de variation	Ecart à la moyenne (%)	Age moyen Min/Max	n
Ain	0,270 0,121 / 0,563	0,303	-5	37 13/61	170
Arve	0,348 0,146 / 0,831	0,397	23	25 8/59	54
Brégnier-Cordon	0,451 0,258 / 0,637	0,259	59	37 28/54	19
Méant	0,441 0,398 / 0,540	0,143	55	22 20/29	5
Pierre-Bénite	0,247 0,142 / 0,371	0,225	-13	41 30/47	14
Platière	0,270 0,159 / 0,464	0,257	-5	44 35/52	36
Drôme	0,202 0,065 / 0,459	0,531	-29	27 12/48	50
Total	*0,284 0,065 / 0,831*	0,399	X	*35 8/61*	*348*

En première analyse, la croissance semble donc répondre à un gradient hydro-climatique de conditions avec :

- un accroissement ligneux plus fort sur les sites enregistrant des hautes eaux en période de végétation,
- des valeurs intermédiaires dans les contextes de hautes eaux hivernales, et
- des croissances encore plus faibles sur le tronçon le plus méridional.

Cependant, quatre éléments nous amènent à discuter ce résultat : la variabilité écologique des unités étudiées, la variabilité de l'âge des individus, l'existence de contrôles locaux et l'évolution temporelle de la croissance et des conditions de milieux.

3.1. Les conditions écologiques

La composition floristique et les caractéristiques pédologiques des placettes nous permettent de les placer sur un gradient d'hygrophilie avec :

- des conditions mésophiles pour l'Ain, Pierre-Bénite et, en partie, la Platière ;
- des conditions mésohygrophiles pour Brégnier-Cordon et, en partie, la Platière et l'Arve ;
- et des stations sensiblement plus humides (présence importante d'aulnes et de saules blancs, traces d'hydromorphie dans le sol) sur le Méant, la Drôme et l'Arve.

La figure 2.23 montre qu'une part importante des différences régionales peut être imputée à ces disparités écologiques, puisque des croissances significativement plus fortes sont observées dans les stations les plus humides. Cependant, ce déterminisme ne permet pas d'expliquer, par exemple, la croissance moyenne observée sur la Drôme ; dans ce cas, d'autres facteurs interviennent (cf. § 3.3).

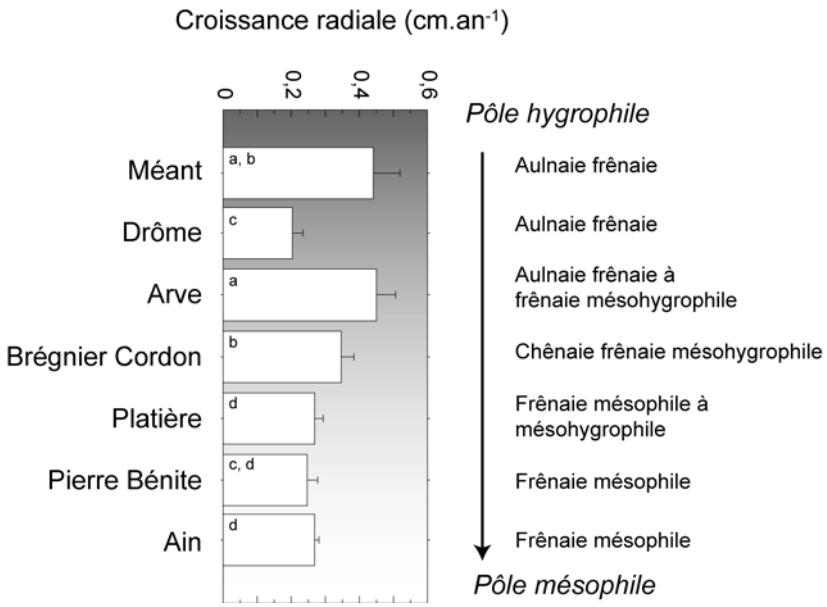


Figure 2.23 – Croissance moyenne des frênes en fonction du degré d'hygrophilie du site, les lettres indiquent les groupes homogènes (ANOVA, p < 0,05)

3.2. L'âge des individus

La deuxième difficulté d'interprétation de ces résultats est liée au fait que, pour des conditions de milieu invariantes, la croissance des individus diminue avec l'âge (Cook & Kairiukstis, 1990). Nous avons donc construit un modèle "croissance/âge" par ajustement polynomial (sans terme constant) à partir de 374 individus provenant de l'Ain, de l'Arve, du Rhône et de la Drôme (fig. 2.24A). De nombreux individus présentent une croissance soit supérieure soit inférieure à ce modèle ; pour analyser la structuration géographique de ces écarts, les résidus ont été rassemblés par site (fig. 2.24B). Les deux sites du Rhône en amont de Lyon présentent des croissances nettement supérieures au modèle, surtout sur le site de Brégnier-Cordon ; à l'inverse les valeurs observées sur la Drôme sont significativement inférieures au modèle.
Le cas de l'Arve est intéressant : en effet, alors qu'il présente une croissance brute supérieure à la moyenne (23 %, tab. 2.IX), en termes de rapport rayon/âge les écarts au modèle sont significativement proches de 0. Cela démontre bien un effet "âge" et une surévaluation des croissances pour les jeunes individus (âge moyen de 25 ans contre 35 sur l'ensemble des individus). Cela permet également de relativiser la prépondérance des conditions écologiques, puisqu'il apparaît que les stations humides de l'Arve présentent en réalité la même concordance au modèle de croissance que les sites mésophiles de l'Ain et de Pierre-Bénite.

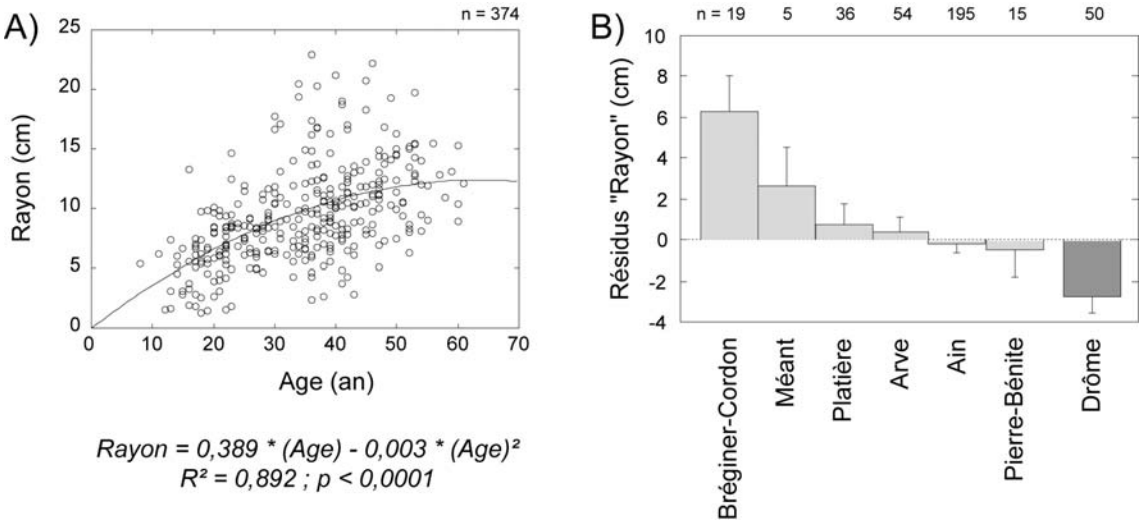


Figure 2.24 – Modèle de croissance, A) relation "rayon/âge", B) écarts au modèle pour les différents tronçons

3.3. Les contrôles locaux

Derrière ce modèle régional de croissance, et malgré des différences inter-tronçons sensibles, il existe également une forte variabilité de la croissance au sein d'un même tronçon. La Drôme illustre bien cette variabilité locale et introduit ainsi une autre échelle d'analyse des contrôles de la croissance ligneuse qui sera traitée en détail pour l'Ain dans la partie E de ce chapitre (cf. p. 121). En effet, si globalement les quatre sites de ce tronçon semblent présenter une croissance inférieure à la moyenne à l'échelle de la région, ce résultat masque en réalité une forte variabilité intra-tronçon. Les échantillons proviennent de 4 sites différents, or le site de référence est conforme au modèle régional, alors que les trois autres sites s'en écartent

fortement (fig. 2.25). Or, ces trois derniers montrent une structuration géographique amont/aval qui s'explique par un contrôle hydrologique local. En effet, les mesures ont été réalisées sur trois transects situés à respectivement 1500, 1200 et 1000 m à l'amont du seuil des Tours, construit en 1962 pour casser la pente et piéger les sédiments. Ce seuil crée une stabilisation, voire un exhaussement, du chenal et donc un relèvement de la nappe, qui affecte de façon de moins en moins perceptible les boisements vers l'amont. Sur le transect le plus proche du seuil, la placette est située à seulement 40 cm au-dessus du chenal (contre 120 cm pour les deux autres transects), la nappe est donc assez proche de la surface ; ce site présente l'écart au modèle général le plus important. Cet exemple illustre le caractère limitant du facteur hydrique dans le cas d'un excès d'eau.

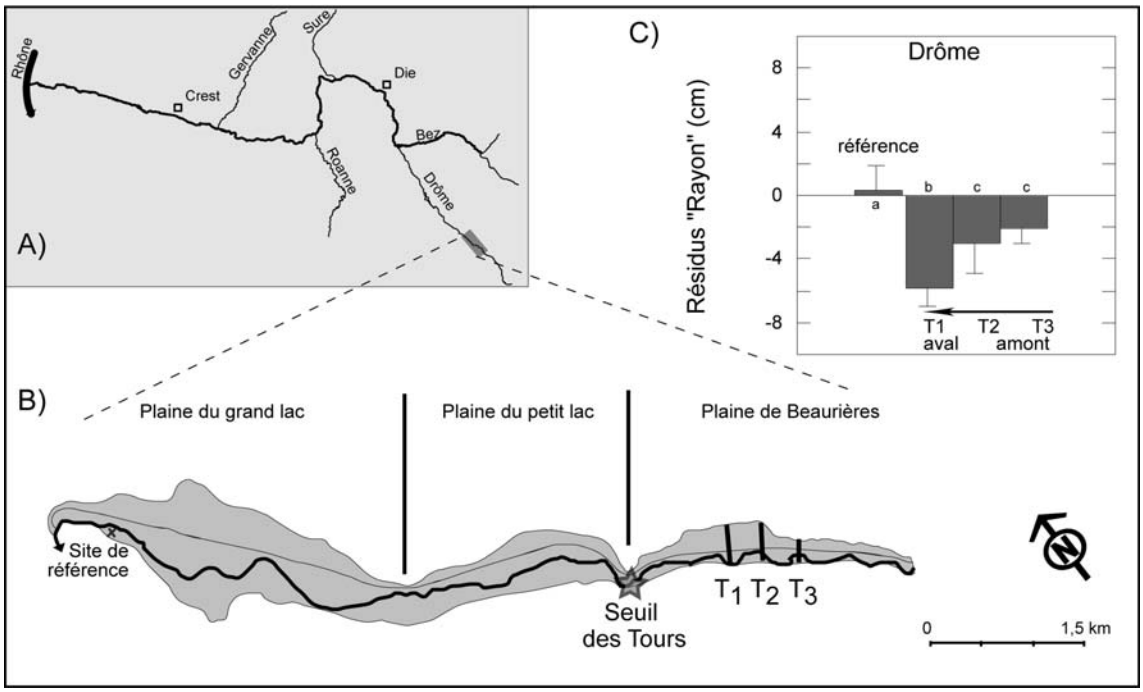


Figure 2.25 – La haute Drôme, A) localisation du site, B) localisation des transects (Piégay* et al., *2004), C) écart au modèle de croissance "rayon/âge" pour les placettes de la Drôme, les lettres indiquent les groupes homogènes (ANOVA, p < 0,05)

3.4. La non prise en compte de l'évolution de la croissance

L'approche basée sur une comparaison des conditions et des croissances moyennes permet une première analyse intéressante à l'échelle régionale, mais elle masque complètement l'évolution temporelle de cette croissance. Or, sur la plupart des cours d'eau du bassin rhodanien, l'hypothèse d'une stabilité temporelle des conditions hydro-morphologiques d'un tronçon à l'échelle d'un demi-siècle est peu réaliste. Ainsi, tous les tronçons ont enregistré des modifications susceptibles d'affecter le fonctionnement hydrologique local : incision du chenal, pompage dans la nappe d'accompagnement, dérivation du débit pour la production hydroélectrique… Nous allons donc, dans les deux parties suivantes, analyser les facteurs de contrôle, d'une part de l'évolution de la croissance à moyen terme sur les marges de l'Ain et du Rhône et, d'autre part de la croissance ligneuse à court terme à l'échelle intra-tronçon, en prenant l'exemple de la basse vallée de l'Ain.

D/ Contrôles locaux de l'évolution de la croissance radiale

1. Objectif

Afin de caler temporellement les contrôles de la croissance radiale du frêne, quatre tronçons ont fait l'objet d'une étude rétrospective de cette croissance. Le choix des tronçons étudiés a été fait sur des bases hydro-géomorphologiques, l'objectif étant de sélectionner un ensemble de situations contrastées. Le principal critère de sélection implique que le tronçon et les communautés riveraines aient enregistré une modification de la disponibilité en eau. Les facteurs modifiant ces conditions sont, dans notre cas, l'évolution verticale du chenal principal (facteur indirect) et donc de la nappe d'accompagnement, la dérivation du débit (facteur direct) et le pompage dans la nappe d'accompagnement (facteur direct). Nous avons retenu cinq types de tronçons sur le Rhône et l'Ain (tab. 2.X). L'objectif est ainsi de comparer l'évolution conjointe des facteurs abiotiques de contrôle (climat, hydrologie, morphologie) et de la croissance radiale.

Tableau 2.X – Caractéristiques des tronçons étudiés

Contrôle	Caractéristiques	Date	Localisation
Direct	Dérivation du débit	1966	Aménagement de Pierre-Bénite, île de Ciselande
	Rabattement du niveau de la nappe par des pompages	deuxième moitié du 20e s.	Aménagement de Péage-de-Roussillon, île de la Platière
	Dérivation du débit	1977	
	Dérivation récente du débit	1984	Aménagement de Brégnier-Cordon, île des Molottes
Indirect	Incision récente	deuxième moitié du 20e s.	Basse vallée de l'Ain
	Stabilité, voire exhaussement récent	deuxième moitié du 20e s.	

2. Construction et analyse des chroniques de croissance

Pour analyser l'évolution de la croissance, la première étape consiste à construire la chronique de référence pour les sites d'études à partir des carottes dendrologiques échantillonnées.

2.1. Correction de l'effet âge

Lorsque les conditions de milieu sont stables, la croissance des individus diminue avec l'âge. Pour compenser cet effet âge, les longueurs brutes des cernes sont généralement transformées par des modèles (linéaire, quadratique, cubique, exponentiel, exponentiel négatif…), mais cela individuellement (Cook & Kairiukstis, 1990 ; Tardif & Bergeron, 1993 ; Orwig & Abrams, 1997 ; *Pan et al.*, 1997 ; Abrams *et al.*, 1998 ; Astrade *et al.*, 1998 ; Zhang *et al.*, 1999). La tendance est donc supprimée au niveau de chaque carotte et les séries obtenues

sont stationnaires pour chaque individu. Or, c'est justement la tendance qui nous intéresse ici et non l'identification d'années caractéristiques, comme dans le cadre de la plupart des études qui cherchent à maximiser les réponses annuelles. Pour atténuer cet effet âge, nous avons calculé un **indice de croissance (Ic)** qui, pour chaque individu, prend en compte non seulement la largeur brute de chaque cerne (Rt), mais aussi une fonction de l'âge (Gt) (Cook *et al.*, 1990). La fonction "âge" utilisée n'est pas individuelle, mais correspond à une moyenne sur plus de 200 individus.

$Ic_n = \log Rt_n - \log Gt$ avec Ic_n = indice de croissance pour l'année n
Rt_n = largeur mesurée du cerne de l'année n
Gt = largeur estimée en fonction de l'âge

La fonction Gt a été déterminée par ajustement polynomial à partir d'un jeu de 215 carottes issues des différents sites, avec des conditions de milieu contrastées, afin de s'abstraire de la variabilité locale (Cook *et al.*, 1990). La fonction Gt donne, pour un âge donné, la largeur moyenne des cernes de tous les individus mesurés à cet âge précis, quel que soit le contexte écologique (fig. 2.26).

La valeur de Ic varie autour de zéro ; cet indice enregistre des valeurs positives lorsque la croissance d'un frêne est supérieure à la croissance moyenne des individus du même âge, et des valeurs négatives pour une croissance inférieure à la moyenne. Lorsque Ic est nul, cela signifie que l'individu présente une croissance égale à la croissance moyenne de tous les autres frênes au même âge. Cet indice a été calculé pour chaque individu et pour chaque année. La chronique de référence du site est ensuite construite en calculant, pour chaque année, la valeur moyenne des indices des individus. Pour limiter le bruit lié à un nombre trop faible d'individus, la chronique débute dès que le calcul de la moyenne porte sur plus de 10 individus.

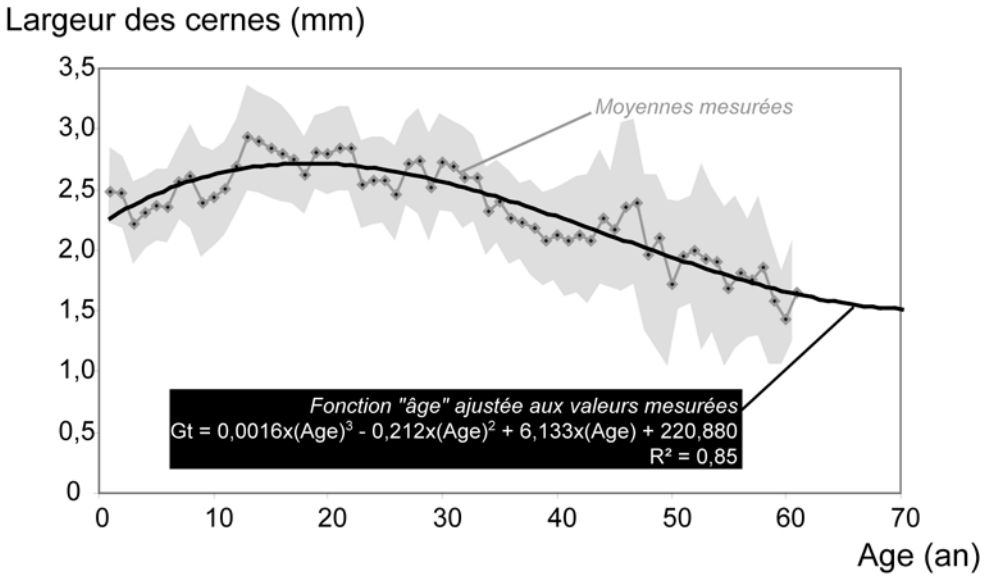


Figure 2.26 – Modèle de correction de l'effet âge construit à partir de la largeur brute, moyenne calculée sur 215 individus provenant de tous les sites, intervalle de confiance à 95 % et ajustement polynomial

2.2. Recherche de seuils dans les chroniques

Si, dans le cas des chroniques hydrologiques et climatiques, il est possible de faire l'hypothèse que les observations annuelles sont indépendantes entre elles, cette hypothèse n'est pas valide pour les chroniques de croissance radiale. En effet, la croissance d'une année "n" est liée non seulement aux conditions de l'année "n" mais aussi aux conditions et à la croissance des années précédentes (Tardif & Bergeron, 1993 ; Luszczak-Clussmann, 1995 ; Tardif & Bergeron, 1997). La portée de cette autocorrélation temporelle est variable selon les espèces, les individus et l'âge des arbres. De fait, les seuils dans les chroniques ont été déterminés en utilisant le test non paramétrique de Pettitt basé sur le test de Mann Whitney (Pettitt, 1979). Les calculs ont été effectués par une routine programmée par E. Leblois (CEMAGREF). L'hypothèse nulle de ce test est l'absence de rupture dans la série X_i de N données. La métrique de ce test ($U_{a,N}$) considère que, pour chaque année "a" variant entre 1 et N, les deux séries X_i (i variant de 1 à a) et X_j (j variant de $a+1$ à N) sont issues de la même population. La valeur testée correspond au maximum (en valeur absolue) de $U_{a,N}$:

$$U_{a,N} = \sum_{i=1}^{d} \sum_{j=a+1}^{N} D_{ij}$$

avec $D_{ij} = \mathrm{sgn}(X_i - X_j)$

$\mathrm{sgn}(X) = 1$ si $X > 0$; 0 si $X = 0$ et -1 si $X < 0$

3. Evolution des conditions climatiques et hydrologiques générales

Afin de déceler d'éventuelles influences des conditions hydro-climatiques, nous avons analysé l'évolution de ces conditions sur les sites d'étude au cours des 50 dernières années.

3.1. Sélection des variables

Deux indicateurs décrivant les conditions climatologiques des tronçons étudiés ont ainsi été pris en compte :

- précipitations : cumuls durant la période de végétation (mars à octobre) ;
- températures : moyennes durant la période de végétation.

Ces données proviennent des stations météorologiques les plus proches des sites d'étude, à savoir : Ambérieu-en-Bugey pour la basse vallée de l'Ain, Belley pour le haut Rhône, Bron pour Pierre-Bénite et Sablons pour Péage-de-Roussillon. Les indicateurs retenus ont été sélectionnés au sein d'un jeu plus vaste comprenant d'autres variables, ces dernières n'ayant pas été retenues dans la mesure où elles sont significativement redondantes avec les premières :

- précipitations : cumuls annuels, nombres de jours par an et en période de végétation,

- températures : minimales annuelles et durant la période de végétation, maximales annuelles et durant la période de végétation, nombre de jours de gel.

Pour les débits de chaque tronçon, les données exploitées sont issues des stations de mesure les plus proches de chaque site, à savoir : Chazey-sur-Ain pour l'Ain (chronique depuis 1960), Ternay pour Pierre-Bénite et Péage-de-Roussillon (depuis 1949) et Sault-Brenaz pour Brégnier-Cordon (depuis 1949). Nous avons utilisé les débits moyens annuels ainsi que les débits moyens en période de végétation.

L'existence d'une rupture dans la chronique a été évaluée par le test de Pettitt (Pettitt, 1979).

3.2. L'évolution climatique

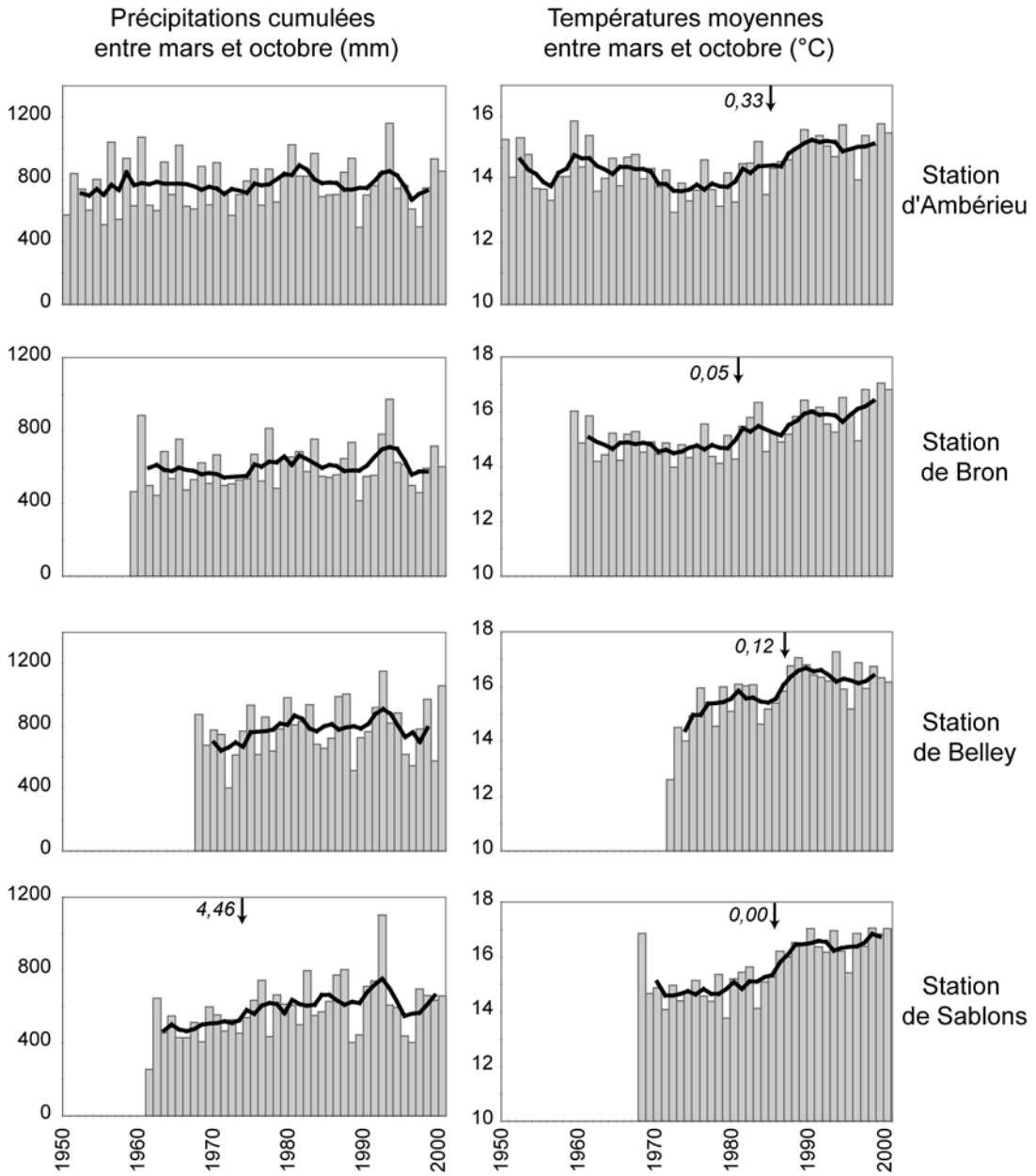


Figure 2.27 – Evolution des conditions climatiques sur les tronçons d'étude, moyennes mobiles sur 5 ans et rupture (valeur de p en %, test de Pettitt)

Les courbes de moyenne mobile indiquent deux périodes de relativement plus fortes précipitations centrées autour de 1980 (sauf à Sablons) et surtout de 1992 (fig. 2.27). Elles montrent également une légère augmentation des précipitations pour la station de Sablons. Sur l'ensemble des sites, la température moyenne enregistre une augmentation significative au milieu des années 1980, de l'ordre de 0,5 à 1°C.

3.3. Le fonctionnement hydrologique général des tronçons

Les chroniques hydrologiques indiquent trois périodes durant lesquelles les écoulements sont en moyenne assez importants : fin des années 1960, autour de 1980 et, dans une moindre mesure, au milieu des années 1990 (fig. 2.28). Ces périodes sont séparées par deux phases de moindre écoulement : le milieu de la décennie 1970 et autour de 1990. Cependant, aucune tendance significative, ni aucune rupture significative, ne sont enregistrées à l'échelle des 50 dernières années (test de Pettitt).

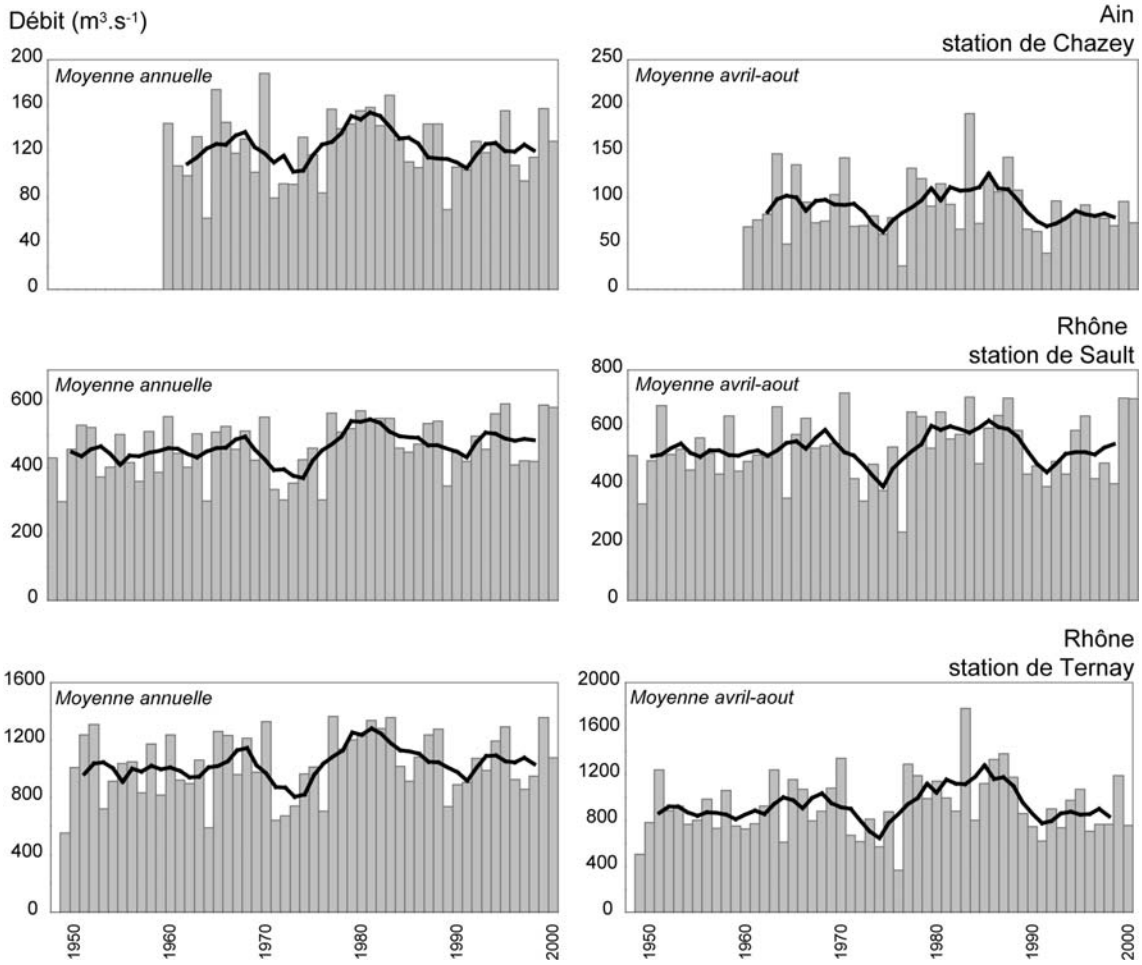


Figure 2.28 – Evolution des conditions hydrologiques sur les tronçons d'étude, moyennes mobiles sur 5 ans

4. Patron temporel de la croissance ligneuse sur les marges du Rhône

4.1. Le fonctionnement hydrologique des secteurs court-circuités du Rhône

Pour les sites court-circuités du Rhône, le fonctionnement hydrologique est non seulement soumis à la variabilité naturelle des écoulements mais aussi à la dérivation du débit dans les usines hydroélectriques.

La dérivation des débits

Les courbes de fréquences cumulées des débits dans les RCC des trois sites marquent nettement des paliers pour les débits réservés :

- 80, 100 et 150 $m^3.s^{-1}$ pour Brégnier-Cordon, et
- 10 et 20 $m^3.s^{-1}$ pour les deux autres (100 $m^3.s^{-1}$ sur Pierre-Bénite depuis 1999) (fig. 2.29).

Sur les périodes retenues, les débits réservés sont dépassés moins de 50 jours par an sur Brégnier, moins de 130 jours par an sur Pierre-Bénite et moins de 70 jours sur l'aménagement de Péage-de-Roussillon. Le RCC de Pierre-Bénite reçoit légèrement plus d'eau que celui de l'île de la Platière, probablement à cause du plus faible débit d'équipement de l'usine hydroélectrique (1375 contre 1600 $m^3.s^{-1}$). En revanche, la situation en période de végétation est équivalente, car les crues se produisent essentiellement en période de repos végétatif. En effet, les débits médians des deux sites entre mars et octobre correspondent au débit réservé d'été (tab. 2.XI). Parmi les trois sites, le RCC de Brégnier a subi la perte relative la moins importante, puisque que le rapport entre le débit médian du RCC et le débit médian avant aménagement est de 0,21 contre 0,02 pour les deux autres sites.

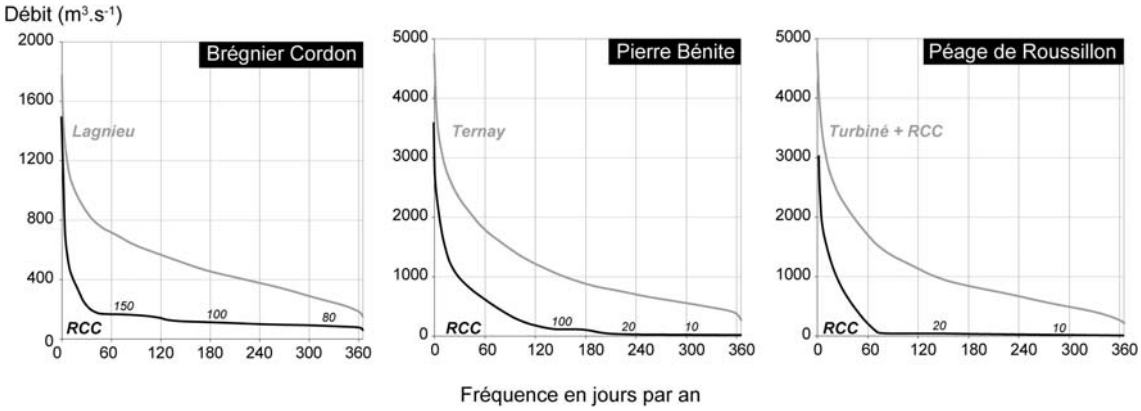


Figure 2.29 – Courbes des fréquences cumulées des débits journaliers pour les aménagements du Rhône (RCC et Rhône total), période 1997/2002 pour Brégnier-Cordon, 1993/2001 pour Pierre-Bénite et 1982/1993 pour Péage-de-Roussillon (source : CNR, Banque HYDRO et Des Châteliers, 1995)

L'abaissement des lignes d'eau sur les RCC, au cours des 50 dernières années, n'est pas uniquement le fait de la dérivation ; sur certains sites, des phénomènes d'incision ont également été enregistrés. Ainsi, les ajustements morphologiques au cours des 30 dernières années se traduisent-ils sur le site de Pierre-Bénite, par une incision de 1 m au droit de la placette (Piégay *et al*., 1997). L'incision est faible, voire nulle, sur le site de Péage-de-Roussillon (Des Châtelliers, 1995). Enfin, elle est nulle au droit de la placette du site de Brégnier-Cordon du fait (Bravard & Klingeman, 1994) :

- de la construction du seuil des Avenières, réalisé lors de la construction du barrage pour soutenir l'alimentation en eau des bras morts, et
- d'un bilan sédimentaire localement positif.

Cet excédent s'explique par les apports du Guiers et par les apports du tronçon situé entre le barrage de Champagneux et le Guiers qui, lui, est déficitaire.

La conjonction de la dérivation et de l'incision se traduit, dans tous les cas, par une baisse du niveau d'eau en période de végétation. Celle-ci est de 3 m sur Pierre-Bénite, comprise entre 1,5 et 2,25 sur le site de la Platière et elle est plus faible, inférieure à 1 m, sur le site de Brégnier-Cordon.

Tableau 2.XI– Evolution de la connexion hydrologique au sein des tronçons court-circuités du Rhône (sources : CNR ; Besnard ,1987 ; SOGREAH *et al.*, 1994 ; Des Châteliers, 1995 ; Piégay *et al.*, 1997 ; Morier, 2000 ; Pont & Le Bot, 2002)

Aménagement	Brégnier-Cordon	Pierre-Bénite	Péage-de-Roussillon
Date de mise en service	1984	1966	1977
Débit turbinable maximum ($m^3.s^{-1}$)	780	1375	1600
Débit réservé ($m^3.s^{-1}$)	80 (nov. à mars) 100 (avr., mai, sep., oct.) 150 (juin à août)	10 (oct. à avril) 20 (mai à sept.) 100 depuis 1999	10 (sept. à oct.) 20 (avril à aout)
Débit médian :			
Avant aménagement ($m^3.s^{-1}$) Mars à octobre	487 à Sault (1954/1983)	885 à Ternay (1937/1965)	857 à Ternay (1947/1976)
RCC ($m^3.s^{-1}$) Mars à octobre	100	20	20
Rapport	0,20	0,02	0,02
Altitude relative par rapport au chenal (module) en 2003 (m)	0,7 m	5,25 m	2,2 m placette 1 3,25 m placette 2
Profondeur de la nappe	1 à 1,4 m	5,5 m (5 depuis 1999)	6 m placette 1 8 m placette 2
Incision au droit des placettes[a]	0 m 1977/1996	1 m [b] 1966/1993	0 à 0,5 m 1969/1995
Abaissement de la ligne d'eau au droit des placettes	0,75 m à 1 m	2 m (dérivation) 1 m (incision)	1,5 à 1,75 (dérivation) 0 à 0,5 m (incision)

[a] Pour la localisation des placettes cf. fig. 1.5, 1.6 et 2.31
[b] 3 m entre la fin du 19e s. et les années 1960

Les pompages à l'île de la platière

Comme sur les autres aménagements, les conditions hydrologiques du site de l'île de la Platière ont été fortement modifiées par l'aménagement de 1977. Mais sur ce site, le fonctionnement phréatique est également fortement lié à la présence de pompages industriels importants dont l'origine remonte au milieu du 20e s. D'après l'observation des photographies aériennes de l'IGN, les premiers puits de pompage ont été construits avant 1948 et les derniers avant 1963. Certains puits ont dû être déplacés lors de l'aménagement du site car ils se situaient sur le tracé du canal ; ce sont les puits les plus au sud (fig. 2.30B). Aujourd'hui, 23 puits prélèvent environ 170 000 m^3 par jour, soit l'équivalent de 2 m^3.s^{-1} qui sont ensuite rejetés dans le canal d'amenée de l'aménagement.

Malgré les recherches faites par le conservateur de la Réserve Naturelle, l'historique précis des volumes pompés est aujourd'hui encore inconnu. Nous savons cependant que les prélèvements n'ont pas été constants. La seule donnée disponible, fournie par l'entreprise Rhodia, est une chronique des volumes prélevés entre 1985 et 2003 ; elle indique un volume annuel variant entre 43 et 55 millions de m^3. On note, sur l'ensemble de la période, une très légère tendance à la baisse, probablement en lien avec la modernisation des installations qui a permis, depuis le milieu des années 1990, d'augmenter la production industrielle sans augmenter, voir en diminuant légèrement, les prélèvements.

L'ancienneté de ces prélèvements rend difficile l'évaluation de leur impact hydrologique. Nous manquons en effet d'un état de référence avant leur mise en place. Cependant, suite à un arrêt ponctuel des pompages en mai et juin 1968 (grève générale aux usines), Nebois (1971) a pu établir une carte du cône de rabattement créé par les pompages avant l'aménagement (fig. 2.30A). A cette époque, le cône était centré sur la partie sud de la zone de pompage.

A partir de 1977, la dérivation du débit, qui s'est traduite par une baisse d'environ 1,5 m de la ligne d'eau dans le vieux Rhône, s'est répercutée sur le niveau de la nappe, par une baisse d'environ 1 m du niveau semi-permanent observé sur la période 1977 à 1984/1985 (cotes NGF 132,5 à 131,5). Durant la deuxième moitié de la décennie 1980, l'extension du cône de rabattement lié aux pompages entraîne une baisse à nouveau de l'ordre de 1 m du niveau semi-permanent (Pont & Le Bot, 2002). Cette extension est probablement liée à deux phénomènes, sans qu'il soit possible de déterminer lequel est prépondérant :

- le colmatage progressif du canal de dérivation diminuant la recharge de la nappe (fait dont nous sommes certains), et
- une augmentation de l'exploitation industrielle de l'aquifère (restant à démontrer).

Enfin, à partir de 1992, la remise en eau de la lône de la Platière permet un relèvement d'environ 0,5 m de la nappe. D'après les données fournies par la réserve naturelle, il est possible d'évaluer l'effet de l'aménagement en comparant la situation avant sa construction à la situation en 2002 (fig. 2.30B).

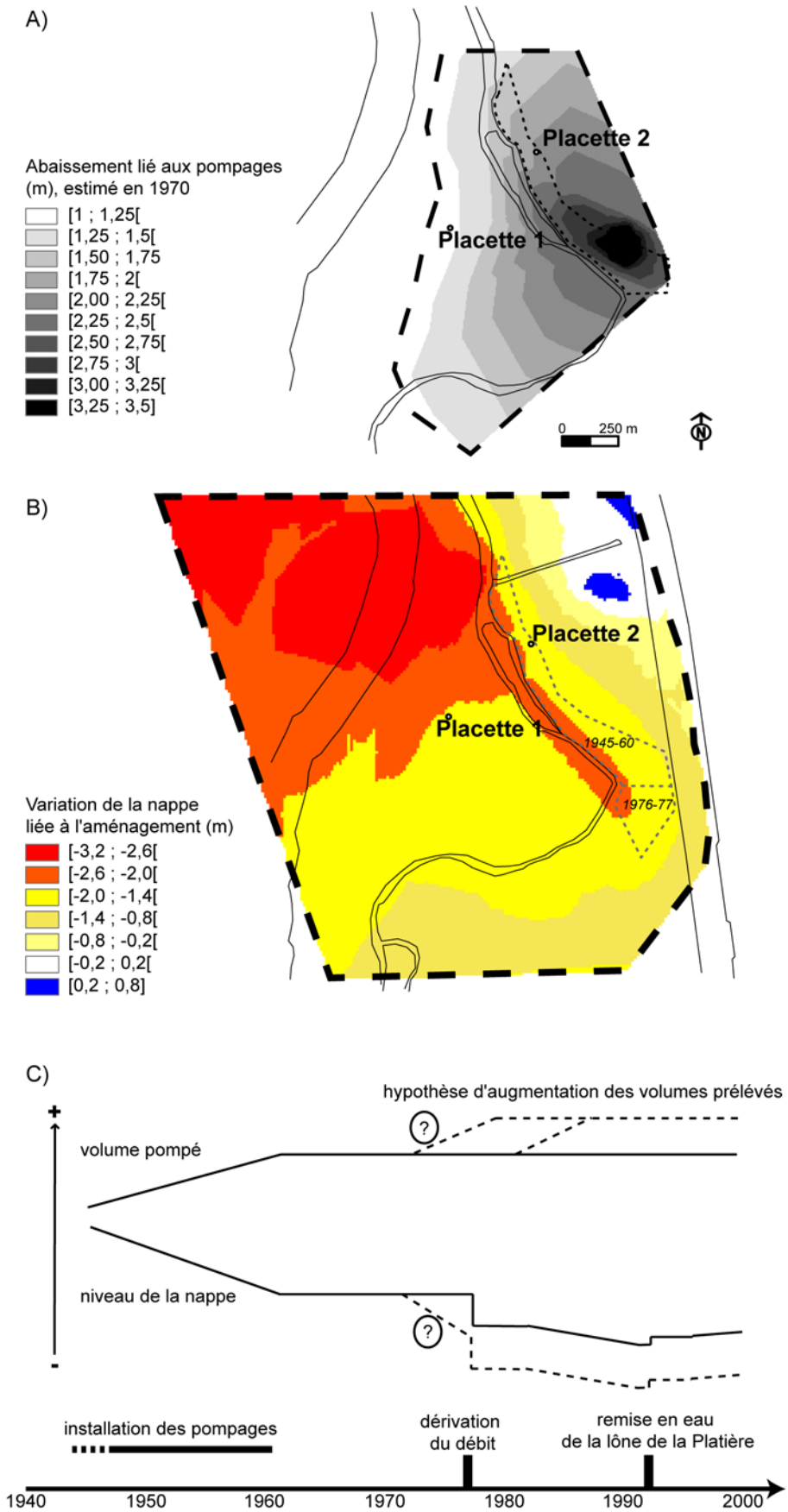


Figure 2.30 – Evolution altitudinale de la position de la nappe, A) entre les années 1960 et aujourd'hui (source : Pont & Le Bot, 2002), B) du fait des pompages industriels en 1968 (source : Nebois, 1971), C) chronologie schématique de l'évolution altimétrique de la nappe

La baisse du niveau phréatique liée à l'aménagement est similaire sur les deux placettes au sein desquelles nous avons effectué les relevés dendrologiques (presque 2 m). Par contre, la placette 2 est nettement plus affectée par les pompages avec une baisse de 2 m contre seulement 1 m pour la placette 1 située sur le bord du cône de rebattement. Notons que l'effet des pompages est ici évalué d'après des données des années 1970, or nous savons que les volumes prélevés non pas été constants (Pont, com. pers.), sans toutefois disposer de données à ce sujet. L'effet des pompages se traduit par une nappe profonde (6 à 8 m) alors que les placettes sont situées à des altitudes relatives assez faibles (2 à 3 m) par rapport aux eaux de surface, contrairement au site de Pierre-Bénite où les deux valeurs coïncident (environ 5 m) (tab. 2.XI).

4.2. Evolution de la croissance radiale dans les forêts riveraines du Rhône

Comparaison avant/après les aménagements

La première approche permettant d'évaluer l'effet de la modification hydrologique du fait des aménagements, et notamment de la dérivation d'une très grande partie des débits, consiste à comparer les valeurs de l'indice de croissance entre la période précédant et la période suivant la dérivation du débit (comparaison sur le même nombre d'années, selon la date de l'aménagement, ici 15 ans avant et après).

Sur le site de l'île de la Platière (fig. 2.31), les deux placettes montrent des comportements opposés. Celle qui est positionnée à proximité des pompages (placette 2) enregistre une baisse très significative de la croissance (médiane de 0,2 à -0,2), alors que sur l'autre placette, les frênes voient leur croissance augmenter également de façon significative (de -0,10 à -0,03).
Sur le site de Brégnier-Cordon, la croissance est significativement plus faible sur la période qui suit la dérivation du débit que sur la période précédente ; cependant, la différence en valeurs brutes reste faible (médiane 0,20 contre 0,15).
Enfin sur le site de Pierre-Bénite, si les valeurs semblent plus fortes après la dérivation, la différence n'est pas statistiquement significative.

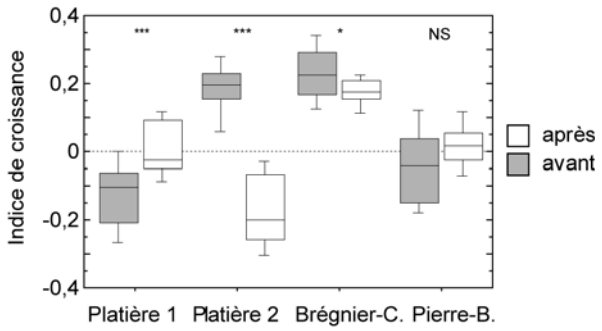


Figure 2.31 – Comparaison de la croissance du frêne sur les sites du Rhône avant et après la dérivation des débits, n= 15 ans sauf pour Pierre-Bénite n= 9 ans

Site de Pierre-Bénite

Sur le site de Pierre-Bénite, nous observons une nette tendance à la diminution de la croissance ligneuse depuis le début de la chronique, c'est-à-dire depuis le milieu des années 1960 (fig. 2.32). En termes de largeur de cernes, la valeur moyenne passe de 0,30 cm sur la période 1963/1972 à 0,19 cm sur la période 1993/2002.
Des pics de croissance sont observés pendant les périodes plus humides en termes de conditions hydro-climatiques (autour de 1980, décennie 1990). Aujourd'hui, la placette se situe à plus de 5 m au-dessus du Rhône et de la nappe, contre environ 2 m dans les années 1960. Cette différence s'explique par (1) un phénomène brutal : abaissement de 2 m de la ligne d'eau consécutif à la dérivation en 1966, et (2) un processus plus progressif : abaissement de 1 m du fait de l'incision du chenal. Dans ce cas, il semble possible d'avancer qu'après la baisse de la connexion liée à la dérivation, l'enfoncement progressif du lit ait créé un décrochage se traduisant par un seuil dans la croissance au début des années 1980, puis par une tendance relativement stable sur la fin de la chronique. Cependant, cette dernière est trop courte pour avoir une image très nette de la croissance avant l'aménagement et ne nous permet pas d'individualiser l'effet du barrage. Il conviendrait d'essayer de reconstituer une chronique plus longue, éventuellement avec une autre espèce présentant des individus plus vieux sur le site, comme le peuplier noir.

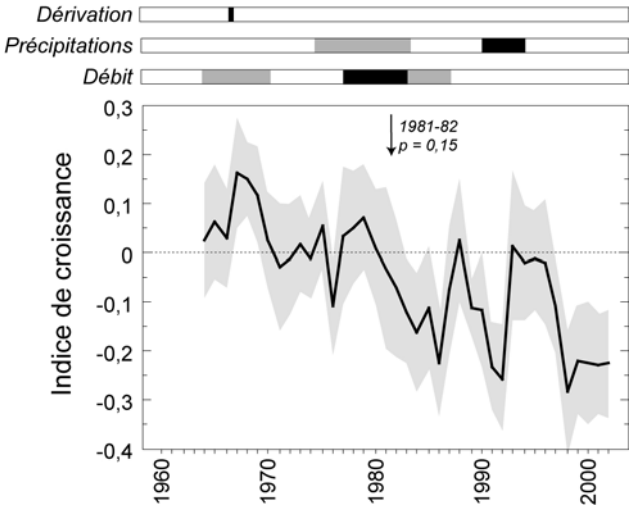


Figure 2.32 – Chronique de la croissance ligneuse sur le site de l'île de Ciselande, moyenne et intervalle de confiance, seuil significatif au test de Pettitt

Site de l'île de la Platière

Sur l'île de la Platière, les deux placettes présentent des comportements très différents. La placette 2 (la plus influencée par les pompages) enregistre une diminution très nette de la croissance des individus au début des années 1970, puis une stabilisation autour de valeurs faibles à partir du milieu des années 1980 (fig. 2.33). Le test de Pettitt donne comme seuil le

plus significatif le milieu de la phase de décroissance entre 1981 et 1982. En valeurs brutes, la largeur moyenne des cernes pour ce site, sur la période 1963/1972, est de 0,47 cm, contre une valeur de 0,16 cm sur la période 1993/2002. Nous savons aujourd'hui que, dans ce secteur, les pompages ont débuté dans les années 50, mais que le volume prélevé n'a pas été constant. L'absence d'informations sur la chronique des volumes d'eau pompés ne permet pas de caler précisément la réponse de la végétation dans le temps. Nous pouvons cependant émettre l'hypothèse que l'augmentation des volumes prélevés au début des années 1970 a amorcé une déconnexion de la placette, et donc une baisse de la croissance. Cette déconnexion aurait été accrue, à partir de 1977, par la dérivation du débit.

Sur la placette 1 (référence), la tendance depuis le début des années 1960 est à l'augmentation de la croissance ligneuse. La largeur moyenne passe de 0,24 cm, sur la période 1963/1972, à 0,30 cm, sur la décade 1993/2002. Le seuil le plus significatif correspond à la date de dérivation du débit. L'hypothèse la plus probable pouvant expliquer cette augmentation est que la baisse du niveau d'eau suite à la dérivation a créé des conditions moins hydromorphes. En abaissant le niveau moyen de la nappe, le frêne, qui affectionne les conditions drainantes, aurait été favorisé dans sa croissance. Cette hypothèse repose également sur l'observation de la position spatiale et des caractéristiques de la placette : en effet, cette dernière est située 1 m plus bas que la placette 2, dans une légère dépression et avec un substrat fortement limoneux. Ainsi elle est inondée tous les 3 à 4 ans et l'eau peut y stagner plusieurs jours après la décrue (Pont, com. pers.). Il est donc probable qu'avant la dérivation des débits, cette fréquence était plus importante et l'engorgement temporaire du sol plus prononcé. Les frênes croissaient alors dans des conditions où l'hydromorphie du sol constituait un facteur limitant. Ce phénomène d'amélioration de la croissance, suite à l'instauration de conditions plus drainantes, est par exemple observé par Smelko & Scheer (2000) pour le chêne pédonculé sur les bords du Danube après la construction de l'usine hydroélectrique de Gabcikovo.

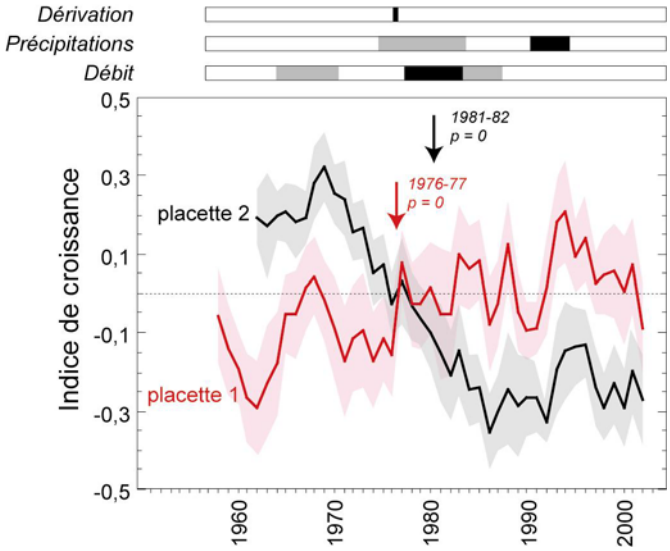


Figure 2.33 – Chronique de la croissance ligneuse sur les deux sites de l'île de la Platière, moyenne et intervalle de confiance, placette 1 : référence et placette 2 : proche des pompages, seuil significatif au test de Pettitt

Site de Brégnier-Cordon

Enfin, sur le haut Rhône, la croissance est en moyenne plus forte que sur les autres sites, avec une largeur brute moyenne de 0,45 cm sur l'ensemble de la période et un indice de croissance toujours supérieur à 0 (fig. 2.34). Comme sur les autres chroniques, les deux périodes humides, autour de 1980 et au début de la décennie 1990, se traduisent par une augmentation des valeurs de croissance radiale. Le seuil le plus significatif se situe entre 1987 et 1988, soit 3 ans après la mise en service du barrage, avec des valeurs d'environ 0,2 avant ce seuil (excepté autour de 1980) et une réduction progressive après 1988 pour atteindre 0 en 2002. Le décalage entre la date de dérivation du débit et le seuil identifié est peut être lié au fait que la dérivation intervient après plusieurs années humides. Le décalage temporel constituerait alors le temps de réponse du frêne.

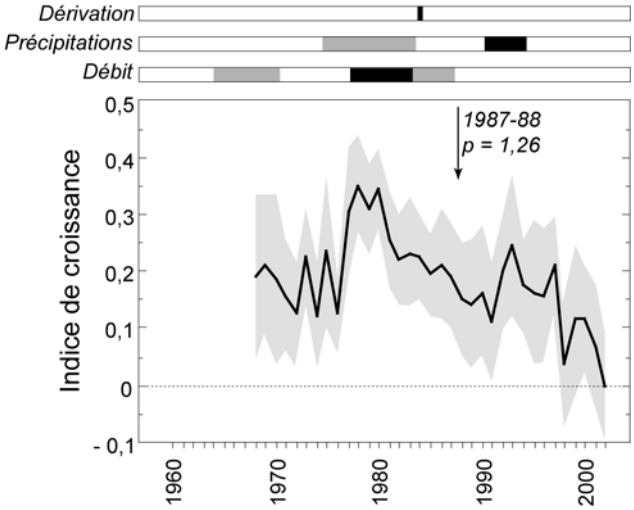


Figure 2.34 – Chronique de la croissance ligneuse sur le site des îles de Brégnier-Cordon, moyenne et intervalle de confiance, seuil significatif au test de Pettitt

5. Patron temporel de la croissance ligneuse dans le corridor de l'Ain

5.1. Evolution de la connexion hydrologique des placettes

En s'appuyant sur la comparaison du profil en long de la ligne d'eau de 1976 (reconstitué à partir des profils en travers et complété par des profils de 1986, cf. Piégay *et al.*, 2000) et celui de 1999, la basse vallée a été découpée en deux types de secteurs : d'une part les secteurs incisés et, d'autre part les secteurs exhaussés (fig. 2.35). Lorsque le secteur est stable, nous nous sommes référés à l'évolution sur la période 1920/1976.

Les 9 placettes des secteurs incisés sont situées soit dans le quart aval de la basse vallée (Pla-Planet, Gou-Gourdans, Bro2-Brotteaux) soit dans la partie la plus amont (Vor-Vorgey et Bel-Bellegarde) et les 11 placettes des secteurs exhaussés sont situées entre Mollon et Villette (Mol-mollon, Mar-Martinaz, Gév-Gévrieux, Cor-Cormoz), sauf Ric-Ricotti et Bro1-Brotteaux.

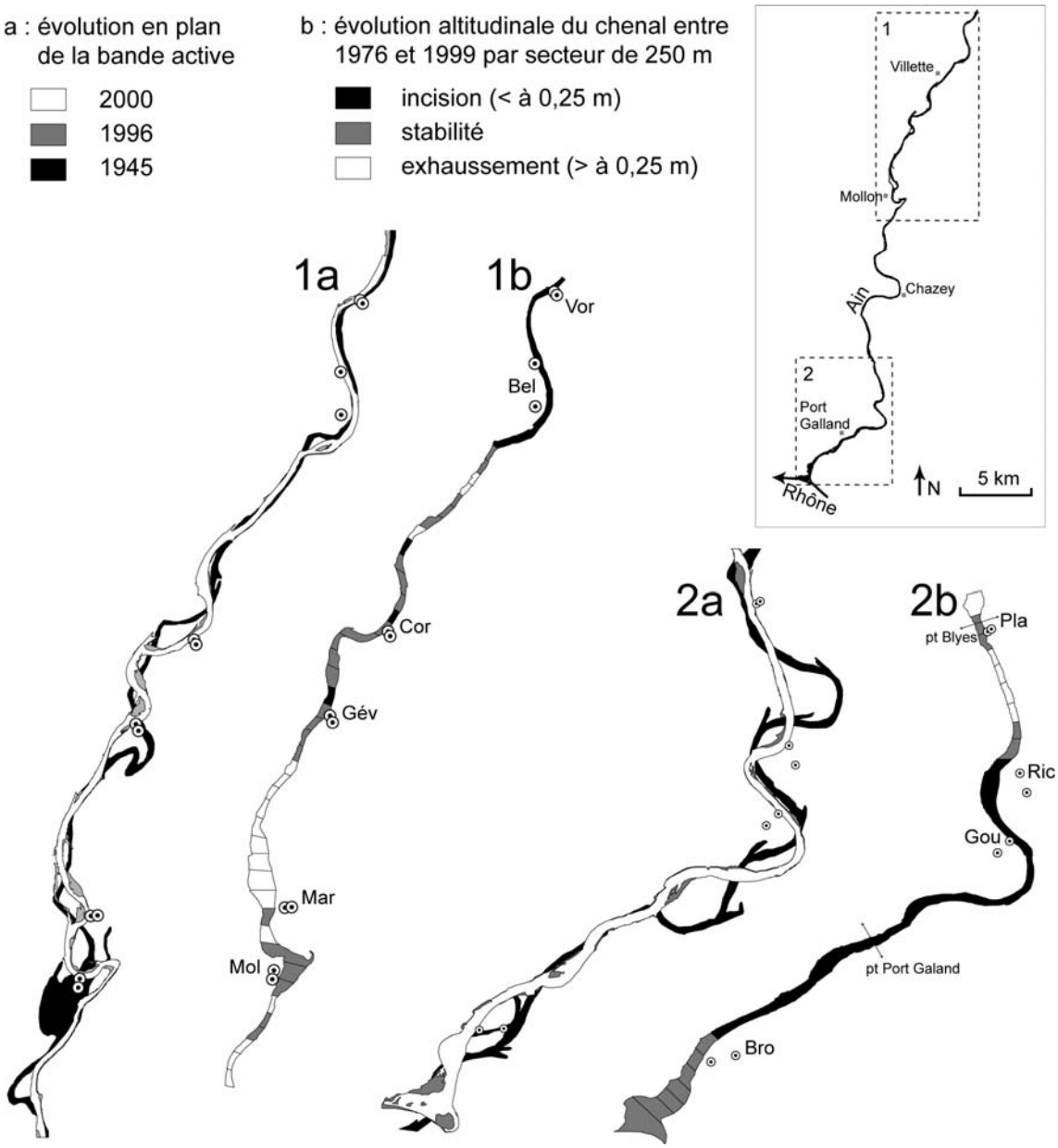


Figure 2.35 – Localisation des placettes dendrologiques étudiées sur l'Ain

A partir des données de mobilité verticale de la ligne d'eau de l'Ain (Piégay *et al*., 2000), nous avons reconstitué l'évolution de la position altitudinale des placettes depuis 1920. D'après les levés topographiques de 2003, les placettes situées dans les secteurs incisés sont très significativement plus hautes que celles situées en secteur stable ou exhaussé, plus de 2,5 m en moyenne contre 1 m (fig. 2.36). Pour chaque placette, la variation altitudinale de la ligne d'eau, estimée entre 1976 et 1999, a été retranchée à l'altitude actuelle (2003). Les variations altitudinales liées à la sédimentation ont également été intégrées dans cette reconstitution. Pour cela, la vitesse de sédimentation a été déterminée par le calcul du rapport entre l'épaisseur de sédiments fins au-dessus du collet et l'âge des arbres par un comptage des cernes sur les individus carottés pour la mesure dendrologique (Hupp & Morris, 1990).

La différence, en 1976, est toujours statistiquement significative entre les deux groupes de placettes. La même opération a été réalisée avec les données issues du profil de 1920 ; les résultats ne montrent cette fois-ci aucune différence de position altimétrique avec des placettes situées à environ 1 m de la ligne d'eau. Concrètement, ce résultat, avec toutes les incertitudes liées au recalage des données topographiques des profils en long, montre bien que l'**incision du chenal entraîne un décalage topographique** entre des sites positionnés originalement à la même altitude au-dessus du chenal.

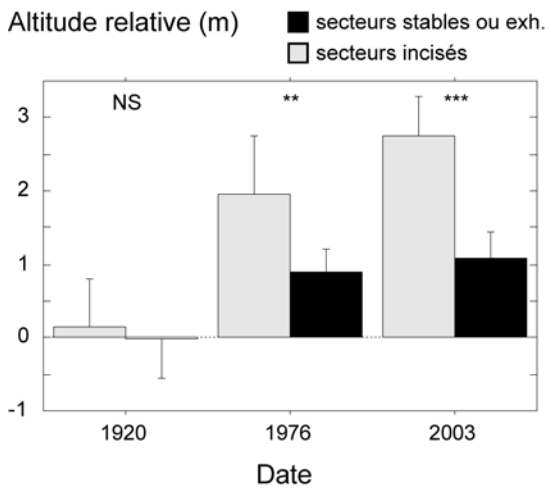


Figure 2.36 – Reconstitution de la position altitudinale des placettes par rapport au chenal à partir des données topographiques

5.2. Evolution de la croissance radiale

Sur la basse vallée de l'Ain, la chronique de croissance des arbres des sites ayant enregistré une incision du lit mineur (jusqu'à 0,8 m sur la période 1976/1999) présente une forme convexe : une légère augmentation de la croissance radiale des individus entre 1950 et 1980, puis une diminution après 1980 (fig. 2.37). La diminution s'accélère après 1989 et les valeurs deviennent alors significativement plus faibles. Pour les sites enregistrant un exhaussement du lit (jusqu'à 0,7 m sur la période 1976/1999), la valeur de l'indice de croissance est en constante augmentation sur les 50 dernières années ; le seuil le plus significatif coupe la chronique en deux périodes entre 1976 et 1977.

Le signal climatique est bien visible sur les deux chroniques qui marquent les mêmes pics de croissance :

- faible croissance durant les années de faibles précipitations et de débits peu importants (1976, 1989), et
- croissance plus soutenue durant les périodes humides (autour de 1980, première moitié de la décennie 1990).

La comparaison de l'évolution des deux chroniques fait ressortir deux séquences : la première période, durant laquelle les courbes sont assez proches, s'étend de 1950 à la fin des années 1980. Au cours de celle-ci, l'indice de croissance des sites en secteur exhaussé présente un pic négatif très marqué autour des années 1960 (lié aux individus d'un seul des sites). A partir de l'année 1989, les courbes se séparent, avec des valeurs supérieures à zéro pour les sites exhaussés (moyenne des largeurs brutes de cernes sur la période 1993/2002 = 0,34 cm) et des valeurs négatives pour les sites incisés (moyenne des valeurs brutes = 0,20 cm sur la même période). Le décrochage est très net puisque dès 1991, les intervalles de confiance sont disjoints. Cependant, l'allure des courbes reste assez proche : les sites répondent de façon identique au signal hydro-climatique, mais avec un décalage dans les valeurs brutes de croissance.

Enfin, nous pouvons observer que les altitudes relatives entre les deux contextes sont déjà significativement différentes en 1976, sans pour autant que cela se répercute sur la croissance. Trois hypothèses, non exclusives les unes des autres, peuvent probablement expliquer ce phénomène :

- il est possible que la moins bonne connexion des sites des secteurs incisés soit en partie compensée par des conditions hydro-climatiques plus humides autour des années 1980 ;
- l'année 1989 qui fut sèche, notamment du fait de faibles précipitations, a peut être agi comme un élément déclenchant de la réponse en termes de croissance ;
- en 1976, les placettes des secteurs incisés étaient alors en moyenne à un peu moins de 2 m du chenal contre 2,5 m en 2003 ; il y aurait donc potentiellement un seuil de connexion entre ces deux valeurs.

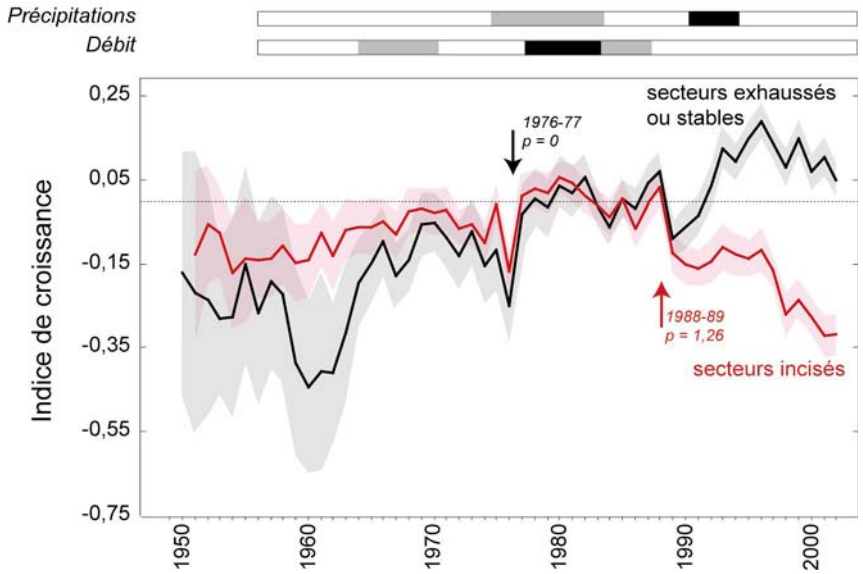


Figure 2.37 – Chronique de la croissance ligneuse sur les sites incisés (n = 100) et exhaussés (n = 95) de la basse vallée de l'Ain, moyenne et intervalle de confiance, seuil significatif au test de Pettitt

E/ Contrôle des conditions de croissance à l'échelle intra-tronçon, le cas de l'Ain

1. Objectif

Dans la partie précédente, nous avons montré, en comparant différents hydrosystèmes du bassin rhodanien, que l'évolution du contexte hydrologique et morphologique d'un tronçon est susceptible de modifier le patron temporel de la croissance du frêne à moyen terme. Nous allons à présent analyser plus finement, au sein d'un tronçon, l'influence de la mobilité verticale du chenal à moyen terme sur la croissance du frêne à court terme (10 ans). Pour cela, nous allons chercher à vérifier l'hypothèse selon laquelle la **mobilité du chenal**, en modifiant la position spatiale d'un peuplement, **affecte son niveau de connexion hydrologique** actuel et donc la **croissance** récente des individus qui le composent. L'objectif est également de tester la possibilité de modéliser cette croissance à court terme, à partir de paramètres liés à la géométrie de la plaine.

2. Mobilité du chenal et niveau de connexion hydrologique

2.1. Niveau de connexion hydrologique des placettes

Nous avons évalué le niveau actuel de connexion hydrologique des 20 placettes du corridor de l'Ain à partir de deux informations :

- nous avons déterminé l'altitude relative de chaque placette par rapport au chenal pour un débit donné (le module), par des levés topographiques ;
- nous avons mesuré les hauteurs d'eau atteintes, soit en berge au droit des placettes, soit lors de l'inondation des placettes au moyen d'échelles à maximum sur la période 2002/2004. Des courbes hauteur/débit (linéaires ou logarithmiques) ont ensuite été construites pour chaque placette (fig. 2.38). Le suivi ponctuel d'événements a été complété, pour certains sites, par un suivi en continu du niveau d'eau dans les sédiments fins (fig. 2.39). Pour cela, des tubes piézométriques ont été introduits dans la masse de sédiments fins et des sondes ont été installées (capteurs de pression de type DIVER).

Comme nous l'avons vu dans la partie précédente, l'incision du chenal entraîne un décalage topographique entre des sites positionnés initialement à la même altitude au-dessus du chenal (fig. 2.40A). Les résultats obtenus indiquent également une certaine variabilité des conditions d'inondation en plaine alluviale, probablement liée à la variabilité des géométries locales. Malgré une corrélation significative entre l'altitude et le débit de connexion actuel des placettes (test Z ; $R^2 = 0,716$; $p = 0,008$), des placettes positionnées à une même altitude peuvent être inondées pour des débits très différents : 2,6 m pour Bro 2 et Vor 1, connectés respectivement pour 1200 et 2000 $m^3.s^{-1}$ ou encore 1,2 m pour Cor 1 et Mol 1, connectés respectivement pour 720 et 370 $m^3.s^{-1}$ (fig. 2.40B).

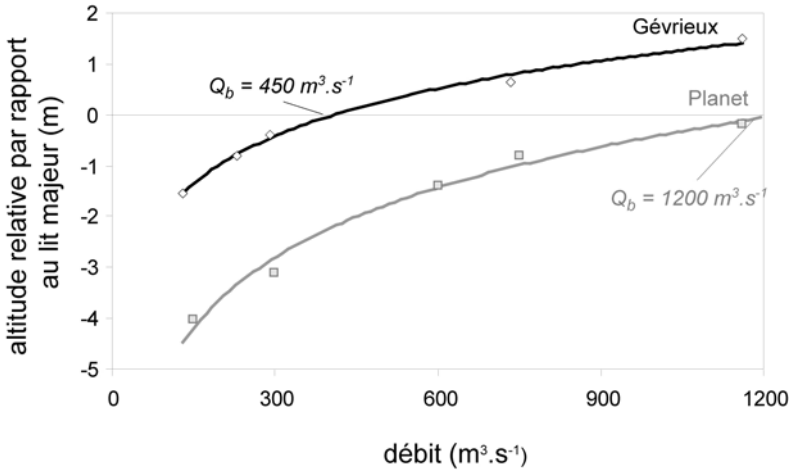


Figure 2.38 – Exemple de courbe hauteur/débit et d'estimation du débit de connexion pour les placettes de Planet et Gévrieux, Q_b = débit de débordement

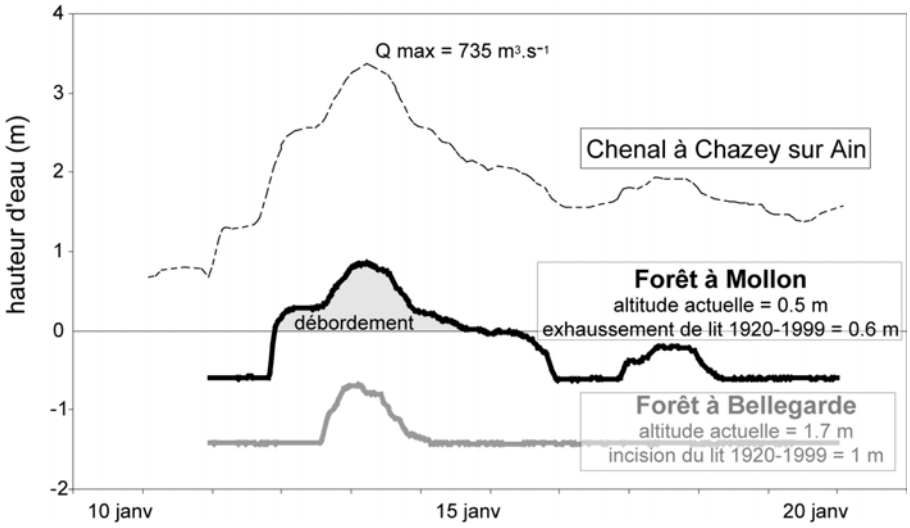


Figure 2.39 – Exemple de suivi en continu des hauteurs d'eau sur les placettes de Mollon et de Bellegarde lors de la crue de janvier 2004, l'altitude 0 correspond à la position relative de la placette par rapport au chenal

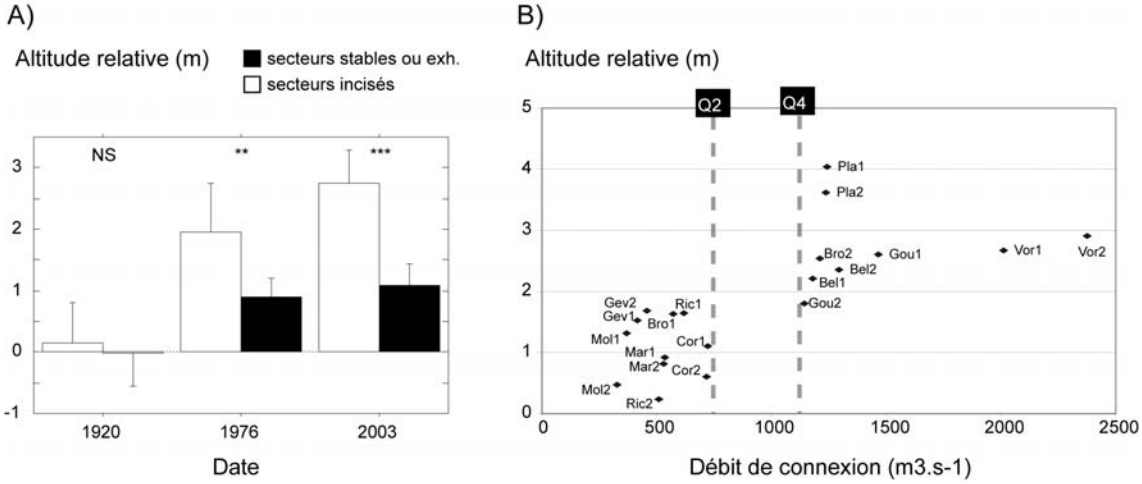


Figure 2.40 – Position altitudinale des placettes par rapport au chenal, A) reconstitution à partir des données topographiques, B) en fonction du débit actuel de connexion, les placettes "1" sont situées en bord de chenal et les placettes "2" à plus de 50 m de celui-ci

2.2. Caractérisation de la végétation des placettes

D'autres variables susceptibles d'affecter la croissance ont également été prises en compte, notamment concernant la structure des peuplements et du substrat des placettes. Le protocole de description est inspiré de celui mis en place par le réseau des Réserves Naturelles de France pour le suivi de la dynamique spontanée des ripisylves (Pont, 1995). Nous avons mesuré les diamètres des essences ligneuses à 1,30 m (DBH) au ruban forestier, avec un diamètre de précomptage de 7,5 cm.

L'analyse de similarité ne révèle aucune différence significative, en termes de composition, entre les parcelles des secteurs incisés et celles des secteurs stables ou exhaussés, que ce soit en termes de densité des individus ou de surface terrière (ANOSIM, NS). Les placettes présentent une structure assez homogène. En s'appuyant sur la flore forestière (Rameau *et al.*, 1989), nous avons distingué les espèces selon trois groupes (le frêne et le peuplier noir ont été représentés séparément) :

- les espèces pionnières (*Acer negundo*, *Robinia pseudacacia*, *Salix viminalis*),
- les espèces post-pionnières (*Acer platanoïdes*, *Acer pseudoplatanus*, *Aesculus hippocastanum*, *Juglans regia*, *Prunus avium*, *Tilia* sp., *Ulmus minor*), et
- les espèces de sous-bois (*Acer campestre*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Rhamnus catharticus*, *Sambucus nigra*).

Les espèces post-pionnières présentent une distribution très fortement dissymétrique, avec un fort contingent de petits diamètres (fig. 2.41). Cette forme est caractéristique d'une population où le recrutement est important ; ce groupe rassemble donc les espèces clés de la communauté actuelle, et préfigure probablement la composition de celle des décennies à venir. Le frêne se distingue des autres espèces par des effectifs nettement plus importants (2 à 3 fois plus que toutes les autres espèces post-pionnières réunies). Pour les espèces de sous-bois et les espèces pionnières, la quasi-totalité des individus mesurent moins de 17,5 cm de diamètre, ce qui est peu surprenant dans la mesure où il s'agit naturellement d'espèces de petite taille. Parmi les espèces pionnières, le peuplier noir présente un profil différent, avec un effectif maximum pour la classe centrée autour de la valeur 30 cm.

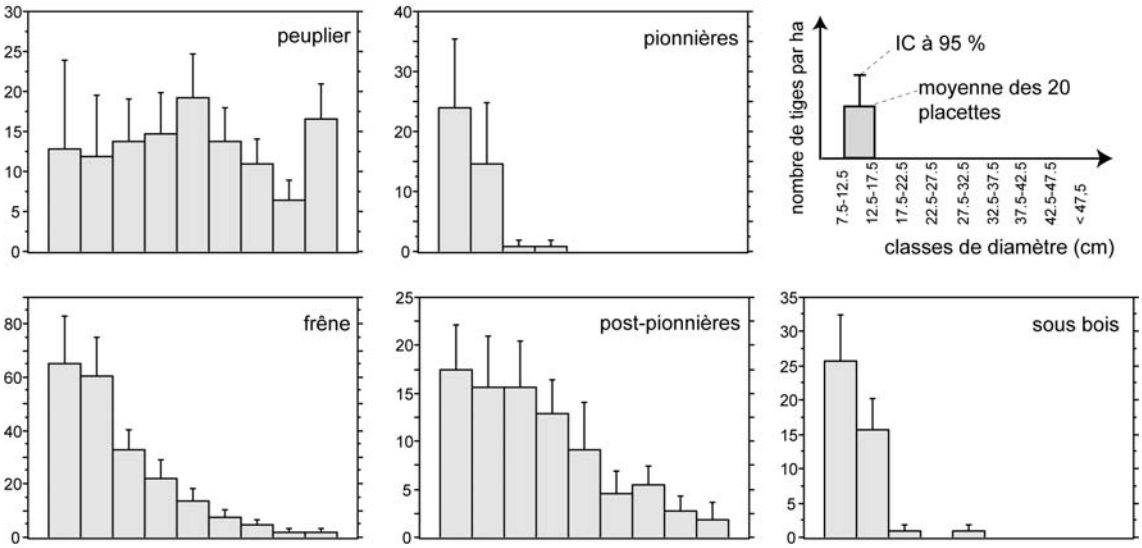


Figure 2.41 – Composition des placettes dendrologiques de la forêt riveraine de l'Ain, répartition par classes de diamètre, la composition des groupes est détaillée dans le texte

2.3. Description du substrat des placettes

Pour la description du sol, nous avons pris en compte trois variables :

- la profondeur du toit de galets,
- la granulométrie de surface,
- la teneur en matière organique de l'échantillon de surface.

Les mesures granulométriques (mesure au granulomètre laser) et de teneur en matière organique (dosage du carbone organique par la méthode Walkley et Black) ont été réalisées par le laboratoire d'analyse des sols EOST UMS 830. De plus, lors des sondages à la tarière à sédiment, réalisés jusqu'au toit du galet, la texture des alluvions fines a été décrite au toucher.

Les profils pédologiques sont essentiellement dominés par du substrat limoneux avec des proportions variables de sables et plus rarement d'argiles. Les épaisseurs sont comprises entre 40 et 140 cm (moyenne = 88 cm). Les mesures granulométriques indiquent des pourcentages de fraction sableuse variant entre 16 et 84 %, avec une moyenne de 46 %. La couche superficielle du substrat des 20 placettes présente des teneurs en matière organique moyennes de 7,2 % (comprises entre 4 et 11 %).

3. Prédire la croissance à court terme

Pour quantifier la croissance à court terme, nous avons utilisé la somme des indices de croissance pour les dix dernières années (1992/2002). Ce choix est justifié par le caractère limité dans le temps de la validité des mesures des conditions de milieu. Un premier jeu de neuf variables, décrivant aussi bien les conditions physiques de la placette (épaisseur de sédiments fins, granulométrie, niveau de connexion, distance au chenal, teneur en matière organique, mobilité du chenal) que le peuplement (densité, surface terrière, âge), a été analysé par une procédure de régression multiple pas à pas, afin d'identifier les variables les plus pertinentes (tab. 2.XII).

Tableau 2.XII – Résumé de la régression pas-à-pas ascendante pour la croissance sur la période 1992/2002, F pour entrer = 4

		Pas : 0	**Pas : 1**	**Pas : 2**
	Min. / Max.	F pour entrer	F pour entrer	F pour entrer
Epaisseur de sédiments fins	[40 ; 140]	1,42E-07	0,41	0,39
Granulométrie de la couche superficielle	[0,16 ; 0,81]	2,41	1,23	0,06
Débit de connexion	[329 ; 2376]	52,97	X	X
Distance au chenal	[15 ; 205]	0,27	0,67	0,00
Teneur en matière organique	[3,8 ; 11,0]	8,67	5,50	X
Densité	[73,4 ; 513,8]	0,16	1,22	0,19
Surface terrière	[13,1 ; 36,8]	0,02	0,15	0,34
Age (depuis l'implantation des frênes)	[35 ; 61]	0,42	2,01	2,05
Mobilité verticale du lit entre 1976 et 1999	[-1,1 ; 1,1]	8,84	0,78	0,67
R^2		X	0,75	0,81
Valeur de F		X	52,97	35,87
Valeur de p		X	<0,0001	<0,0001

L'analyse de régression pas à pas fait ressortir, comme premier régresseur, le niveau de connexion actuel ; plus le débit nécessaire pour inonder une placette est important (et donc rare) moins la croissance est forte. Ainsi, **la croissance des dix dernières années peut-elle être efficacement prédite à partir du niveau de connexion**. Dans un second temps, l'analyse pas à pas fait ressortir une seconde variable : le taux de matière organique dans la couche superficielle du substrat. Cependant, l'ajout du taux de matière organique n'améliore pas significativement la qualité du modèle, d'autant plus que la gamme de variation de cette variable est relativement faible, entre 4 et 11 % de matière organique.

Sur les sites possédant un niveau de connexion hydrologique plus élevé, les frênes enregistrent une croissance plus forte (fig. 2.42). La différence de connexion que nous observons est liée à la différence d'altitude entre les placettes, elle-même engendrée par la mobilité verticale du chenal. Il semble donc que le frêne soit incapable de compenser l'enfoncement de la nappe lié à l'incision lorsque celle-ci est trop importante. De fait, sa croissance est affectée par l'enfoncement de la nappe. Il semble logique de supposer que les structures racinaires du frêne ne sont pas capables de suivre cet enfoncement pour assurer une alimentation en eau continue. Tester cette supposition constitue l'objectif de la partie suivante.

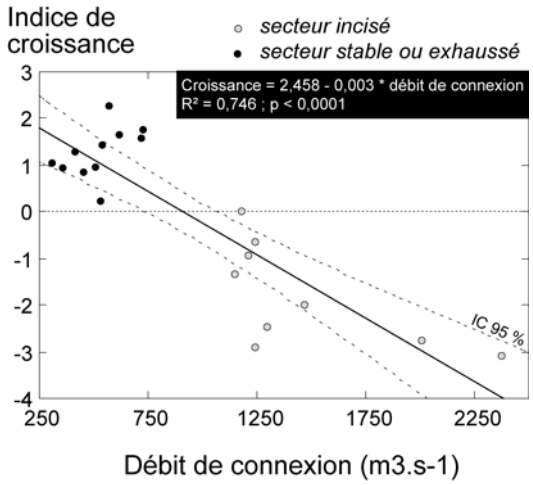


Figure 2.42 – Croissance au cours de la dernière décennie selon le niveau de connexion de la placette (somme des indices de croissance entre 1992 et 2002)

F/ Distribution spatiale du système racinaire chez le frêne

1. Objectif

En complément à l'étude de la croissance du frêne, nous avons donc analysé la répartition spatiale de ses structures racinaires. L'élongation des racines lorsque le niveau de la nappe baisse a été par exemple mesurée sur de jeunes plants de peupliers (Mahoney & Rood, 1992 ; Kranjcec *et al.*, 1998) ; mais le développement racinaire chez les individus adultes est plus

difficile à étudier. Or, dans la mesure où, en conditions de sécheresse édaphique, les racines profondes peuvent assurer la majeure partie de l'alimentation en eau (Lucot *et al.*, 1995), la compréhension de la capacité du frêne à s'enraciner en profondeur est essentielle pour expliquer les différences de croissance observées. Chez cette espèce, peu d'informations sont disponibles sur les racines et leur répartition verticale. Mais la profondeur d'enracinement maximum du frêne est rarement étayée par des mesures *in situ* (1,5 m à 2,5 m selon les auteurs) ; de plus, elle semble croître tout au long de la vie de l'arbre (Collin & Badot, 1997). Sur des individus d'environ 10 m de haut et de diamètre inférieur à 10 cm, représentant environ 25 % du recouvrement d'une station du haut Rhône français, Besnard & Carlier (1990) observent des enracinements denses jusqu'à 25 cm, notables jusqu'à 1,1 m et possibles jusqu'à 1,5 m. Aucune étude ne distingue le cas des boisements se développant sur des marges alluviales fortement sédimentées, pour lesquelles les épaisseurs de sédiments fins sont très importantes du cas où les épaisseurs sont moindres. En effet, il est reconnu que les propriétés d'un sol, notamment la présence de cailloux, peuvent avoir un impact contraignant pour le développement du système racinaire (Lucot & Gaiffe, 1995).

Notre objectif est ainsi de déterminer **dans quelle mesure le toit du galet, qui en milieu alluvial peut être relativement proche de la surface du sol, représente un obstacle physique à la prospection des racines du frêne**, obstacle capable de limiter l'alimentation en eau de l'arbre lorsque le niveau de la nappe baisse de manière significative, par exemple à la suite de l'incision du chenal.

2. Méthode de description des systèmes racinaires

L'étude des systèmes racinaires peut être entreprise de plusieurs façons différentes :

- en case de végétation, pour les jeunes plants (ex. : Foussadier, 1998),
- par carottage du sol,
- par cartographie radar (ex. : Hruska *et al.*, 1999),
- par description d'individus déracinés ou excavés, ou enfin
- au moyen de fosses d'observation (ex. : Lucot *et al.*, 1995).

Le plus courant, pour les arbres de grande taille, consiste en une description des racines (nombre et taille) mises à nu par le creusement d'une fosse d'observation autour de l'arbre (sur 1/4 ou 1/3 de sa circonférence). Sur l'Ain, nous avons utilisé les berges d'érosion comme fenêtres d'observation. Cette méthode présente deux avantages :

- elle diminue la quantité de travail, en remplaçant le creusement de la fosse par un simple dégagement des racines en partie mises à nu par l'érosion latérale du chenal ;
- elle permet l'observation d'individus ayant poussé dans la forêt, et qui ont donc un système racinaire correspondant à un type forestier et non à un enracinement de berge. En effet, ils se retrouvent en berge aujourd'hui du fait du déplacement du chenal de plusieurs mètres par an (Photo 2.5).

Dans un premier temps, nous avons identifié les sites d'érosion sur les photographies aériennes de l'IGN (comparaison des missions 1996 et 2000). Puis, tous les sites ont été prospectés afin d'identifier les frênes suffisamment proches de la berge pour être dégagés. Nous avons également étudié le peuplier noir comme élément de comparaison. Pour chaque

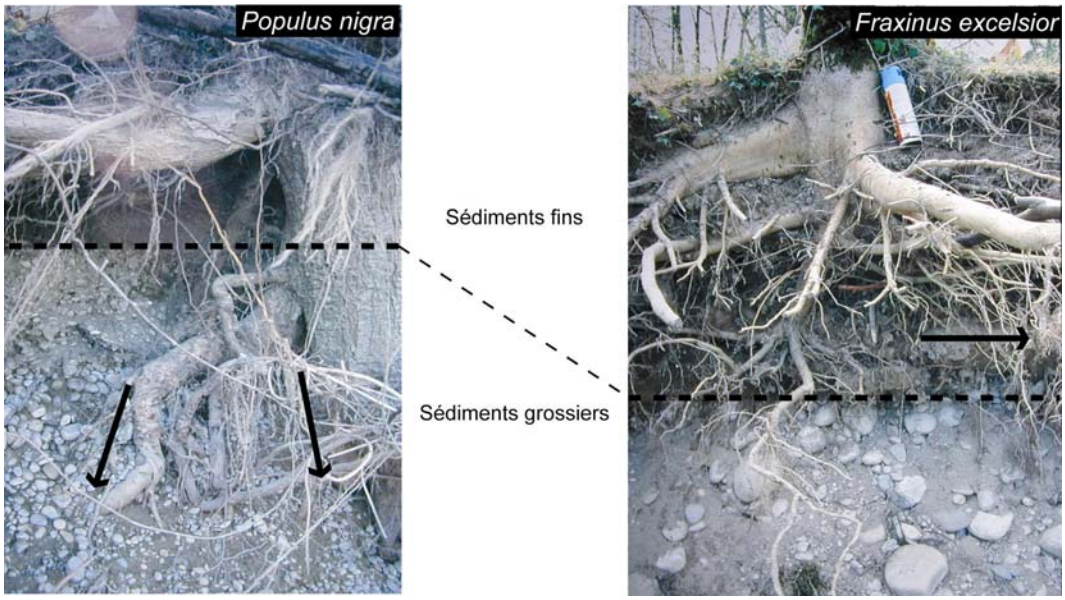
individu, nous avons relevé les variables suivantes : espèce, diamètre à 1,3 m (DBH), âge (par carottage dendrologique), profil pédologique (notamment hauteur des sédiments fins), caractéristiques des racines (profondeur et diamètre). Le protocole de description du profil racinaire est basé sur celui proposé par Lucot *et al.* (1995). Sur l'Ain, nous avons ainsi décrit 10 frênes et 15 peupliers ; de plus, 5 frênes supplémentaires ont été mesurés, selon le même protocole, sur le site du Méant (confluence Rhône/Ain). Ce site possède la particularité d'avoir une nappe peu profonde, située dans certains cas au-dessus du toit de galets (situation inverse de celle de l'Ain). L'ajout de ce site nous permet d'évaluer si un niveau d'eau semi-permanent représente également, comme le toit de galet, un obstacle à l'enracinement du frêne.

A) B)

Photographie 2.5 – Fenêtre d'observation pour l'étude des systèmes racinaires de frêne, A) berge d'érosion dans la basse vallée de l'Ain, B) système racinaire dégagé en berge

3. Résultats

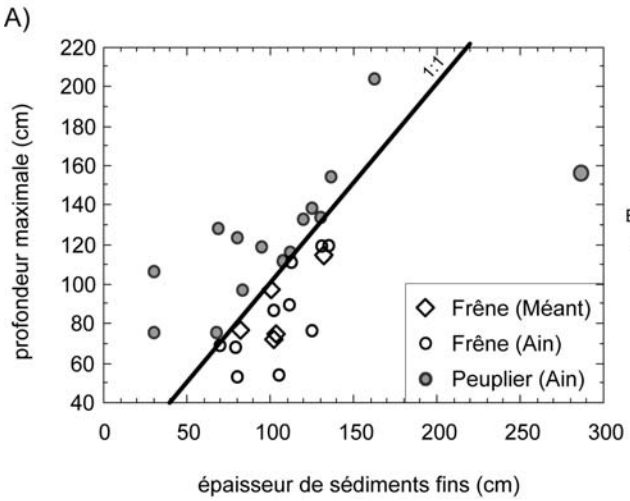
En première analyse, les systèmes racinaires des frênes ne semblent pas présenter la même répartition spatiale que ceux des peupliers noirs (Photo 2.6).



Photographie 2.6 – Exemple de prospection racinaire chez le peuplier noir et le frêne commun, basse vallée de l'Ain

En effet, pour les 15 frênes observés, la profondeur maximale de prospection des racines n'est jamais supérieure à l'épaisseur de sédiments fins (fig. 2.43). Toutes les racines se développent donc dans les sédiments fins. Au contraire, pour le peuplier noir, le toit du galet ne représente pas une limite à l'enracinement, la médiane du rapport entre la profondeur d'enracinement maximum et l'épaisseur de sédiments fins est ainsi supérieure à 1.

Concernant le peuplier, ce résultat est peu surprenant, dans la mesure où cette espèce colonise les substrats grossiers et s'y développe. Pour le frêne, cela semble mettre en lumière son incapacité à prospecter les substrats caillouteux, ce qui conforte notre hypothèse de travail selon laquelle cette espèce pourrait être particulièrement sensible, par exemple, à un enfoncement de la nappe dû à l'incision du chenal.



	Frêne	Peuplier	*p*
n	15	15	
Age	22	42	**
Diamètre du tronc (cm)	19,7	22,7	*NS*
Enracinement maximum (cm)	77	123	**
Hauteur sédiments fins (cm)	102	110	*NS*
Enracinement maximum / Hauteur sédiments fins	0,861	1,132	***
Pourcentage des racines dans les sédiments fins	100	66,7	***

valeurs médianes

Figure 2.43 – Caractéristiques de la répartition des racines chez le frêne commun et le peuplier noir, A) en fonction de la profondeur du toit de galets, B) comparaison frêne et peuplier (test Mann Withney)

Bien que les frênes et les peupliers échantillonnés aient des diamètres comparables, les frênes sont significativement plus jeunes (fig. 2.43B). Dans ce cas, ne faut-il pas interpréter la non prospection du substrat grossier simplement comme le résultat de la jeunesse du système racinaire qui n'aurait pas encore eu le temps d'atteindre le toit du galet ? Une analyse individuelle permet de répondre à cette interrogation par la négative. En effet, il semble que trois cas soient ici rencontrés (fig. 2.44) :

- les frênes dont les systèmes racinaires sont effectivement bloqués par le toit du galet,
- les frênes dont la prospection racinaire est contrainte, non par le toit du galet, mais par la présence de nappe (trace de rouille dans les 20 à 40 derniers cm du profil avant le galet), et
- les frênes dont les racines n'atteignent pas la profondeur maximale possible.

Deux éléments étayent l'hypothèse d'un blocage du système racinaire par le toit de galets chez le frêne :

- les individus dont les racines sont bloquées sont parmi les plus jeunes, bien que les hauteurs de sédiments fins sous ceux-ci soient aussi importantes que sous des individus plus vieux (fig. 2.44), la profondeur maximale prospectée n'est donc pas liée à l'âge des individus ;

- la forme des racines, au contact du toit de galet, montre bien l'effet morphologique de la contrainte, avec un étalement latérale des racines. Au contact des sédiments grossiers, la progression verticale devient impossible, les racines se propagent alors horizontalement dans les sédiments fins (Photo 2.7).

En conclusion, nos résultats montrent que le **toit de galets semble constituer une barrière physique à la prospection racinaire du frêne**.

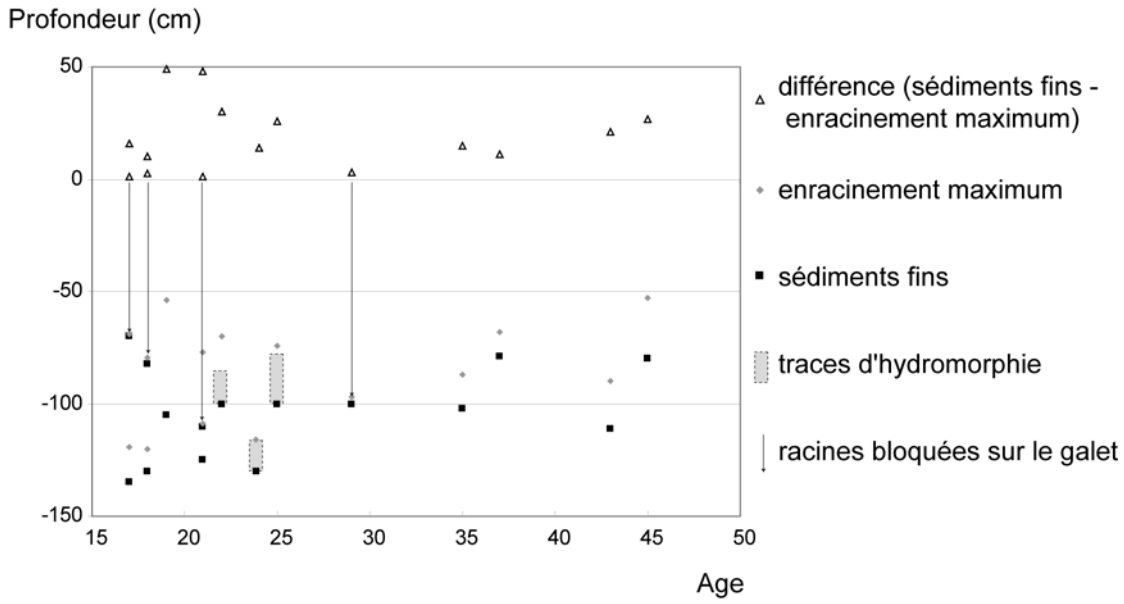


Figure 2.44 – Profondeur d'enracinement des 15 frênes étudiés en fonction de leur âge

Photographie 2.7 – Exemple de morphologie d'une racine au contact du toit de galet

G/ Synthèse et discussion

1. Conditions de croissance ligneuse en milieu alluvial

Les conditions d'alimentation en eau sont un des facteurs clés régissant la croissance du frêne. Ce contrôle, déjà souligné en dehors du contexte alluvial (Devauchelle & Lévy, 1977), concerne également les frênes des forêts riveraines de cours d'eau. Ce contrôle est visible à plusieurs niveaux :

- dans les différences inter-tronçons : avec des croissances moyennes liées au signal hydrologique et aux caractéristiques écologiques d'un site ;
- dans les différences intra-tronçon : au sein du corridor de l'Ain le débit de connexion est la variable la plus efficace pour prédire la croissance à court terme. Sur les marges de la Drôme, la présence locale d'une nappe sub-affleurante est un frein à la croissance du frêne ;
- dans l'analyse rétrospective de la croissance : en effet, au-delà d'une réponse identique de l'ensemble des sites à des signaux climatiques et hydrologiques communs (augmentation de la croissance dans les périodes humides : autour de 1980, début des années 1990), le patron général d'évolution de la croissance à moyen terme est principalement contrôlé par les changements locaux des conditions d'alimentation en eau (incision, pompage, dérivation). Cette surimposition d'un signal climatique sur un patron de croissance, avant tout contrôlé par les conditions locales d'inondation, a également été mis en évidence, par exemple sur le frêne noir, *Fraxinus nigra* (Tardif & Bergeron, 1997).

Dans tous les cas, les facteurs de contrôle de la croissance sont ici les processus qui gouvernent la répartition de l'eau dans la plaine et leur évolution au cours du temps. A l'échelle des secteurs fonctionnels, nous avons ainsi mis en évidence plusieurs facteurs de contrôle : un contrôle lié à l'organisation spatiale de la plaine et un (ou plusieurs) contrôle(s) anthropique(s).

L'**agencement des formes fluviales** est fondamental, car il régit dans l'espace les niveaux hydrologiques. En effet, la position altitudinale d'une placette contrôle en grande partie son degré de connexion, même si la géométrie locale est à l'origine d'une forte variabilité des débits de connexion pour une altitude donnée. De fait, les frênes colonisant des placettes faiblement connectées subissent un stress créé par la faible disponibilité en eau, ils enregistrent donc des croissances inférieures à celles des placettes plus proches du chenal ou topographiquement plus basses (fig. 2.45). Sur l'Ain, le seuil de connexion se situe entre des débits de connexion de 750 $m^3.s^{-1}$ et de 1000 $m^3.s^{-1}$ soit, en termes de fréquence de connexion, un débit dépassé respectivement 2 % et 0,0025 % du temps (calculé à partir de la courbe des débits classés sur la période 1963/2002). Bien que nous ne l'ayons pas testé, il est peu probable que ce seuil soit commun à toutes les espèces. La valeur trouvée pour le frêne sur l'Ain n'a donc pas vocation à être généralisée, mais elle donne une indication précieuse sur les conditions d'une perte

potentielle de connectivité de cette espèce mésohygrophile par rapport à des essences plus xériques, comme le tilleul ou l'érable plane.

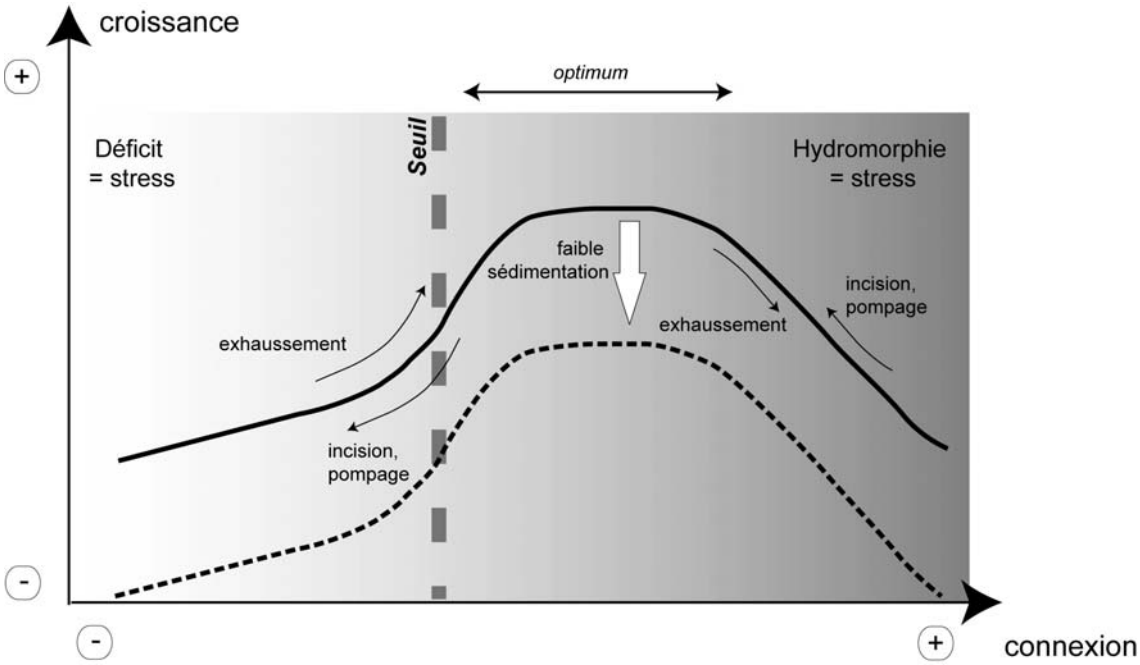


Figure 2.45 – Schéma simplifié de la relation entre connexion hydrologique et croissance du frêne en milieu alluvial

Cette recherche visait à évaluer l'impact d'une baisse du niveau hydrologique sur les conditions de croissance, car c'est un phénomène qui touche de nombreux cours d'eau européens. Nous avons largement montré que cette baisse se traduit par une baisse associée de la croissance ligneuse, mais deux exemples indiquent également qu'une connexion trop élevée peut, à l'inverse, affecter négativement la croissance du frêne (fig. 2.45) :

- sur la Drôme, la nappe relevée artificiellement par un seuil et presque affleurante sur certains secteurs, entraîne une forte réduction de la croissance ;
- sur l'île de la Platière, la placette de référence enregistre une augmentation significative de la croissance, suite à l'instauration de conditions moins hydromorphes du fait de la dérivation d'une partie du débit.

Cette inhibition de la croissance est bien connue dans les marais alluviaux connaissant des inondations prolongées. Ford & Brooks (2002) ont montré comment, en Floride, l'augmentation des niveaux d'eau (premier décile des débits multiplié par trois en une dizaine d'année), du fait d'apports en eau externes au tronçon très importants pour l'irrigation, s'est traduite non seulement par une réduction de la croissance ligneuse mais aussi une surmortalité des individus. Dans le cas d'une hydromorphie trop prononcée, le principal processus inhibiteur de la croissance est physiologique (asphyxie). Cette inhibition peut affecter l'arbre à court terme, c'est-à-dire le temps d'une crue, mais aussi à plus long terme, en limitant la prospection racinaire aux horizons rarement engorgés.

Si le contrôle hydrologique est fort, la **structuration spatiale du substrat** est également un facteur important pour comprendre le patron de croissance du frêne. En effet, le développement du système racinaire est fondamental pour assurer une bonne alimentation en eau, et donc une bonne croissance des individus (Cermak & Prax, 2001). Nos résultats sur la prospection racinaire du frêne rejoignent ceux de Lévy *et al.* (1992) en milieu non alluvial, et mettent en évidence un double contrôle potentiel au niveau du substrat d'une station : un contrôle édaphique (présence d'horizon compact ou impénétrable) et un contrôle hydrologique (présence d'une nappe permanente ou semi-permanente). Dans le cas d'une baisse générale du niveau d'eau au sein d'un tronçon (incision, pompage, dérivation), cela peut avoir deux conséquences opposées :

- une libération d'un volume disponible pour le développement des racines, dans le cas d'une nappe située proche de la surface du sol en période de croissance (fig. 2.46B)
- ou, au contraire, un blocage de l'allongement des racines dans le cas d'une nappe déjà située sous le galet, mais qui s'enfonce encore plus (fig. 2.46A).

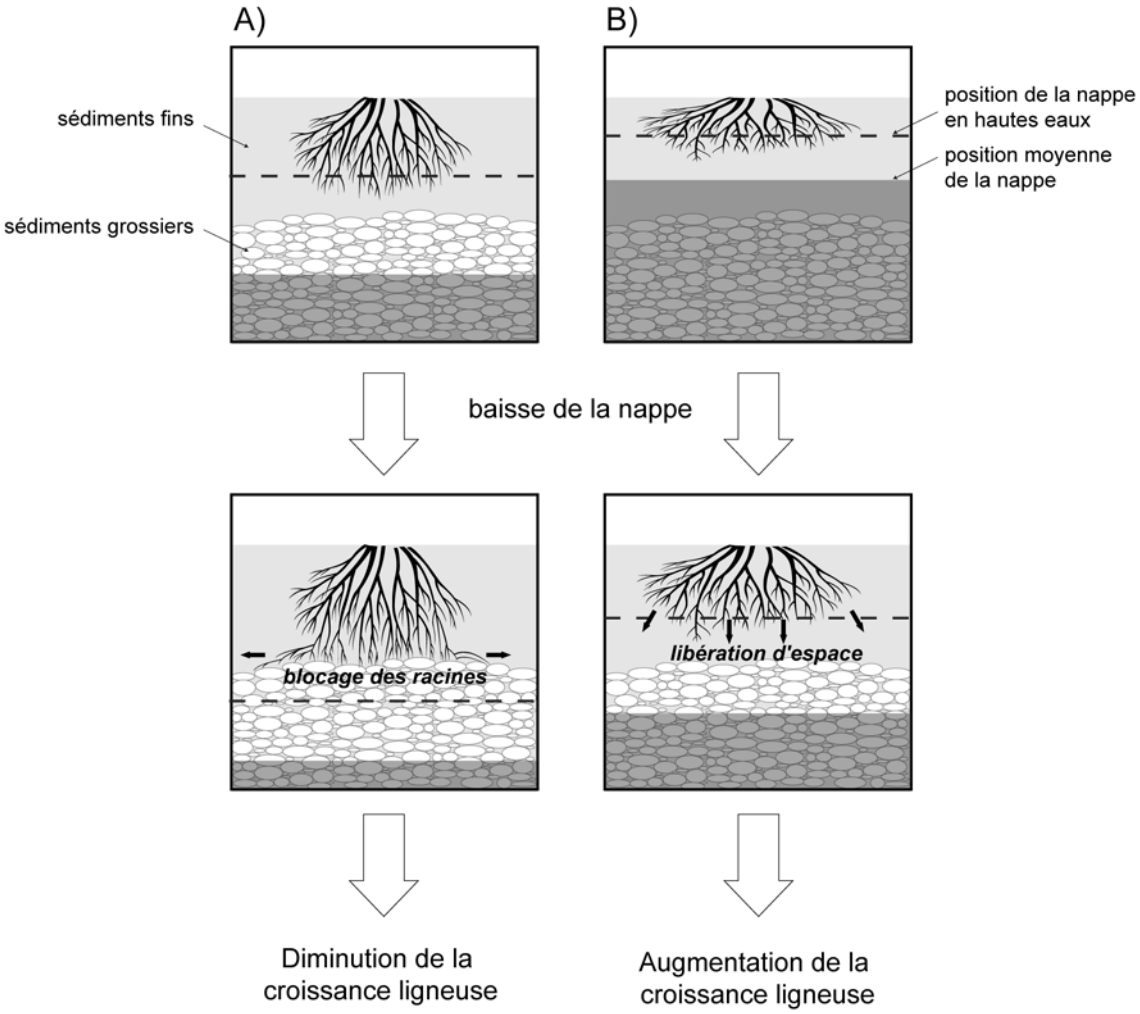


Figure 2.46 – Représentation schématique de l'influence de l'évolution du niveau de la nappe sur la répartition des racines de frêne, A) cas d'une nappe relativement basse, B) cas d'une nappe haute

Cette contrainte peut limiter la constitution d'un volume prospectable suffisamment important pour la nutrition de l'arbre. Ainsi, sur les formes fluviales enregistrant une très faible sédimentation, le volume colonisable par les racines sera trop faible pour assurer, à la fois, une bonne stabilité mécanique et une bonne alimentation en eau (réserve utile moins importante). Le fait que nous n'ayons pas enregistré de réduction de la croissance, liée à une faible épaisseur de sédiments fins sur nos placettes d'étude, s'explique probablement par la gamme des épaisseurs concernées. En effet, la valeur la plus faible que nous ayons mesurée est de 40 cm, or Claessens (2002) montre que la croissance du frêne est négativement affectée en deçà d'environ 40 cm de sol. L'existence et la valeur de ce seuil restent donc à tester en milieu alluvial. La distribution des racines répond à l'histoire de la placette en termes de position de la nappe (Shafroth *et al.*, 2000), mais aussi de dynamique sédimentaire.

Evidemment, structure et fonctionnement sont intimement liées : l'agencement de forme est directement hérité de **l'évolution du chenal au sein du tronçon.** De fait, toute chose étant égale par ailleurs, l'incision du chenal provoque une augmentation de l'altitude relative d'une forme donnée. De même, les épaisseurs de sédiment disponible sont directement liées à la dynamique sédimentaire sous forêt, et donc à la connexion des placettes et par conséquent au fonctionnement de l'ensemble du tronçon.

Dans les corridors riverains soumis à une pression anthropique importante, la mise en œuvre d'activités se traduit par un usage de l'eau et donc une modification de sa répartition spatiale et temporelle au sein de l'hydrosystème. Par exemple, la dérivation du débit dans des usines hydroélectriques modifie fortement l'hydrologie dans le chenal et le niveau de la nappe de la partie court-circuitée. Celui-ci est également sensible aux pompages qui sont opérés, à des fins agricoles, domestiques ou industrielles. Lorsque les volumes pompés sont importants, le rabattement de nappe peut être significatif (plusieurs mètres). Ces activités exercent donc un contrôle non négligeable sur la végétation riveraine, notamment sur sa croissance ligneuse. Si la baisse observée du fait des pompages sur l'île de la Platière reste délicate à appréhender, c'est qu'elle se conjugue à celle liée à la dérivation du débit. De plus, nos résultats montrent que la position initiale de la placette au sein de la plaine est importante, puisque la placette de référence, située un mètre plus bas que l'autre et moins influencée par les pompages, voit en effet sa croissance augmenter suite à la dérivation, probablement en réponse à l'instauration de conditions plus drainantes.

2. Réponse des peuplements riverains à l'évolution des conditions de milieu

En termes de fonctionnement, nous avons montré que la dynamique des compartiments "chenal" et "nappe" de l'hydrosystème est, à moyen terme, un moteur essentiel de contrôle de l'évolution de la croissance ligneuse par la modification des conditions d'alimentation en eau. Trois éléments importants sont alors à prendre en considération :

- l'ampleur de la modification,
- la brutalité de la modification et
- la réversibilité du phénomène.

L'**ampleur** de la modification renvoie à la notion de **seuil** de réaction. La différenciation des placettes apparaît lorsque la mobilité du lit produit un décrochage topographique suffisant pour créer une différence de connexion sensible en termes de croissance (fig. 2.45). Sur l'Ain et pour le frêne, ce seuil se situe à 1,7 m au-dessus du chenal (pour le module). Ce type de seuil a également été mesuré en rapport avec le taux de mortalité d'une espèce nord-américaine de peuplier (*Populus fremontii*) par Scott *et al.* (2000) : ils enregistrent des mortalités significativement plus fortes lorsque l'incision dépasse 1,5 m (58 à 93 % contre 7 à 13 % là où l'incision est inférieure à 1 m). L'effet de l'abaissement de la nappe et de l'incision sur la mortalité a également été mesuré par Steiger *et al.* (1998) sur la Garonne et par Chalamont (1989) sur le Rhône en Chautagne. Les travaux de ce dernier et de Pautou *et al*. (1992) montrent que la forte mortalité du saule blanc, suite à une baisse de 1,6 à 1,8 m de la nappe, s'accompagne d'une explosion démographique du peuplier noir et donc d'une profonde modification de la trajectoire évolutive du peuplement. Ainsi, dans certains cas, l'ampleur du changement est-elle aussi importante que la profondeur absolue atteinte par la nappe ou le chenal (Shafroth *et al.*, 2000). Nous avons mis en évidence un seuil pour le frêne dans le corridor de l'Ain, afin d'évaluer la réponse de l'ensemble des peuplements, il convient de poursuivre l'analyse au sein d'autres tronçons et sur d'autres essences.

Des études ont déjà montré la capacité d'un **événement brusque** (une extraction, une crue) à modifier le niveau de nappe et donc le fonctionnement des peuplements arborés en milieu alluvial (Scott *et al.*, 2000 Amlin & Rood, 2003) et non alluvial (Groom *et al.*, 2000). Dans le cadre de ce travail, nous avons, d'une part confirmé ce fait (ex. : effet conjugué des pompages et de la dérivation) et, d'autre part montré qu'un phénomène progressif peut également intervenir (ex. : effet de la mobilité verticale). Cependant, les réponses que nous observons sont, soit plus atténuées, soit plus lentes à se manifester que celles des essences pionnières en milieu plus sec et en bord immédiat de cours d'eau pour lesquelles les liens avec le débit et/ou les précipitations sont plus marquées (Stromberg & Patten, 1996 ; Willms *et al.*, 1998 ; Disalvo & Hart, 2002). Les fortes épaisseurs de sédiment jouent ici probablement un rôle de tampon en matière d'alimentation en eau. La réponse à un phénomène progressif semble fortement liée à l'ampleur de celui-ci, et aussi à l'existence de phénomènes déclenchants (comme sur l'Ain, une année sèche).
Nous avons également mis en évidence que la réponse de la croissance, suite à une année sèche, dépend non seulement de l'espèce (Luszczak-Clussmann, 1995), mais aussi, pour une même espèce, de sa position spatiale : sur l'Ain, il existe un seuil de connexion (et d'altitude) de part et d'autre duquel la réponse à une année sèche est très contrastée.

La **réversibilité** de l'impact d'une modification des conditions de milieu n'a pas été directement étudiée ici, puisque aucun des sites d'étude ne présentait ce type de retour à des conditions initiales. Cependant, cette question se pose avec force, notamment dans le cadre des actions de gestion et de restauration des corridors riverains. Par exemple, après une baisse brutale du niveau d'eau du fait d'extractions de sédiments et de pompages dans la gravière, Amlin & Rood (2003) enregistrent une incision de près de 5 m et une baisse du niveau d'eau de 2,5 m sur une période de 2 ans. Dans ce contexte climatique semi-aride, les arbres réagissent évidemment à

cette baisse, mais un retour rapide à une activité physiologique normale est observé dès que les conditions comparables à celles ayant cours avant l'intervention ont été restaurées. Cette restauration rapide des fonctions physiologiques est probablement liée au fait que le retour aux conditions hydrologiques s'est produit en une année : de fait, la modification est ici intense mais de courte durée. La nature du facteur de contrôle à l'origine de la modification est essentielle : s'il est possible d'envisager le déplacement d'un pompage, l'exhaussement d'un chenal fortement incisé et déconnecté de son bassin de fourniture sédimentaire est tout à fait improbable à l'échelle de temps humaine. De même, la destruction des grands ouvrages hydroélectriques ainsi que des digues semble, dans la plupart des cas, économiquement et socialement difficilement concevable. De cette **irréversibilité** de nombreux contrôles anthropiques découlent deux éléments de gestion : (1) la nécessité de conserver les sites les plus fonctionnels et (2) le caractère parfois illusoire de vouloir conserver des peuplements dans un état qui ne correspond plus au fonctionnement actuel du tronçon.

3. Gérer des conditions stationnelles non stationnaires

La mise en évidence de **conditions stationnelles non stationnaires** est un élément fondamental à intégrer en termes de gestion des corridors riverains. Classiquement, le forestier, lorsqu'il est amené à choisir une essence à favoriser sur une parcelle, fonde son choix sur un diagnostic des conditions stationnelles. Un catalogue de stations lui permet d'identifier des stations type et des essences adaptées aux caractéristiques de ces stations. Il fait implicitement l'hypothèse que ces caractéristiques seront relativement stables dans le temps. Cependant, dans le cadre des boisements riverains, cette hypothèse n'est quasiment jamais valide. Que ce soit du fait d'actions anthropiques ou de processus naturels, ou les deux, les changements qui affectent l'hydrosystème, et en particulier le chenal et la nappe, vont modifier les conditions locales. Le choix d'une essence à favoriser doit donc intégrer, non seulement les conditions stationnelles actuelles ; mais aussi celles à venir. Pour cela, il faut intégrer un diagnostic hydro-morphologique dans la définition des stations écologiques, ce qui, concrètement, oblige le praticien à évaluer l'évolution hydro-morphologique probable du tronçon pour en déduire les conditions futures et ainsi choisir une essence adaptée (cf. Chapitre 4).

L'exemple du frêne illustre de façon pertinente l'importance de ce processus de diagnostic. C'est une essence forestière possédant, entre autres, de bonnes propriétés mécaniques (dureté, élasticité, rétractabilité, Nepveu, 1992) et un potentiel commercial important (ébénisterie, menuiserie massif, placage, manches d'outils, articles de sport) ; cependant, pour que ce potentiel puisse s'exprimer, le frêne exige des conditions de croissance optimales. Ainsi, des cernes d'une largeur de 0,4 à 0,7 cm donnent un bois d'une excellente qualité pour l'usinage et le tranchage, alors qu'une taille plus réduite se traduit par une moindre résistance. De plus, l'irrégularité des accroissements, normalement signe d'une sylviculture par à-coups, entraîne une perte de la qualité et de la valeur (Leclercq, 1975 ; Bartoli & Dall'Armi, 1996 ; Pilard-Landeau & Le Goff, 1996). Pour prévenir une réduction de la taille des cernes à moyen terme, il faut donc éviter de miser sur le frêne dans les secteurs où il est possible de prévoir une incision dans les années à venir, même si aujourd'hui les conditions semblent adaptées.

4. Perspectives

Au terme de cette analyse, des interrogations demeurent et, surtout, des axes de recherche à explorer se structurent.

Ainsi, les résultats acquis dans le cadre de ce travail permettent d'affiner notre connaissance de la sensibilité du frêne aux conditions d'alimentation en eau, mais d'**autres espèces** pourraient également faire l'objet d'une analyse comparable : les grands érables, l'érable negundo, les peupliers… En effet, les réponses sont variables d'un hydrosystème à l'autre, d'une essence à l'autre (Kranjcec *et al.*, 1998), voire entre les mâles et les femelles, comme cela a été observé sur l'érable negundo par Ward *et al.* (2002a).

La question de la **consommation en eau** des arbres est un autre point qui mérite des approfondissements : quelle est la variabilité spatiale et temporelle de la consommation en eau des individus et des peuplements en fonction du contexte hydrologique et morphologique ? Si, pendant longtemps, l'évaluation de la consommation en eau des arbres à l'échelle d'un peuplement est restée une question méthodologiquement délicate à aborder, les outils développés depuis les vingt dernières années permettent aujourd'hui d'aborder ces questions avec plus de pertinence. Par exemple, l'origine de l'eau consommée par les arbres peut être identifiée au moyen d'analyses isotopiques (ex. : O'Grady *et al.*, 2003) ; il est aussi possible d'évaluer la consommation individuelle par des mesures de flux de sèves (ex. : Lambs & Muller, 2002) ; des mesures intégratrices peuvent également permettre d'appréhender la consommation en eau à l'échelle de peuplements entiers (bien que l'équipement nécessaire soit fort coûteux) (ex. : Granier *et al.*, 2000). Mieux cerner les circulations d'eau souterraine ainsi que leurs caractéristiques (physico-chimie, nutriments) dans la plaine est également un enjeu important (Harner & Stanford, 2003). Sur un plan hydro-mophologique, la relation entre la position spatiale, notamment altitudinale, et le degré de connexion doit aussi être approfondie puisque nous avons observé que ce lien n'est strictement linéaire.

Renforcer ces connaissances, dans différents contextes géographiques et sur différentes essences, devrait permettre de proposer aux gestionnaires des outils d'aide à la décision, à partir de modèles robustes : carte de productivité en fonction de l'état actuel du fonctionnement d'un tronçon, carte établissant des *scenarii* de productivité à moyen terme en fonction de l'évolution attendue de la géométrie du chenal, évaluation des débits nécessaires pour le maintien de telle ou telle essence (Antonic *et al.*, 2001, Hughes & Rood 2003)...

Chapitre 3

CONTROLES DU NIVEAU DE CONNEXION HYDRO-MORPHOLOGIQUE, EFFET SUR LA STRUCTURE DES COMMUNAUTES RIVERAINES

Dans le chapitre 2, nous avons montré que les contrôles anthropiques, ainsi que les dynamiques hydrologiques et géomorphologiques, sont extrêmement contraignants pour l'évolution temporelle de la structure et du fonctionnement des forêts riveraines de cours d'eau à l'échelle du corridor comme des individus. L'objectif de ce chapitre est d'analyser, à une échelle de temps plus courte :

- ***les facteurs qui contrôlent le niveau de connexion hydro-morphologique des boisements**, et*
- *l'influence de ce niveau de connexion, notamment en termes de **régime de perturbation,** sur la **structure des communautés riveraines**.*

Notre analyse se fonde sur l'idée que les conditions écologiques (perturbation, alimentation en eau…) d'une unité varient en fonction de sa position au sein d'un hydrosystème à un instant "t", et de l'évolution de l'ensemble du tronçon fluvial, cette évolution pouvant être liée à la mobilité du chenal ou être le fait aménagements anthropiques (ex. : endiguement).

*L'échelle retenue se situe cette fois entre les deux échelles abordées dans le chapitre précédent, puisque nous allons quantifier l'impact des facteurs de contrôle au niveau de la communauté, définie comme un ensemble d'organismes vivant dans un biotope donné. Pour cela, deux communautés ont été sélectionnées dans des boisements riverains qui ont atteint deux stades successionnels différents : la **strate basse des boisements post-pionniers** (frênaie) du corridor de l'Ain (Chapitre 3-A) et les **unités pionnières** (saulaies) de la Drôme (Chapitre 3-B).*

Chapitre 3-A

CONTROLES ET EFFETS DU REGIME DE PERTURBATION SUR LA STRATE BASSE DES BOISEMENTS RIVERAINS : LE CAS DES FRENAIES DE LA BASSE VALLEE DE L'AIN

A/ Introduction
1. L'effet des perturbations sur les systèmes biologiques
2. Les perturbations dans les forêts alluviales
3. Objectif

B/ Stratégie d'échantillonnage
1. Choix des placettes
2. Caractérisation de la strate basse végétale
3. Caractérisation de la formation végétale

C/ Facteurs de contrôle du régime de perturbation
1. Mesure du régime des perturbations
2. Position spatiale, mobilité du chenal et régime de perturbation

D/ Effets du régime de perturbation sur la communauté
1. Impact du régime moyen de perturbation
2. Impact d'un événement de crue

E/ Synthèse et discussion
1. Cause et effet des perturbations
2. Variabilité spatiale du régime de perturbation au sein du corridor
3. Effet potentiel à moyen terme et régénération des essences ligneuses
4. Perspectives

A/ Introduction

1. L'effet des perturbations sur les systèmes biologiques

La structure et l'évolution de tous les systèmes biologiques sont affectées par des **perturbations**, une littérature scientifique abondante a donc été produite au cours des trois dernières décennies sur ce thème (pour une synthèse cf. White & Jentsch, 2001). Une perturbation est un événement discret (crue, feux, ouragan, pâturage…) qui affecte la structure d'un écosystème, d'une communauté ou d'une population par modification soudaine des conditions de milieu comme par exemple la disponibilité en substrat (Pickett & White, 1985). Pour les végétaux, cet événement se traduit par une limitation de la biomasse par destruction de tissus (Grime, 1977), et il est à l'origine d'une augmentation des ressources disponibles pour les organismes qui survivent ou pour ceux qui colonisent le milieu après la perturbation (Van der Maarel, 1993). Quelque soit l'échelle spatiale ou temporelle considérée, les perturbations sont une des principales sources d'hétérogénéité au sein des écosystèmes ; hétérogénéité qui influence la richesse, la diversité et la régularité (*evenness*) de la communauté (ex. : Sale, 1977 ; Chaneton & Facelli, 1991 ; Vivian-Smith, 1997 ; Syms & Jones, 2000).

Comme les perturbations libèrent des ressources, elles favorisent généralement les espèces pionnières (substrat régénéré, forte luminosité pour les organismes autotrophes, interactions compétitives relativement faibles…) (fig. 3.1A). A l'inverse, dans les zones non perturbées, les espèces compétitives dominent ; pour les végétaux, ce sont souvent des espèces tolérantes à l'ombre. Les perturbations tendent à diminuer la compétition inter et intra-spécifique, mais aussi la capacité compétitive des espèces, ce qui peut entraîner des modifications dans les structures hiérarchiques au sein de la communauté (Suding & Goldberg, 2001). Les perturbations favorisent également certains groupes fonctionnels comme les espèces de stratégie "r" (Pianka, 1970 ; Whittaker & Goodman, 1979) et les espèces rudérales (R) (Grime, 2001), ainsi que certains traits biologiques. Par exemple, dans les forêts riveraines du Mississippi et de certains de ces affluents, Menges & Waller (1983) observent que les perturbations sont favorables aux traits suivants : production abondante de semences, courte durée de vie et faiblesse des développements latéraux.

En termes de diversité, l'hypothèse des perturbations intermédiaires (IDH), formulée par Connell (1978), prédit une plus forte richesse spécifique dans les habitats enregistrant des niveaux intermédiaires de perturbations (cf. Wilkinson, 1999 pour l'émergence de cette hypothèse dans la communauté scientifique). Ce modèle a été très abondamment étudié dans de nombreux contextes et pour différents systèmes biologiques, mais il a aussi été largement discuté et critiqué (Fox, 1979 ; Huston, 1979 ; Huston, 1994 ; Wootton, 1998 ; Mackey & Currie, 2001 ; Roxburgh *et al.*, 2004 ; Shea *et al.*, 2004). Dans les corridors fluviaux, le rôle des perturbations dans le maintien d'une forte diversité biologique a été observé, aussi bien à l'échelle du corridor (Tabacchi *et al*., 1996 ; Gilvear *et al.*, 2000), qu'à celle d'un tronçon dont les différentes formes fluviales connaissent des conditions contrastées (Pollock *et al*., 1998). A une échelle plus fine (au sein d'une même forme fluviale ou d'un même type d'habitat), les études

sont plus rares et portent essentiellement sur les anciens chenaux (ex. : Bornette *et al.*, 1998) ou sur des systèmes à faible énergie et à hydro-période longue (Vivian-Smith, 1997).

Evidemment, les perturbations interagissent avec les autres facteurs de contrôle des communautés, comme la disponibilité en nutriments ou la productivité de l'écosystème (Huston, 1994 ; Proux & Mazumder, 1998 ; Kleyer, 2002) (fig. 3.1 B). Par exemple, Wilson & Tilman (2002) observent une relation en cloche dans des communautés prairiales entre le niveau de perturbation et la richesse spécifique dans des conditions de faible disponibilité en éléments azotés, mais pas dans les systèmes plus riches en azote.

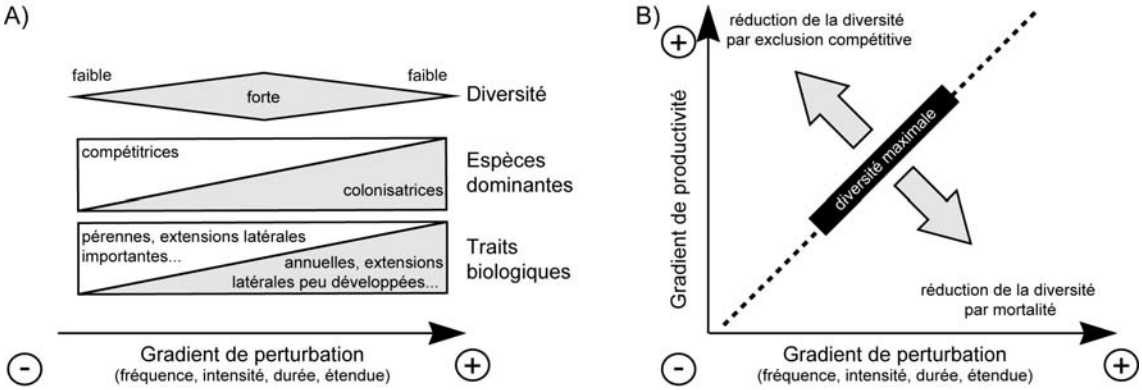


Figure 3.1 – Schéma simplifié des réponses prédites et généralement observées de la végétation, et notamment de la diversité, à un gradient croissant de perturbation, A) sur un gradient simple, B) sur un double gradient (Huston, 1994)

2. Les perturbations dans les forêts alluviales

Dans les systèmes forestiers, les études portent généralement sur de grandes perturbations (feux, ouragan) ou sur la création de trouées par chute d'arbres (Huenneke, 1983 ; Canham & Marks, 1985 ; Collins *et al*., 1985 ; Runkle, 1985 ; Clinton & Baker, 2000). Mais dans les hydrosystèmes, la complexité spatiale et la distribution des communautés sont essentiellement sous le contrôle de la mobilité du chenal et des processus hydrologiques (inondation) et morphologiques (érosion et sédimentation) (Hupp & Osterkamp, 1985 ; Salo *et al.*, 1986 ; Kalliola & Puhakka, 1988 ; Bornette & Amoros, 1991 ; Higgins *et al.*, 1997 ; Hughes, 1997 ; Van Coller *et al.*, 1997 ; Ward, 1998 ; Suzuki *et al.*, 2002). Ces processus interagissent et créent un large panel de niveaux de perturbations entre les différentes formes fluviales (Richards *et al.*, 2002) et au sein de chaque forme (Robertson & Augspruger, 1999). La part relative des processus en jeu dépend du contexte hydro-morphologique : durée de l'inondation (hydro-période) dans les systèmes à faible énergie et dans les régions sub-tropicales (Junk *et al.*, 1989), fréquence et amplitude des crues dans les systèmes à plus forte énergie, disponibilité en eau dans les zones arides et semi-arides (Hupp & Osterkamp, 1996 ; Bendix & Hupp, 2000).

Dans les systèmes à forte énergie, le niveau de **perturbation lié aux crues** peut être schématiquement caractérisé par un double gradient : fréquence (débit de connexion d'un site, temps de retour de ce débit…) et intensité (vitesse du courant, épaisseur et granulométrie des sédiments déposés…). Ainsi, les auteurs analysent-ils essentiellement les perturbations en termes d'effet du courant ou de la sédimentation sur la végétation (Menges & Waller, 1983 ;

Van der Valk *et al.*, 1983 ; Nilsson, 1987 ; Bornette & Amoros, 1996 ; Ewing, 1996 ; Pollock *et al*., 1998 ; Werner &. Zedler, 2002 ; Vervuren *et al*., 2003). Malheureusement, peu d'auteurs ont encore étudié l'effet de la variabilité des perturbations au sein de la même communauté et rares sont surtout ceux qui intègrent les facteurs morphologiques qui gouvernent l'expression des perturbations comme par exemple la mobilité latérale du chenal (Wolfert *et al*., 2002 sur des levées sableuses d'une rivière de plaine) ou l'incision (Bornette & Heiller, 1994 ; Bornette *et al*., 1996 pour de la végétation aquatique dans des anciens chenaux). En fait, si l'effet de l'incision est relativement bien documenté à l'échelle du corridor et d'un point de vue qualitatif (cf. Bravard *et al*., 1997), des approches plus quantitatives à l'échelle de la communauté ou des individus font toujours défauts.

3. Objectif

Dans cette partie, notre objectif est de quantifier l'influence de l'intensité et de la fréquence des perturbations liées aux crues à l'échelle de quelques mètres carrés au sein d'une communauté cible, la frênaie mésophile. Ce milieu forestier a été sélectionné car il connaît, depuis 30 à 40 ans, un fort développement ; il couvre donc de larges surfaces sur les marges de nombreux systèmes rhodaniens et français (cf. chapitre 2.A ; Marigo *et al.*, 2000).
L'étude porte sur la strate basse d'unités forestières, apparemment similaires en termes de composition de la strate haute, et soumises à des crues brèves, avec des apports et des remaniements de substrat durant la période hivernale ou en début de printemps. L'intensité et la fréquence de cette perturbation sont, par contre variables en fonction de la mobilité du chenal au droit de ces placettes. L'objectif n'est pas d'évaluer le rétablissement d'une communauté après une forte perturbation rare et très destructrice, mais plutôt la **capacité d'événements** plus fréquents (Q_1 à Q_{10}) à **modifier la strate basse** et, donc, les conditions de régénération de la forêt. Au-delà de l'influence des crues, c'est également l'**effet de la mobilité du chenal** au sein du corridor qui est analysé. Pour cela, nous avons testé deux hypothèses (fig. 3.2) :

H1 : le niveau de perturbation d'une placette est contrôlé par sa position spatiale dans le corridor, mais aussi par la dynamique géomorphologique du chenal au droit de celle-ci ;
H2 : dans des unités végétales apparemment homogènes en termes de végétation de la strate arborescente, les différences en termes de perturbation influencent la composition, la structure ou encore la diversité de la strate basse.

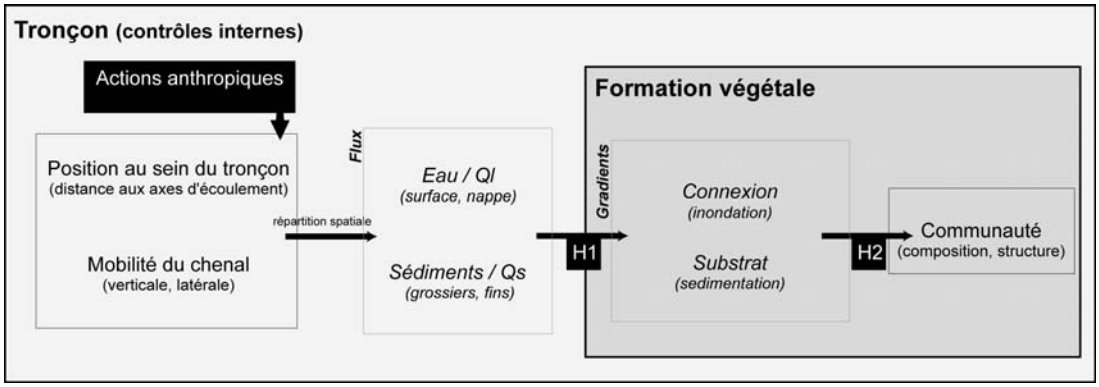


Figure 3.2 – Schéma conceptuel de travail

B/ Stratégie d'échantillonnage

1. Choix des placettes

Dans un premier temps, nous avons identifié les zones forestières au sein du corridor de l'Ain sur les photographies aériennes de l'IGN (mission 2000). Puis, à la suite d'une reconnaissance de terrain, nous avons sélectionné 10 sites (2 placettes par site) à la végétation arborée apparemment homogène (fig. 3.3).

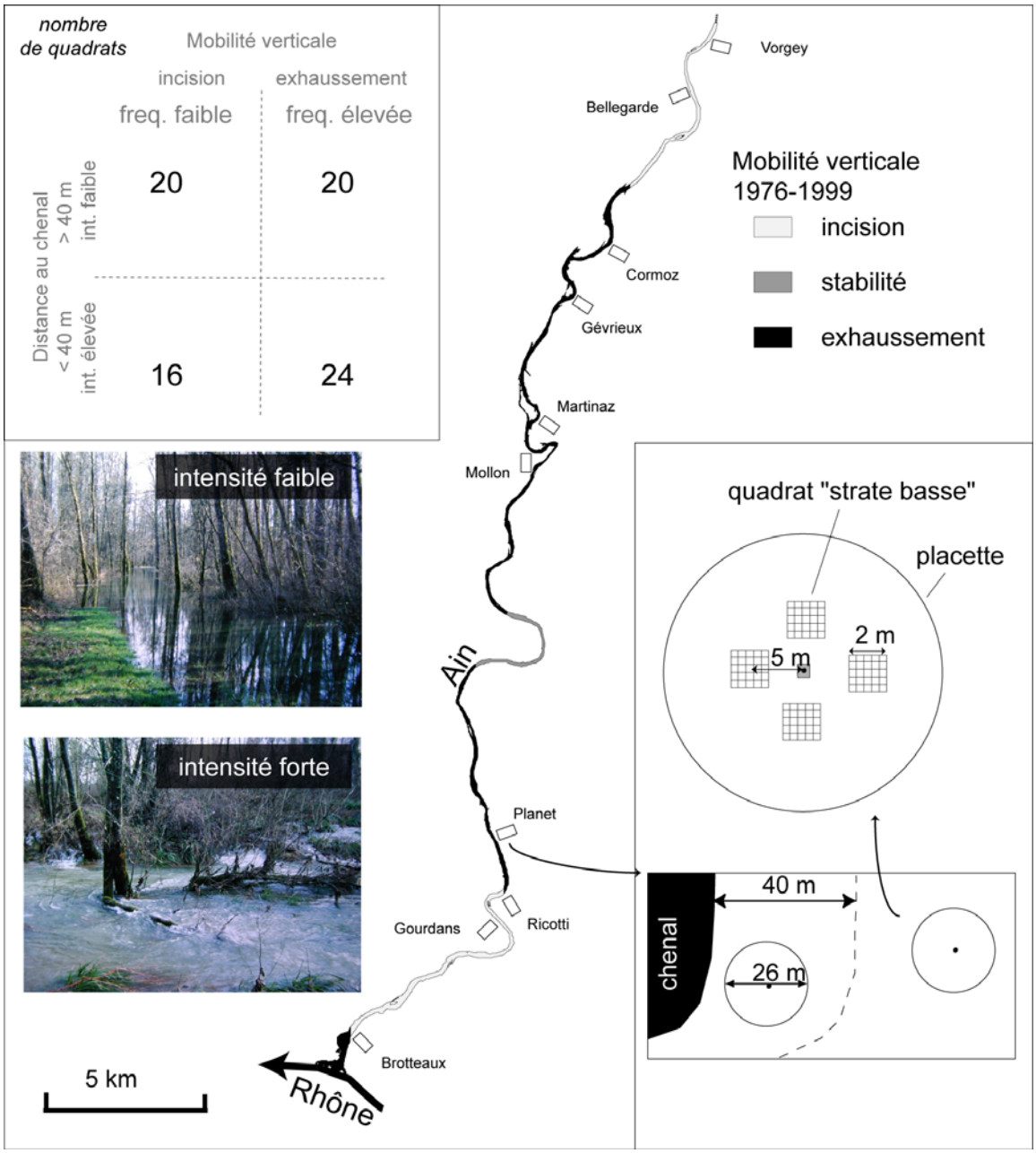


Figure 3.3 – Localisation des placettes et stratégie d'échantillonnage

Afin de tester à la fois les gradients de fréquence et d'intensité des crues, l'échantillonnage a été stratifié sur la base d'une double entrée :

- **forte et faible fréquence**. Les sites les plus fréquemment perturbés sont localisés dans les concavités de méandre des secteurs stables ou exhaussés. Les autres sites sont situés dans les secteurs incisés, c'est-à-dire qu'ils sont positionnés à une altitude relative plus élevée par rapport au chenal et donc que des débits plus forts sont nécessaires pour les inonder ;
- **forte et faible intensité**. Au cours d'une précédente étude, nous avions identifié une zone "tampon" d'environ 40 à 50 m de large en bord de chenal au sein de laquelle des processus d'érosion/sédimentation plus intenses (sédimentation plus grossière, plus sableuse) sont enregistrés (Dufour, 2001).

Enfin, lors de la sélection des placettes (circulaires de 13 m de rayon), les points suivants ont fait l'objet d'une attention particulière, car ils sont susceptibles d'influencer la composition de la strate basse (Bossuyt & Hermy, 2000 ; Bossuyt & Hermy, 2001 ; Jacquemyn *et al*., 2003 ; Verheyen *et al*., 2003) :

- les placettes ne sont pas des taches forestières isolées au sein d'une matrice d'un autre type d'habitat,
- les placettes ne sont pas situées à proximité d'une lisière avec un autre écosystème,
- les peuplements étudiés ne sont pas d'âges significativement différents les uns des autres, et
- les boisements ne sont pas issus de la colonisation de cultures ou de prairies.

2. Caractérisation de la strate basse végétale

La végétation de la strate basse a été relevée dans 4 quadrats (2 x 2 m) par placette, soit au total 80 quadrats, avec 3 passages en 2002 (printemps, été, automne) (fig. 3.4). Ceux-ci sont répartis de façon systématique à 5 m du centre de la placette dans les 4 directions cardinales. Pour chaque quadrat, les espèces présentes sont listées en présence/absence au sein de 25 sous-quadrats (0,4 x 0,4 m). Cette division permet, non seulement d'estimer l'abondance des espèces, mais aussi d'évaluer l'hétérogénéité intra-quadrat (Palmer & Dixon, 1990). Pour les espèces ligneuses arborées, nous avons distingué deux classes de hauteurs : moins de 10 cm (plantules) et entre 10 cm et 2 m (semis).

Les relevés effectués en 2002 permettent une comparaison synchronique de placettes avec des niveaux de perturbations contrastés. Pour effectuer également une comparaison diachronique, et ainsi évaluer l'effet d'un événement singulier, la végétation a été relevée au sein des mêmes quadrats sur 12 placettes en 2003 (soit 48 quadrats dont 40 inondés et 8 non inondés) après la crue de novembre 2002 (17 novembre : maximum instantané de 1160 $m^3.s^{-1}$ à Chazey-sur-Ain, moyenne journalière de 1000 $m^3.s^{-1}$).

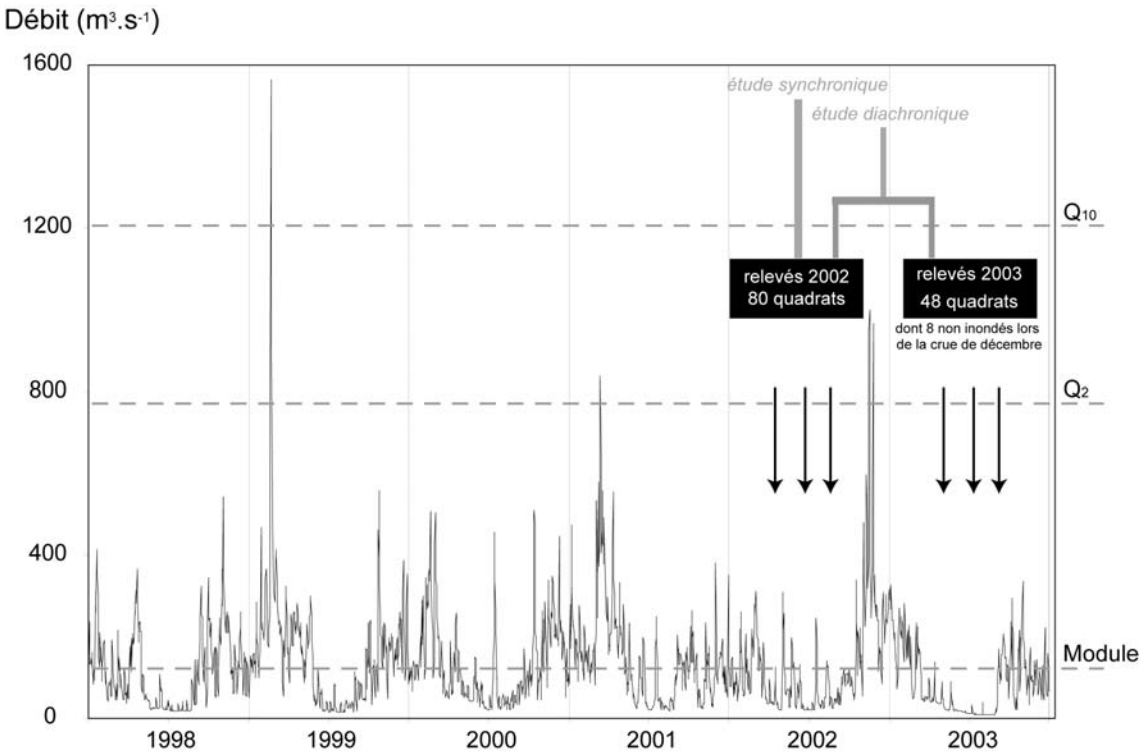


Figure 3.4 – Débit moyen journalier à Chazey-sur-Ain durant la période d'étude (source : banque HYDRO)

3. Caractérisation de la formation végétale

Le contrôle de la composition des strates hautes des différentes placettes est basé sur la mesure de tous les arbres présents au sein de la placette (espèce et diamètre à 1,3 m) avec un diamètre de précomptage de 7,5 cm (tab. 3.I et fig. 2.41). L'âge de la parcelle a été estimé de façon relative par analyse dendrologique des frênes (= âge du plus vieux frêne). La teneur en matière organique de la couche superficielle des sédiments a été évaluée par dosage du carbone organique (méthode Walkley et Black).

Dans les écosystèmes forestiers, la quantité de lumière disponible pour la strate basse est un paramètre de contrôle primordial qui exerce un stress sur la communauté et influence sa composition ainsi qu'un paramètre influençant la régénération des essences ligneuses (Emborg, 1998 ; Brosofske *et al*., 2001). Dans les forêts alluviales, ce facteur interagit potentiellement avec le régime de perturbation (Menges & Waller, 1983 ; Hall & Harcombe, 1998 ; Küßner, 2003). Pour évaluer le niveau de stress généré par l'interception lumineuse de la canopée, des mesures ont été effectuées pour chaque quadrat avec un appareil numérique munie d'une lentille grand angle (WC-E63 Nikon, angle de vue 84 degrés, focale 24 mm) sur le principe des photographies hémisphériques (Ducrey, 1975 ; Chen, *et al.*, 2001 ; Digan & Bren, 2003). Les photographies ont été prises à 1 m du sol (Beckage *et al.*, 2000) au cours de l'été 2002. Le degré de fermeture de canopée a été évalué en mesurant la part de chaque photographie occupée par le ciel. Le calcul a été réalisé par un seuillage binaire des photographies (ciel en clair *vs.* feuilles, branches et troncs en sombre) et un comptage automatique des pixels (logiciel d'analyse d'image ENVI).

Tableau 3.I – Caractéristiques des placettes dendrologiques, moyenne et écart type, les lettres (a et b) indiquent les groupes homogènes (ANOVA et ANOSIM)

Fréquence ***Intensité***	**Forte** **Forte**	**Forte** **Faible**	**Faible** **Forte**	**Faible** **Faible**
Variables de contrôle				
Matière organique (%)	7,0 (0,8)	7,0 (1,1)	8,1 (0,6)	6,8 (0,9)
Surface terrière ($m^2.ha^{-1}$)	20,9 (2,7)	28,3 (3,4)	27,5 (2,6)	21,3 (1,5)
Espèces dominantes[a] (% de la surface terrière totale)	Pn (57) Fe (20) Ap (12)	Pn (45) Fe (38)	Pn (39) Fe (21) Ap (21)	Pn (43) Fe (38) Ap (12)
Densité (nombre de $tige.ha^{-1}$)	156 (65)	293 (174)	220 (42)	183 (45)
Espèces dominantes[b] (% du nombre de tige)	Fe (35) Pn (33)	Fe (51) Pn (17)	Fe (28) Pn (20) Cm (10)	Fe (57) Pn (16) Cm (13)
Age (depuis l'installation des frênes)	44,5 (2,06)	44,4 (3,06)	44,7 (2,11)	48,3 (2,43)
Densité de la canopée (% de fermeture)	79,0 (0,88) a	83,4 (0,49) a	78,6 (1,37) b	74,0 (2,19) b

[a]< 10 % de la surface terrière relative de la placette
[b]< 10 % de la densité relative de la placette
Pn : *Populus nigra*, Fe : *Fraxinus excelsior*, Ap : *Acer platanoïdes*, Cm : *Crataegus monogyna*

Les paramètres retenus pour décrire la végétation de la strate haute des placettes étudiées ne montrent pas de différences significatives que ce soit en termes d'espèce dominante, d'âge, de densité ou de surface terrière (tab. 3.I). Il n'y a pas non plus de différences en termes de teneur en matière organique du substrat. La seule différence significative apparaît au niveau des sites les plus fréquemment perturbés, qui montrent une canopée plus dense que les sites moins perturbés (quelle que soit l'intensité de la perturbation).

C/ Facteurs de contrôle du régime de perturbation

1. Mesure du régime des perturbations

Afin d'évaluer la **fréquence de connexion** des placettes, nous avons réalisé une courbe hauteur/débit pour chaque placette. Pour cela, nous avons mesuré la hauteur d'eau pour différents débits au droit de la placette avant débordement. Pour les débits débordants, nous avons mesuré les hauteurs d'eau au moyen d'échelles à maximum. Le nombre de mesures est

au minimum de 5 par placette pour une gamme de débits variant de 150 à 1150 $m^3.s^{-1}$. La fréquence de connexion est obtenue à partir de la courbe des débits classés (série des débits moyens journaliers à la station de Chazey sur la période 1963/2003).

Puisqu'il n'est pas possible de mesurer directement la vitesse d'écoulement en période de crue dans la forêt pour chacune des placettes, le **gradient d'intensité** est évalué par le biais des processus d'érosion et de sédimentation. Pour cela, nous avons analysé la granulométrie des sédiments superficiels au niveau de chaque quadrat (= part de la fraction sableuse par lavage au tamis de 50 µm). Suite la crue de décembre 2002, nous avons également mesuré la quantité et la granulométrie des sédiments déposés au niveau des quadrats inondés (un piège à sédiments par quadrat), ainsi que, dans certains cas, l'épaisseur de sédiments érodés par les crues (fers à bétons).

2. Position spatiale, mobilité du chenal et régime de perturbation

Les placettes des secteurs dont le lit est stable ou en exhaussement sont positionnées, en 2003, à une altitude significativement plus basse (entre 0,5 et 1,5 m au-dessus de la ligne d'eau à l'étiage) que celles des secteurs incisés (altitude supérieure à 2 m) (fig. 3.5). De fait, elles sont également connectées pour des débits plus faibles : moins de 750 $m^3.s^{-1}$ contre plus 1 000 $m^3.s^{-1}$ pour les secondes. En termes de fréquence de connexion, les quadrats des secteurs stables ou exhaussés sont connectés pour un débit dépassé environ 2 % du temps, sur le période 1963/2002, alors que cette fréquence est inférieure 0,0025 % pour les autres (tab. 3.II).

Les analyses granulométriques montrent que la part de sables est plus faible, et donc les vitesses d'écoulement de moindre intensité, à l'intérieur de la forêt (30 % de sables) que sur les marges immédiates du chenal (plus de 40 %), surtout dans les parcelles plus fréquemment inondées (70 %).

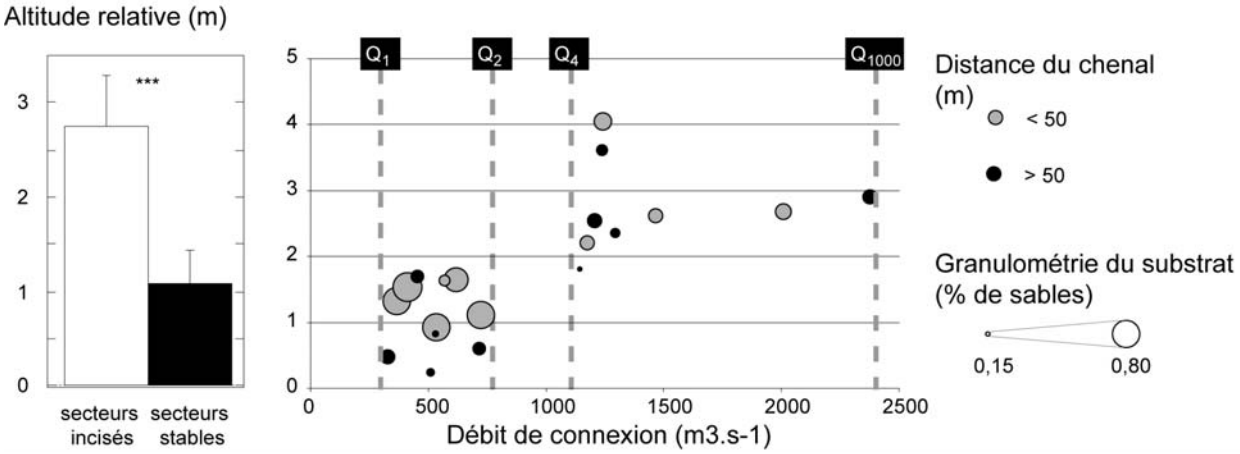


Figure 3.5 – Relation entre la position altitudinale et le débit de connexion des placettes de l'Ain

Afin de valider l'intérêt d'utiliser la taille des sédiments de la couche superficielle comme indicateur des conditions d'écoulement en période de crues, nous avons comparé, pour les 40 quadrats inondés en 2003, la part de fraction sableuse collectée au sein des quadrats en distinguant :

- ceux où de l'érosion a été mesurée (entre 5 et 20 cm d'épaisseur),
- ceux où les dépôts sont supérieurs à 5 kg.m²,
- ceux où les dépôts sont inférieurs à 5 kg.m², et
- les quadrats inondés mais sans sédimentation.

Les différences inter-groupes sont significatives, sauf pour les deux intermédiaires (fig. 3.6).

L'hypothèse H1 est ainsi vérifiée : la position spatiale, mais aussi la dynamique du chenal au droit d'une placette, créent des conditions différentes de perturbation.

Tableau 3.II – Régime de perturbation, moyenne et écart type, les lettres (a, b et c) indiquent les groupes homogènes (ANOVA)

Fréquence ***Intensité***	**Forte** **Forte**	**Forte** **Faible**	**Faible** **Forte**	**Faible** **Faible**
Critères *a priori*				
Contexte morphologique	Concavité de méandre Secteurs stables ou exhaussés	Concavité de méandre Secteurs stables ou exhaussés	Tronçon linéaire Secteurs incisés	Tronçon linéaire Secteurs incisés
Fréquence de perturbation	Forte	Forte	Faible	Faible
Distance au chenal	< 50 m	> 50 m	< 50 m	> 50 m
Intensité de perturbation	Forte	Faible	Forte	Faible
Mesure de la perturbation *a posteriori*				
Fréquence de connexion (%)[a]	1,773 (0,3) a	2,313 (0,2) a	0,002 (0,0025) b	0,003 (0,0025) b
Granulométrie (% de sable)	0,71 (0,04) a	0,31 (0,03) c	0,43 (0,03) b	0,32 (0,03) c

[a] exprimée en pourcentage du nombre de jours par an calculé à partir de la courbe des débits classés sur la période 1963/2002 à Chazey-sur-Ain

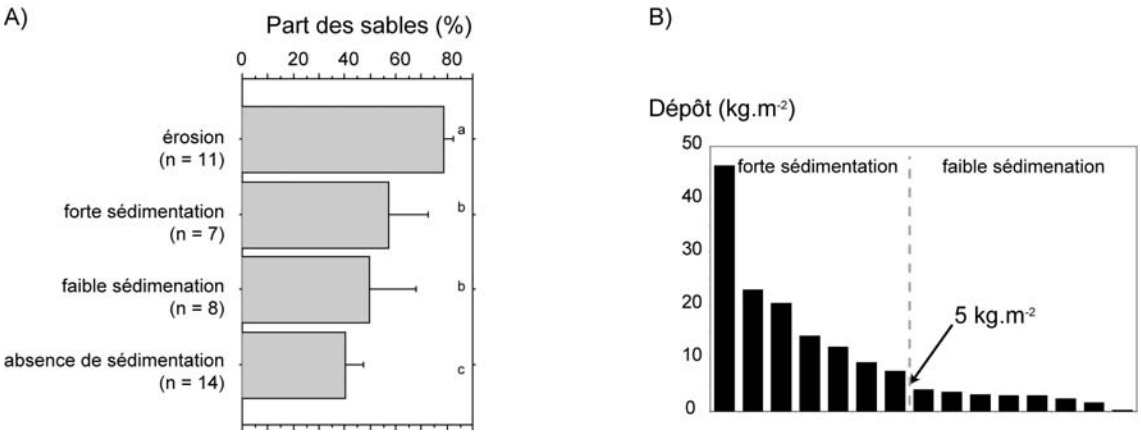


Figure 3.6 – Caractéristiques des sédiments déposés lors de la crue de novembre 2002, A) relation entre la granulométrie des sédiments de surface et les apports de sédiments lors de la crue, les lettres (a, b et c) indiquent les groupes homogènes (ANOVA), B) distribution des masses déposées

D/ Effets du régime de perturbation sur la communauté

Nous avons développé deux approches pour étudier l'effet des perturbations sur la strate basse des frênaies au sein du corridor de l'Ain : une approche synchronique fondée sur comparaison inter-sites d'un régime moyen de perturbation, et une approche diachronique basée sur la comparaison de quadrats avant et après une crue.

1. Impact du régime moyen de perturbation

La composition floristique des quadrats connaissant non seulement des perturbations fréquentes mais aussi intenses (cercle noir) est différente de celle observée sur tous les autres quadrats (fig. 3.7). A l'origine de cette distinction, nous pouvons identifier les espèces suivantes :

- *Impatiens glandulifera* pour un de ces quadrats,
- *Urtica dioica*, *Moehringia trinervia*, *Poa trivialis*, *Lamium maculatum*, *Polygonum lapathifolium*, *Calystegia sepium*, *Helianthus rigidus* et *Aegopodium podagraria*, et
- dans une moindre mesure, *Lamium hybridum*, *Alliaria petiolata*, *Humulus lupulus*, *Galeospis tetrahit* et *Galeopsis pubescens* pour les autres.

Toutes ces espèces, exceptée *Aegopodium podagraria*, possèdent une abondance absolue faible (inférieure 0,05). Ce pool d'espèces traduit des conditions écologiques particulières avec :

- un fort contingent d'espèces rudérales ou à courte durée de vie (*Aegopodium podagraria*, *Alliaria petiolata*, *Galeopsis tetrahit*, *Helianthus rigidus*, *Humulus lupulus*, *Impatiens glandulifera*, *Lamium hybridum*, *Polygonum lapathifolium*, *Urtica dioica*),
- des espèces caractéristiques de milieux ouverts comme les praires, les lisières ou les coupes (*Poa trivialis*, *Calystegia sepium*) et
- des espèces des stations fraîches et humides (*Aegopodium podagraria*, *Alliaria petiolata*, *Calystegia sepium*, *Impatiens glandulifera*, *Lamium maculatum*, *Urtica dioica*).

L'analyse des correspondances redressée (*Detrended Correspondance Analysis*, *DCA*) montre également une très forte variabilité au sein de nos groupes. L'analyse de similarité indique des différences significatives entre les groupes ($R = 0,646$; $p < 0,0001$). Lorsque cette analyse est effectuée sans les groupes de quadrats plus perturbés, la différence n'est plus significative ($R = 0,109$; $p > 0,05$) et les différences inter-groupes s'effacent devant la variabilité intra-groupe.

Les espèces les plus abondantes sont globalement les mêmes dans les différents quadrats. Ceux qui connaissent des perturbations peu fréquentes sont dominés par deux espèces typiques des forêts alluviales mésophiles, à savoir *Hedera helix* (présent dans tous les relevés) et *Ligustrum vulgare* (fig. 3.8). Les autres espèces possèdent des abondances absolues toujours inférieures à 25 %. En revanche, quand les crues sont plus fréquentes, ces deux espèces voient leur abondance décroître. Pour les quadrats situés en bord de chenal, *Hedera helix* passe même en 4e position et aucune espèce n'a d'abondance supérieure à 40 %.

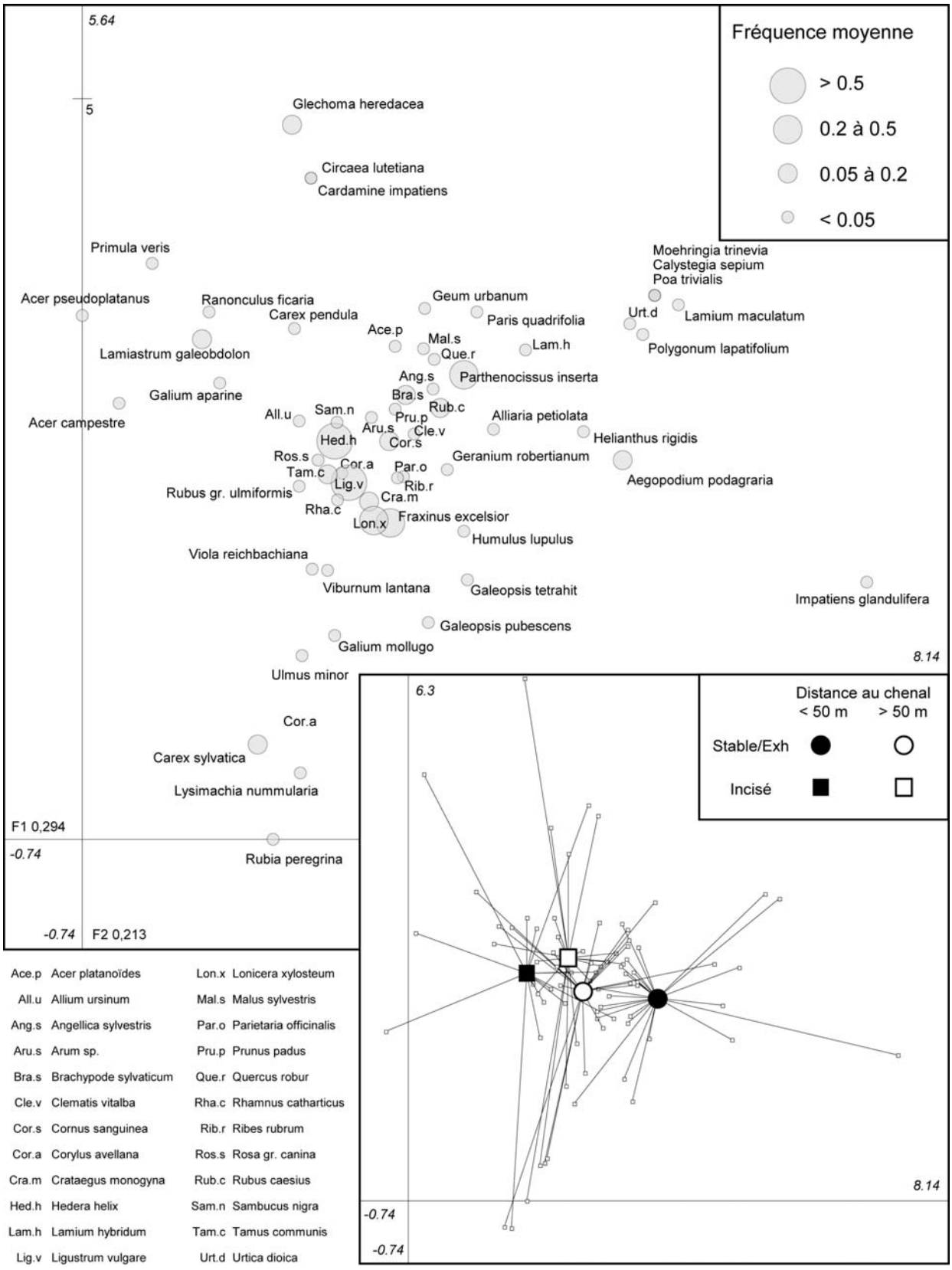


Figure 3.7 – Plans factoriels F1xF2 résultants de la DCA des relevés de la strate basse (80 quadrats, 59 espèces)

Tableau 3.III – Caractéristiques de la strate basse, médiane et intervalle inter-quartiles, les lettres (a, b et c) indiquent les groupes homogènes (test de Mann Withney sur les groupes pris 2-à-2)

Fréquence *Intensité*	Forte Forte	Forte Faible	Faible Forte	Faible Faible
Richesse spécifique (Rs) par quadrat	9,5 (7)	9 (9)	9 (8)	8 (9)
Régularité	0,87 (0,23) a	0,82 (0,26) b	0,81 (0,19) b	0,81 (0,22) b
Coefficient de variation de Rs par sous-quadrat	0,48 (0,76) a	0,31 (0,62) b	0,34 (0,32) b	0,28 (0,26) b
Fréquence des sous-quadrats vides	0,04 (0,28) a	0 (0,16) b	0 (0,08) b	0 (0) b
Fréquence des espèces exotiques	0,01 (0,33)	0 (0,31)	0 (0,33)	0,05 (0,39)
Fréquence des espèces rudérales	0,20 (0,66) a	0,07 (0,56) b	0,13 (0,52) b	0,09 (0,21) b
Fréquence des chaméphytes[a]	0 (0,09)	0 (0,05)	0 (0,19)	0 (0,06)
Fréquence des géophytes	0 (0,05) a	0,01 (0,1) a	0,04 (0,14) b	0,05 (0,02) b
Fréquence des hémicryptophytes	0,11 (0,54)	0,09 (0,28)	0,07 (0,48)	0,05 (0,40)
Fréquence des arbustes (phanérophytes)	0,35 (0,79)	0,31 (0,48)	0,38 (0,60)	0,39 (0,37)
Fréquence des plantules d'arbres (phanérophytes)	0,16 (0,32) a	0,11 (0,23) b	0,10 (0,21) b	0,05 (0,21) c
Fréquence des lianes (phanérophytes)	0,22 (0,39) a	0,41 (0,70) b	0,34 (0,40) b	0,36 (0,42) b
Fréquence des thérophytes	0 (0,10)	0 (0,23)	0 (0)	0 (0,01)
Fréquence des espèces annuelles	0 (0,10)	0 (0,23)	0 (0)	0 (0,01)
Fréquence des espèces bisannuelles	0 (0,10) a	0 (0,03) b	0 (0) b	0 (0) b
Fréquence des espèces pérennes	0,99 (0,19) a	1 (0,23) a	1 (0) b	1 (0,01) b

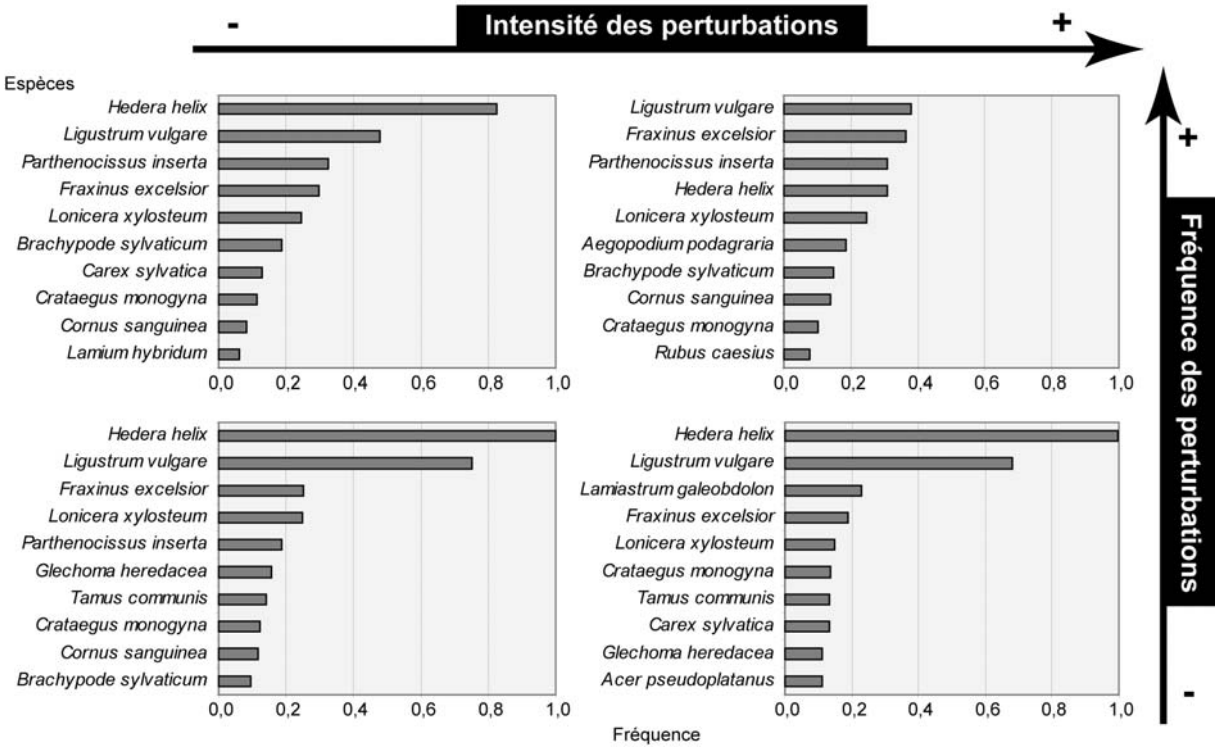


Figure 3.8 – Influence des gradients de perturbation sur la fréquence absolue des espèces dominantes

Aucune différence significative du nombre d'espèces n'est mesurée entre les quadrats des différentes positions (tab. 3.III). Par contre, la régularité est significativement plus forte dans les quadrats qui enregistrent des crues à la fois fréquentes et de forte intensité (médiane de 0,87 *vs.* 0,81). La variabilité au sein des quadrats (coefficient de variation du nombre d'espèces par sous-quadrat et fréquence des sous-quadrats vides) est également plus forte sur ces sites. La plus forte fréquence des sous-quadrats sans végétation semble liée au fait que des crues relativement fréquentes et intenses créent des micro-espaces ouverts à l'échelle des quelques mètres carrés (Photo 3.1).

Photographie 3.1 – La strate basse des forêts riveraines de l'Ain A) et B) placettes peu perturbées, tapis dense de lierre et de lierre terrestre, C) et D) placettes fréquemment perturbées et situées en bord de chenal avec du bois flotté et du sable en grande quantité, E) et F) plantule de frêne et *Ranunculus ficaria* en milieu perturbé

La fréquence des espèces exotiques ne semble pas être modifiée par le régime de perturbation (fréquence médiane toujours inférieure à 5 %). Par contre, les espèces rudérales sont significativement plus abondantes (médiane de 20 %) dans les quadrats intensément et fréquemment perturbés. Concernant les différentes formes biologiques, l'effet du régime de perturbation est significatif pour les géophytes, les phanérophytes lianescents (fréquence plus faible dans les quadrats perturbés) et les plantules de phanérophytes arborés (fréquence plus forte dans les quadrats perturbés).

2. Impact d'un événement de crue

L'approche synchronique montre que la position spatiale d'un quadrat au sein du corridor contrôle son régime de perturbation, et que ce dernier est susceptible de modifier la communauté de la strate basse. Une crue survenue en novembre 2002 (Q_4) nous a également permis d'observer l'effet d'un événement perturbant sur la communauté.

2.1. Comparaison inondé / non inondé

Entre 2002 et 2003, 18 espèces dans les quadrats perturbés et 5 dans les quadrats de contrôle ont enregistré une variation de fréquence supérieure à 1 % (tab. 3.IV). La variation est statistiquement significative pour seulement 8 espèces.

Sur les sites inondés, l'augmentation concerne *Ranunculus ficaria* et également *Galium aparine* et *Silene dioica*, qui n'étaient pas présentes en 2002. Trois espèces régressent significativement : *Lamium hybridum*, *Hedera helix* et surtout les plantules de *Fraxinus excelsior*. Concernant le lierre, ce résultat confirme la différence déjà observée précédemment (fig. 3.8). Par contre, si les plantules de frêne sont, en moyenne, plus fréquentes sur les sites les plus perturbés (tab. 3.III), la crue semble avoir sur elle un effet négatif. Sur le site de contrôle, aucune espèce n'enregistre de diminution sensible, et seul *Rubus caesius* et *Tamus communis* voient leurs fréquences augmenter de façon significative.
Les espèces apparues en 2003 sur les sites inondées (n=17) sont essentiellement des espèces rudérales (*Ambrosia artemisiifolia*, *Galium aparine*, *Heracleum sphondylium*, *Parietaria officinalis*, *Roegneria canina*, *Solidago gigantea*, *Reynoutria ×bohemica*), des espèces de milieux ouverts ou semi-ouverts (*Dipsacus pilosus*, *Galium aparine*, *Galium mollugo*, *Heracleum sphondylium*) et des espèces mésohygrophiles (*Filipendula ulmaria*, *Heracleum sphondylium*, *Polygonum hydropiper*, *Roegneria canina*).

Dans l'année qui suit la crue, le nombre d'espèces augmente dans les quadrats perturbés (tab. 3.V). D'autres changements significatifs sont observés, à savoir la diminution des plantules de phanérophytes et des espèces pérennes et l'augmentation des espèces à courte durée de vie et donc des thérophytes. L'augmentation des géophytes et des formes lianescentes est plus délicate à relier au régime de crue, puisqu'elle est également observée dans les quadrats non inondés.

Tableau 3.IV – Différence entre les fréquences absolues après et avant la crue (en caractères gras, les évolutions statistiquement significatives, test des rangs de Wilcoxon pour séries appariées), les écarts inférieurs à 1 % n'ont pas été présentés

	Sites inondés	écart	Sites non inondés	écart
Augmentation	***Ranunculus ficaria***	**+0,103**	***Rubus caesius***	**+0,035**
	Galium aparine*	**+0,038**	***Tamus communis***	**+0,03**
	Crataegus monogyna	+0,038	*Brachypodium sylvaticum*	+0,02
	Clematis vitalba	+0,031	*Crataegus monogyna*	+0,015
	Tamus communis	+0,03	*Ligustrum vulgare*	+0,010
	Silene dioica*	**+0,021**		
Diminution	*Lamium maculatum*	-0,010		
	Polygonum lapatifolium	-0,010		
	Ligustrum vulgare	-0,012		
	*Geum urbanum**	-0,013		
	Carex sylvatica	-0,014		
	Acer platanoïdes	-0,014		
	Lonicera xylosteum	-0,018		
	Aegopodium podagraria	-0,019		
	Lamium hybridum*	**-0,036**		
	Parthenocissus inserta	-0,055		
	Hedera helix	**-0,067**		
	Fraxinus excelsior	**-0,122**		

* espèce apparue ou disparue entre les deux relevés

Tableau 3.V – Evolution en pourcentage des caractéristiques de la strate basse après une crue (test des rangs de Wilcoxon pour séries appariées)

	Inondé	p	Non inondé	p
Nombre de quadrats	*40*		*8*	
Richesse spécifique (Rs)	+ 18,8	**	+ 0,1	NS
Régularité	+ 1,9	NS	+ 0,9	NS
Coefficient de variation sur Rs	- 1,6	NS	+ 44,0	NS
Nombre de sous-quadrats vides	- 13,6	NS	/	/
Espèces exotiques	0	NS	/	/
Espèces rudérales	+ 11,7	NS	+ 14,8	NS
Chaméphytes	+ 38,5	NS	+ 21,7	NS
Géophytes	+ 393,3	***	+ 24,2	*
Hémicryptophites	+ 5,6	NS	+ 15,9	NS
Arbustes (phanérophytes)	+ 1,2	NS	-1,2	NS
Plantules d'arbres (phanérophytes)	-39,9	*	-7,5	NS
Lianes (phanérophytes)	-7,5	*	-5,2	/
Thérophytes	+ 24,1	*	/	/
Espèces annuelles/bisannuelles	+ 100	*	/	/
Espèces pérennes	-1,9	*	/	/

2.2. Intensité de la modification après une crue

La modification de la composition de la communauté après la crue a été évaluée en calculant un indice de similarité pour chaque quadrat entre les relevés pré et post-crue. Les quadrats de contrôle (non perturbés) enregistrent un coefficient toujours supérieur à 0,95, alors que pour les quadrats inondés celui-ci varie entre 0,20 et 0,97. Plus précisément, les changements les plus importants sont observés dans les quadrats qui enregistrent de l'érosion et des dépôts importants de sédiments. Par contre, les quadrats inondés, mais sans sédimentation, n'enregistrent pas de changement significatif de composition (fig. 3.9B).

L'intensité du changement de composition à l'échelle du quadrat peut être prédite par un modèle de régression multiple dont les régresseurs (sélectionnés par régression pas-à-pas sur les variables des tableaux 3.I et 3.II) sont nos deux indicateurs du régime de perturbation : la fréquence d'inondation et la granulométrie des sédiments (fig. 3.9 A).

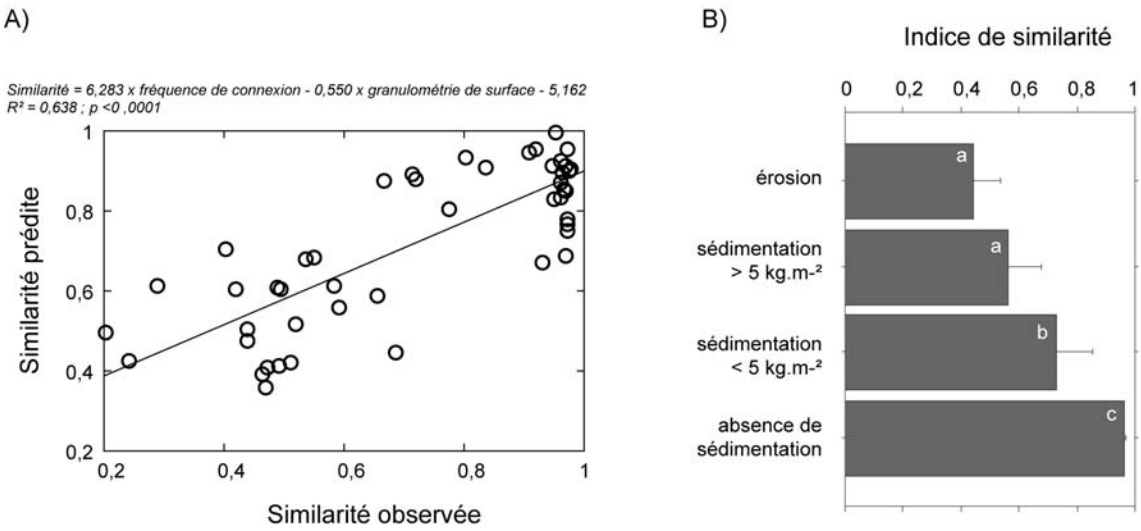


Figure 3.9 – Intensité de la modification de la composition floristiques après une crue, A) valeurs prédites* vs. *valeurs observées, B) selon l'intensité des processus sédimentaires, les lettres (a, b et c) indiquent les groupes homogènes

E/ Synthèse et discussion

1. Causes et effets des perturbations

L'analyse des interactions entre un agent perturbant et un système biologique distingue classiquement la cause de la perturbation, son effet sur le système et la réponse de ce système (Shea *et al.*, 2004). Dans les hydrosystèmes fluviaux, les apports d'eau et de sédiments pendant les crues sont généralement reconnus comme une des principales causes de perturbation dans les écosystèmes riverains à l'échelle du corridor. Nos résultats, avec d'autres (Bornette & Amoros, 1996), démontrent que ces apports influencent également les communautés végétales à une échelle plus fine.

Dans notre cas, la fréquence de perturbation des sites varie théoriquement entre Q_1 et Q_{1000}, et des différences significatives en termes de végétation sont observées pour un seuil compris entre Q_2 et Q_4. Mais nos résultats montrent également qu'une **fréquence relativement importante de perturbations n'est pas suffisante** pour modifier la communauté occupant la strate basse. En effet, les quadrats souvent inondés, mais pour lesquels les processus hydro-sédimentaires sont de moindre intensité, c'est-à-dire ceux situés en retrait du chenal, ressemblent plus aux quadrats moins fréquemment perturbés qu'à ceux connaissant la même fréquence de crue mais situés en bord de chenal. Ceci semble pouvoir être mis en relation avec l'effet de la crue : en effet, l'existence de processus de rajeunissement ou de remaniement du substrat semble indispensable pour affecter la végétation. De fait, l'action mécanique des phénomènes d'érosion et de sédimentation est plus destructrice ou du moins plus contraignante (Ewing, 1996) que celle d'une simple inondation. L'érosion se traduit par un arrachage des plantes (Photo 3.2), en fonction des caractéristiques de leurs systèmes racinaires, et la sédimentation, lorsqu'elle est forte, par un recouvrement total ou partiel des organes aériens (Kent *et al.*, 2001). Dans les deux cas, il se produit une **libération d'espace** colonisable pour les espèces qui restent ou celles qui arrivent suite à la crue.

La sédimentation et l'érosion, pour une taille donnée de sédiment, se produisent pour des vitesses différentes : en un point donné de la ripisylve, l'augmentation des vitesses en crue se traduit, dans un premier temps, par une augmentation de la quantité de sédiments déposés ; puis, au-delà d'une certaine vitesse, les forces tractrices s'exerçant sur le substrat deviennent supérieures aux conditions critiques de sa mise en mouvement et l'érosion se produit (fig. 3.10).

A) B)

Photographie 3.2 – Effet d'une crue sur la végétation, A) touffe de *carex* couchée, B) mise à nu des structures racinaires du fait du remaniement du substrat

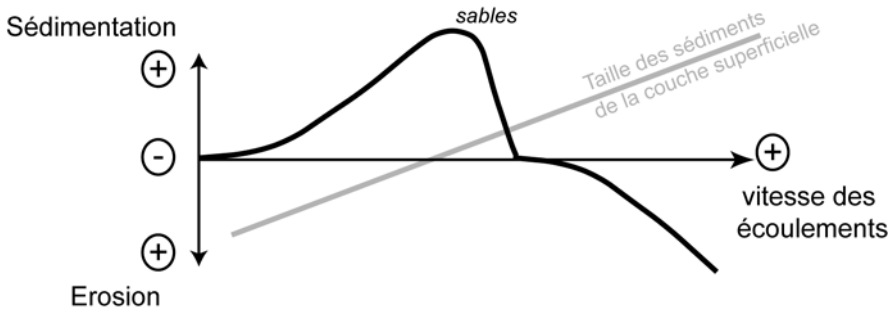


Figure 3.10 –Variabilité des processus de sédimentation et d'érosion des sédiments sableux en fonction de la vitesse du courant

La gamme de perturbations analysée ici ne nous permet pas d'observer une flore originale et profondément différente d'un contexte à l'autre, comme cela peut être le cas dans des conditions plus tranchées (ex. : Wolfert *et al.*, 2002). La période d'occurrence des crues sur l'Ain est probablement un facteur qui atténue l'effet des crues sur la végétation : sur la période 1960/2002, 80 % des crues dont le débit est supérieur à 750 $m^3.s^{-1}$ (en moyenne journalière) se sont produites entre le mois d'octobre et celui de mars, c'est-à-dire en dehors de la période de végétation où les interactions avec les plantes sont potentiellement les plus importantes (tab. 3.VI).

Tableau 3.VI – Répartition annuelle du nombre de jours où le débit est supérieur à 750 $m^3.s^{-1}$ sur la période 1960/2002 (source : Banque HYDRO)

	Nb jours	Fréquence	
Octobre	4	7	*80*
Novembre	4	7	
Décembre	9	15	
Janvier	3	5	
Février	16	27	
Mars	11	19	
Avril	1	2	*20*
Mai	7	11	
Juin	1	2	
Juillet	1	2	
Août	0	0	
Septembre	2	3	
Total	*59*	*100*	

Malgré l'occurrence préférentiellement hivernale des crues, certaines différences concernant la structure de la communauté sont significatives et cohérentes avec les modèles (cf. : fig. 3.1). Localement, **les perturbations augmentent la variabilité** : présence de sous-quadrats sans végétation, similarité inter-quadrats plus faible, coefficient de variation de la richesse spécifique plus fort. Elles génèrent des micro-taches de substrat remanié qui favorisent les espèces rudérales et à courte durée de vie (Menges & Waller, 1983 ; Huges & Fahey, 1991 ; Palmer *et al*., 2000 ; McAlister *et al*., 2000). L'analyse factorielle montre des différences en termes de composition, mais celles-ci apparaissent faibles du fait de l'absence d'espèces abondantes qui soient spécifiques des sites les plus perturbés ; les espèces qui dominent très largement la communauté dans les sites moins perturbés (*Hedera helix* et *Ligustrum vulgare*) sont seulement moins fréquentes dans les sites plus perturbés. Les perturbations maintiennent donc des espaces ouverts en réduisant l'abondance des essences normalement dominantes, sans réduire la richesse. Comme il n'y a pas de différences en termes de richesse spécifique et que les sites perturbés ne sont pas dominés par un pool restreint d'espèces, la régularité y est supérieure. Ponctuellement, un événement augmente le nombre d'espèces (surtout des annuelles), mais cette modification ne semble pas durable dans le temps.

Enfin, si de nombreux auteurs ont montré qu'en environnement alluvial il existe des interactions possibles entre les crues et les conditions de luminosité (Hall & Harcombe, 1998), nous n'observons aucun effet de ce type à l'échelle du quadrat. Il semble que l'intensité des

perturbations nécessaires pour modifier le taux de recouvrement de la strate haute soit supérieure à celle que nous observons (Huges & Fahey, 1991). Cependant, le contrôle précis de ces interactions sur la répartition des espèces reste à étudier à l'échelle des individus.

2. Variabilité spatiale du régime de perturbation au sein du corridor

Les crues et le remaniement du substrat ont un effet significatif sur la strate basse des forêts riveraines. Or, nous avons montré que la connexion hydrologique d'une parcelle et sa dynamique sédimentaire dépendent de sa position dans le corridor : position altitudinale et position en plan par rapport aux axes d'écoulement (Kupfer & Malanson, 1993). Nos résultats soulignent que **la position spatiale d'une placette par rapport à l'axe d'énergie n'est pas stable dans le temps** ; elle est en effet modifiée par la mobilité du chenal. La migration latérale du chenal (jusqu'à 10/15 m par an sur l'Ain dans les secteurs les plus dynamiques) réduit la distance séparant une placette du chenal et augmente donc l'impact des crues (fig. 3.11B).

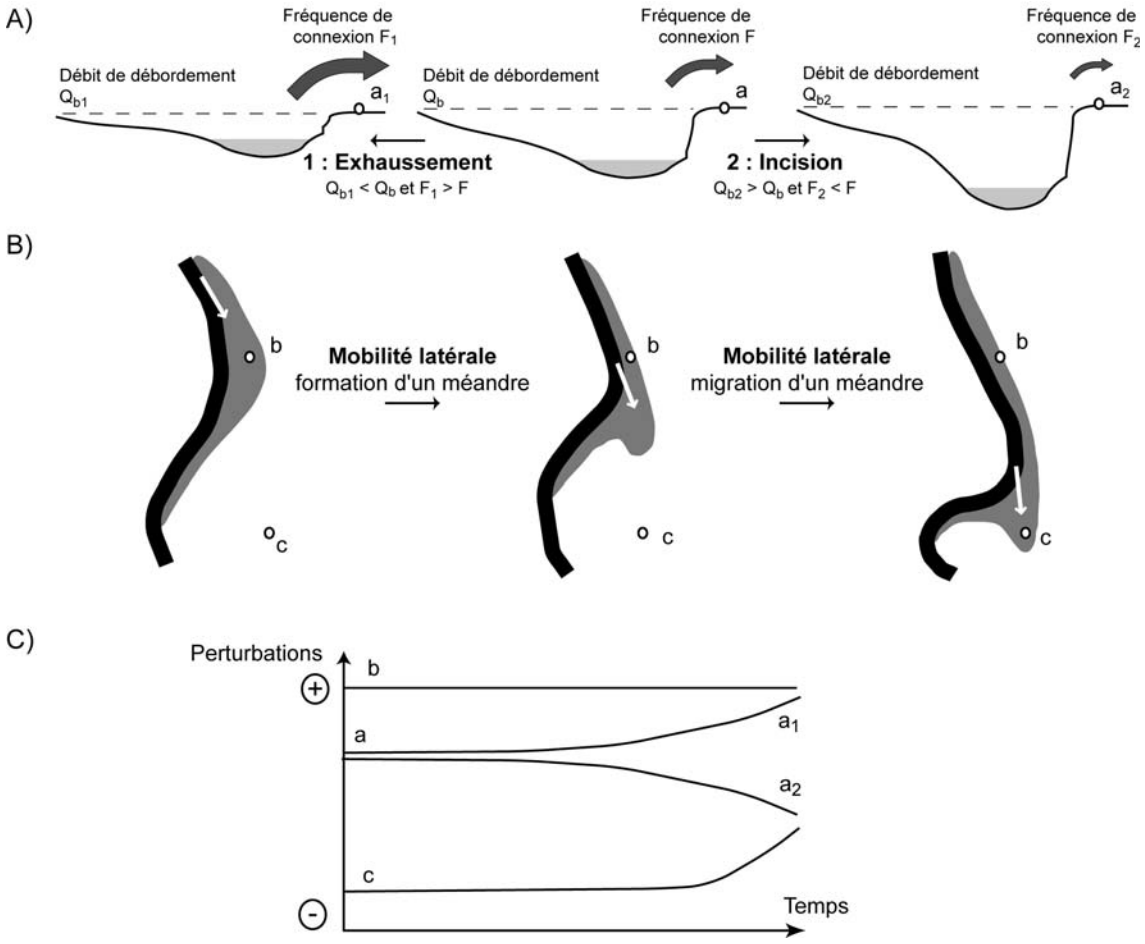


Figure 3.11 – Modification du régime de perturbation liée à la mobilité du chenal, A) mobilité verticale, B) mobilité latérale, C) niveau de perturbation associé

L'incision augmente l'altitude relative et réduit la fréquence de connexion de la placette (Steiger *et al*., 2001b) ; à l'inverse, l'exhaussement du chenal permet d'accroître la fréquence d'inondation (fig. 3.11A). La stabilité du chenal ne permet pas de conserver une fréquence identique car la sédimentation provoque un exhaussement progressif de la plaine. La sédimentation (sur l'Ain, nous avons enregistré en une crue entre 0 et 45 $kg.m^{-2}$), accroît l'altitude relative de la plaine (Wyzga, 1999), abaisse progressivement la fréquence des inondations et donc le régime de perturbations. Seul l'exhaussement du chenal est donc susceptible de compenser l'exhaussement de la plaine. Mais, nos résultats indiquent également que l'élévation progressive de la plaine par sédimentation peut être ralentie, puisque dans les sites les plus perturbés, les fortes vitesses ne permettent pas les dépôts, mais favorisent plutôt les phénomènes d'érosion du substrat : jusqu'à 30 cm d'épaisseur sur nos placettes, mais parfois plus sur d'autres sites (Photo 3.3E).

A) B)

C) D)

E)

Photographie 3.3 – Les perturbation en forêt alluviale, A) nappe de galets dans la forêt, B) un axe d'écoulement, et donc de perturbation, préférentiel dans la forêt, C) le bois flotté comme agent perturbant, D) une placette "rasée" en bord de chenal, E) érosion dans la forêt à plus de 50 m du chenal

Le contexte morphologique du tronçon au droit d'un site joue un rôle direct sur la fréquence et l'intensité des perturbations. Par ce biais, il affecte aussi la variabilité des conditions de milieux à une échelle très fine (quelques m²) : en effet, lorsqu'un régime important de perturbation est imposé à un site, l'observation d'une plus forte variabilité locale de la structure de la communauté témoigne d'une plus forte variabilité des conditions hydro-sédimentaires à l'échelle des sous-quadrats. Celle-ci est, non seulement, liée à un patron micro-topographique plus contrasté (Bratton, 1976 ; Vivian-Smith, 1997), mais aussi à la rugosité créée par la végétation et par le bois mort mis en mouvement lors des crues (Piégay, 1993) (Photo 3.3C). Cette rugosité induit localement un patron complexe d'écoulement, avec des zones de concentration et des zones de retour d'eau, et donc une mosaïque de processus sédimentaires (fig. 3.12) ; cet agencement en mosaïque étant d'ailleurs très caractéristique des systèmes perturbés (Belsky 1986 ; Townsend, 1989 ; Barrat-Ségretain & Amoros, 1996). Ainsi, la variabilité spatiale de la perturbation apparaît-elle comme un élément aussi important que son ampleur pour comprendre l'effet sur la communauté. Les boucles de rétroactions à l'échelle des quadrats restent encore largement à analyser (Corenblit, thèse en cours) : en effet, le protocole que nous avons mis en œuvre ne permet pas de les détailler, il faudrait pour cela faire des mesures de micro-topographie et multiplier des mesures sédimentaires intra-quadrat.

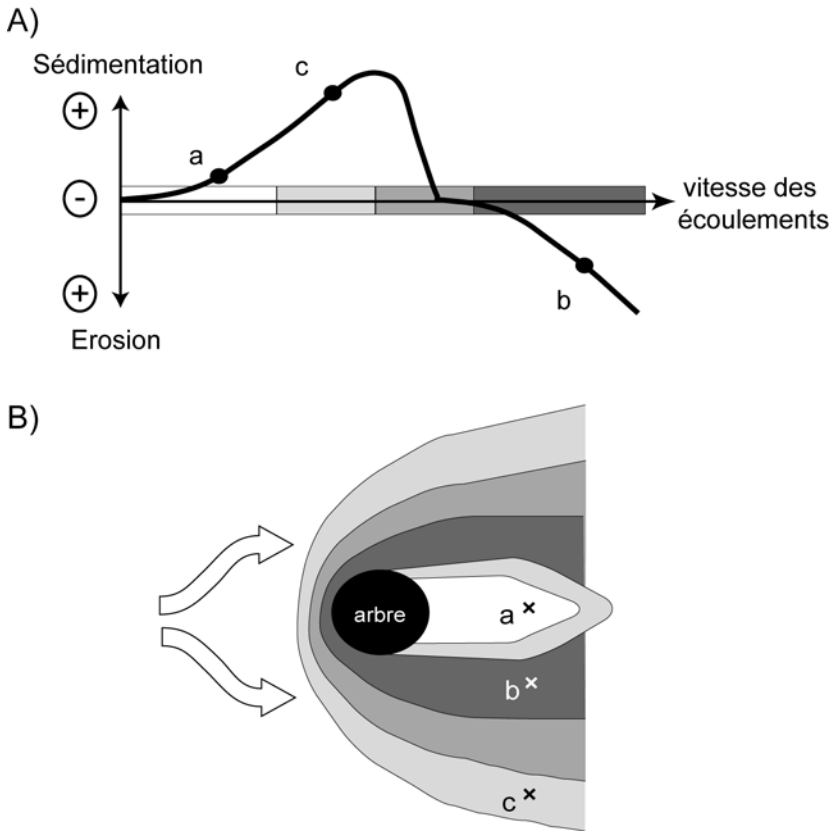


Figure 3.12 – Variabilité des perturbations liées aux crues à grande échelle, A) ampleur des processus en fonction de la vitesse du courant, B) variabilité spatiale des vitesses et des processus

3. Effet potentiel à moyen terme et régénération des essences ligneuses

S'il est bien connu que l'incision du chenal peut se traduire par une modification des peuplements riverains, du fait de la mise en place de conditions plus xériques (Bravard *et al.*, 1997), nos résultats indiquent également que la mobilité du chenal est susceptible d'avoir un effet sur la composition floristique, par le biais indirect du **recrutement**. Du fait des perturbations hydro-sédimentaires, il existe des différences dans la strate basse d'unités forestières apparemment similaires en termes de strate haute. Ce hiatus entre les deux strates, déjà observé par d'autres auteurs en contexte non alluvial (Reed *et al.*, 1993) ou riparien (Lyon & Sagers, 1998), est, dans notre cas, sous le contrôle d'un facteur externe à l'écosystème : la mobilité du tronçon.

Dans une perspective à moyen et long terme, cela pourrait entraîner une différenciation des trajectoires écologiques des différents sites étudiés, par modification de la composition du pool de recrutement en fonction du contexte morphologique du tronçon. Nos résultats indiquent un impact négatif direct de la crue sur les plantules des essences ligneuses (essentiellement du frêne) ; mais, en moyenne, une fréquence de perturbation plus importante se traduit par une présence plus élevée de plantules. La libération d'espaces lors des crues semble favorable à la germination des graines de frêne, probablement en raison d'une plus faible concurrence avec la strate basse, entre autres pour la lumière (Lorimer *et al.*, 1994 ; Küßner, 2003). En effet, plusieurs études démontrent l'impact négatif de la strate basse sur le recrutement des arbres par interception lumineuse (George & Bazzaz, 1999a ; George & Bazzaz, 1999b) et parfois avec plus de force que la strate haute (Beckage *et al*., 2000). Emborg *et al.* (1998) montrent ainsi que l'effet d'une perturbation sur le recrutement à moyen terme n'est significatif que si elle est capable de diminuer la densité du couvert végétal. En résumé, les crues semblent avoir un effet direct préjudiciable (sédimentation, érosion du substrat, destruction des organes aériens) mais un effet indirect bénéfique (libération de ressource) sur les plantules de frêne.

Afin d'évaluer l'effet à moyen terme des perturbations sur le recrutement, il convient de distinguer deux cas :

- dans les **secteurs à forte mobilité latérale**, les concavités migrent vers l'aval et le patron des flux change (fig. 3.11B). A l'échelle d'une parcelle, si la communauté enregistre seulement une courte période de perturbation (quelques années), l'impact attendu est beaucoup plus faible, les effets d'un événement n'étant pas suffisants pour transformer durablement la communauté ;
- dans les **secteurs stables**, qui enregistrent une faible érosion latérale et qui disposent d'une configuration topographique équivalente, la position des axes d'écoulement est relativement constante dans le temps. Dans ce cas, la communauté située en bord de chenal peut enregistrer des crues pendant plusieurs années (même si leur fréquence diminue du fait de l'exhaussement progressif de la station). L'impact attendu est alors plus fort que dans la première situation.

Cependant, l'effet à moyen terme reste difficile à prévoir à partir de mesures réalisées à court terme (Collins, 2000) et d'autres changements peuvent encore être observés par un suivi à plus long terme. Il serait également intéressant d'approfondir l'analyse de l'effet des crues en termes de sélection des espèces à différents niveaux de développement morphologique des individus : graine (Jurik *et al.*, 1994), plantule, semis, arbre. De plus, nous avons montré que pour des sites avec des fréquences de connexion comparables, il y a des différences très fortes en termes de dynamique sédimentaire pour un même événement de crue (pas de sédimentation, sédimentation faible, forte, érosion). Il serait ainsi intéressant d'intégrer l'effet du remaniement de substrat sur la banque de graines : les sédiments érodés exportent-ils des quantités importantes de graines ? Quelles sont les graines amenées par les crues ? Une attention particulière doit également être apportée à l'éventuelle exportation de la litière, car les graines présentes dans celle-ci semblent importantes en matière de recrutement (Deiller *et al.*, 2003).

4. Perspectives

Au terme de cette étude, la dynamique sédimentaire sous forêt alluviale apparaît comme primordiale dans la structuration des communautés. En termes prospectifs, ce travail constitue, du moins nous l'espérons, une première étape pour engager des recherches visant à mieux comprendre les facteurs de contrôle de la végétation des strates basses des forêts alluviales. Cette compréhension pourrait servir de base à la mise au point d'outils d'évaluation écologique basés sur les espèces et sur les traits biologiques, comme cela a été développé par exemple sur les anciens chenaux (Bornette, 2000). Pour cela, des recherches doivent être poussées en collaboration avec des écologues, afin de positionner les espèces de façon précise sur les gradients structurants, mais aussi de les étudier en intégrant les fonctions écologiques qu'elles assument (Walker *et al*., 1999). D'un point de vue géomorphologique, l'évaluation spatio-temporelle des processus d'érosion et de sédimentation doit être encore affinée : par exemple, à l'échelle d'une boucle de méandre, quelles sont la gamme et la répartition spatiale des conditions de sédimentation ? Quelle est la permanence temporelle de ces processus ? Comment interagissent-ils avec la végétation ? Comment interagissent-ils avec le bois flotté (Piégay, 1993 ; Swanson *et al*., 1998 ; Johnson *et al*., 2000) ?

Chapitre 3-B

EFFET DE L'ENDIGUEMENT SUR LA GEOMETRIE DU CHENAL ET LA STRUCTURE DES UNITES PIONNIERES : L'EXEMPLE DE LA BASSE VALLEE DE LA DROME

A/ Introduction
1. Les milieux pionniers dans les hydrosystèmes
2. Les conditions écologiques de la régénération des espèces pionnières
3. Objectif

B/ Comparaison hydro-morphologique des secteurs tressés et endigués de la Drôme
1. Comparaison du patron topographique
2. Caractérisation hydrologique des deux secteurs

C/ Caractéristiques de la communauté végétale dans les unités pionnières de la Drôme
1. La stratégie d'échantillonnage
2. La sédimentation des îles végétalisées
3. La composition et la richesse floristique des îles végétalisées
4. Les espèces ligneuses

D/ Synthèse et discussion
1. La géométrie du chenal comme contrôle de la végétation
2. La taille des unités comme contrôle de la végétation
3. Gestion et restauration des milieux pionniers
4. Perspectives

A/ Introduction

1. Les milieux pionniers dans les hydrosystèmes

Sous l'effet des altérations de la dynamique fluviale, subies par de nombreux cours d'eau européens au cours des deux derniers siècles (Petts *et al.*, 1989 ; Bravard & Peiry, 1993), les unités pionnières des hydrosystèmes ont largement régressé (ex. : Pautou & Girel, 1994 ; Girel *et al.*, 1997). Par nature, la pérennité de ces groupements est conditionnée par la **régénération des formes fluviales** et la possibilité de coloniser sans cesse de nouveaux substrats mis à nu lors des crues. Or, cette dynamique de régénération est fortement dépendante de la dynamique sédimentaire et de ces évolutions. Ainsi, la réduction des entrées de charge grossière dans un tronçon va profondément affecter sa géométrie. Par exemple, dans le bassin de la Drôme, le tarissement de la charge dans la partie amont du système fluvial, notamment liée à la recolonisation végétale des versants, se traduit par une forte rétraction de la bande active, par le développement de terrasses végétalisées et par une diminution très nette des surfaces remaniées par l'activité du chenal (Liébault, 2003). De même, l'implantation d'un barrage, en créant un déficit de charge, favorise l'incision et la stabilisation du chenal, comme cela a été observé sur l'Ain (Rollet *et al.*, 2005).

Au sein d'un tronçon, la perte de mobilité latérale est très souvent liée à **l'endiguement** du chenal, réalisé justement pour canaliser le pouvoir érosif de la rivière et, ainsi, protéger les terrains situés dans la plaine. Cet endiguement est à l'origine, d'une part d'un bouleversement des conditions écologiques en arrière des digues (ex. : Bravard *et al.*, 1986) et, d'autre part d'une modification de la géométrie du chenal et des habitats entre les digues (Brooks, 1988). La disparition, ou du moins la très forte diminution, des perturbations à l'abri des digues favorise le développement de boisements plus âgés au sein desquels les essences pionnières, fondamentalement photophiles, ne peuvent se régénérer (Pautou & Girel, 1994 ; Girel *et al.*, 1997 ; Mendonça-Santos *et al.*, 1997).
Dans l'**espace intra-digue**, la concentration des flux dans un espace réduit se traduit notamment par une augmentation de la vitesse moyenne des écoulements et de la fréquence de remaniement du substrat (Ricks, 1995) et, donc, par un renouvellement plus important des unités morphologiques (Shafroth *et al.*, 1998). Cela provoque, dans un premier temps, un basculement du profil en long, avec un surcreusement à l'amont et un exhaussement en aval du secteur (Peiry, 1988 ; Poinsart, 1994). Le patron en plan est généralement celui d'une succession de seuils en milieu de chenal et de mouilles le long des digues associées à la formation d'un banc sur la berge opposée, comme l'a décrit par exemple Peiry (1988) sur l'Arve. Dans certains contextes, fortement perturbés par des extractions massives, cet agencement topographique peut être figé par l'incision du chenal : ce phénomène est, par exemple, observé sur le cours de l'Isère en amont de Grenoble, où les îles stabilisées accueillent une végétation post-pionnière très développée (Vautier, 2000).

2. Les conditions écologiques de la régénération des espèces pionnières

Du point de vue scientifique, les approches quantitatives mises en œuvre dans les milieux pionniers se sont essentiellement focalisées :

- sur les mécanismes de régénération des espèces pionnières, et
- dans une moindre mesure, sur la dynamique de ces milieux au sein du corridor.

Pour ce deuxième point, ce sont surtout les questions de la formation des îles pionnières, de leur développement et de leur permanence spatiale qui ont été étudiées (Osterkamp, 1998 ; Edwards *et al*., 1999 ; Kollmann *et al.*, 1999 ; Ward *et al*., 2000 ; Gurnell *et al.*, 2001 ; Van der Nat *et al.*, 2003). Ces études, en grande partie réalisées sur la rivière Tagliamento, en Italie, insistent, entre autres, sur le rôle du bois mort dans le processus de végétalisation des bancs de galets et sur le très fort taux de renouvellement de ces unités à l'échelle du tronçon.

Cependant, en termes d'écologie des milieux pionniers, l'aspect le mieux connu concerne les conditions de germination et de recrutement des espèces pionnières. Ces milieux sont dominées par des espèces, notamment de salicacées, particulièrement adaptées aux perturbations intenses des zones remaniées : forte production de graines, régénération rapide à partir de fragments, capacité d'enracinement pour résister à l'arrachage (Karrenberg *et al.*, 2002). A l'échelle de ces espèces, deux aspects ont été essentiellement abordés :

- les **conditions de germination et de recrutement** des espèces pionnières, notamment en fonction de la position altitudinale des placettes, de la granulométrie du substrat et des fluctuations du niveau d'eau (McBride & Strahan, 1984 ; Bradlay & Smith, 1986 ; Mahoney & Rood, 1993 ; Van Splunder *et al.*, 1995 ; Hughes *et al.*, 1997 ; Barsoum & Hughes, 1998 ; Shafroth *et al.*, 1998, Foussadier, 1998 ; Van Splunder, 1998 ; Carter-Johnson, 2000 ; Rood & Mahoney, 2000 ; Kalischuk *et al.*, 2001 ; Barsoum, 2001 ; Guilloy-Froget *et al.*, 2002 ; Francis *et al.*, 2005). Généralement, ces études comparent plusieurs essences pour expliquer leurs répartitions relatives ;
- les facteurs de contrôle des **modes de reproduction** (sexuée ou végétative) et la conservation des ressources génétiques des espèces pionnières comme le peuplier noir (Legionnet, 1996 ; Barsoum & Hughes, 1998 ; Hughes *et al.*, 2000 ; Lefèvre *et al.*, 2001 ; Douhovnikoff *et al.*, 2005). Par exemple, Douhovnikoff *et al.* (2005) montrent que, chez *Salix exigua*, la baisse du régime de perturbation liée à l'implantation d'un barrage favorise la multiplication clonale et, donc, par une réduction de la variabilité génotypique.

Toutes les études portant sur l'initiation des successions végétales dans les systèmes fluviaux insistent sur le rôle primordial des conditions hydrologiques et, secondairement, sédimentaires, lors de la colonisation du substrat par les propagules. La dissémination se déroule généralement en mai et juin, et la germination est ensuite très rapide. La plupart des espèces nécessitent des substrats humides pour germer. Les espèces pionnières présentent une stratégie de type "*r*", c'est-à-dire qu'elles produisent des graines en grande quantité, mais des graines peu longévives et possédant peu de réserves. L'évolution des conditions hydriques dans les semaines qui suivent la germination est donc fondamentale et constitue un filtre très

puissant dans la sélection des espèces. Ces conditions sont contrôlées par le régime hydrologique, mais aussi par les caractéristiques des sédiments déposés (McBride & Strahan, 1984), dans la mesure où, lorsque le niveau d'eau redescend, la perte d'humidité se fait plus rapidement dans les substrats grossiers (graviers, sables) que dans les granulométries fines (limons, argiles). Chaque espèce possède des caractéristiques génétiques, physiologiques et morphologiques propres et donc une réponse particulière aux conditions écologiques.

Les conditions et les exigences pour l'installation des principales espèces pionnières des rivières rhodaniennes ont été synthétisées dans le tableau 3.VII, en s'appuyant sur les travaux suivants : Barsoum (1998), Foussadier (1998), Van Splunder (1998), Barsoum (2001), Karrenberg *et al.* (2003) et Francis *et al.* (2005). Il ressort un gradient relatif des espèces avec d'une part, des essences tolérant les conditions anoxiques (ex. *Alnus glutinosa*) et, d'autre part des essences favorisées (en relatif) par l'instauration de conditions drainantes dès la germination (ex. : *Populus nigra*). Malheureusement, si les conditions spécifiques de régénération sont bien documentées, et souvent invoquées pour expliquer la composition des milieux pionniers, les approches sur la structure et la composition des communautés sont plus rares (ex. : Merigliano, 1998 ; Kollmann *et al.*, 1999).

Tableau 3.VII – Synthèse des principales exigences écologiques pour l'installation des espèces pionnières

Espèces	Caractéristiques
Populus nigra	Forte viabilité des graines Nécessite un substrat grossier filtrant avec un ressuyage rapide et une baisse sensible du niveau d'eau après la germination Inhibition de la croissance dans le cas d'une hydromorphie prolongée Germine pour des humidités de sol faibles (inférieures à *Salix alba* et *viminalis*) Bonne capacité à s'enraciner et donc bonne résistance à l'arrachement, meilleur que *Alnus incana* et dans une moindre mesure que *Salix eleagnos*
Salix eleagnos	Nécessite un substrat grossier filtrant avec un ressuyage rapide et une baisse sensible du niveau d'eau après la germination Meilleure résistance à l'arrachement que *Alnus incana* Présente globalement des exigences écologiques proches de celles de *Populus nigra* mais avec une plus grande souplesse écologique
Salix purpurea	Affectionne les substrats grossiers Espèce relativement souple
Salix viminalis	Limons et sables fins Plus tolérant à la sécheresse que *Salix alba* pour la germination
Salix triandra	Limons et sables fins Plantule relativement résistante à l'anoxie (plus que *Populus nigra*) Espèce écologiquement souple, dont la régénération est globalement moins influencée que les autres par les conditions de milieu
Salix alba	Sables et sables fins Plantules relativement résistantes à l'anoxie
Aluns incana	Sables fins Faible résistance à l'arrachement Plantules relativement résistantes à l'anoxie
Alnus glutinosa	Limons et argiles Supporte l'anoxie

3. Objectif

L'endiguement modifie le patron hydro-sédimentaire de la bande active, lui-même essentiel pour les espèces pionnières, puisqu'il contrôle les conditions de leur régénération, et donc leur maintien dans l'hydrosystème. L'objectif de cette partie est d'analyser ce lien, c'est-à-dire l'**influence de la modification des conditions de connexion hydro-sédimentaires liée à l'endiguement sur la végétation pionnière à l'échelle de la communauté**. Nous testons donc l'hypothèse selon laquelle les conditions liées à la géométrie du chenal constituent un filtre de sélection, différent d'un contexte à l'autre, qui se répercute sur la composition et la structure des communautés.

Pour cela, nous allons comparer des unités pionnières (saulaies/peupleraies arbustives) dans deux contextes géomorphologiques contrastés, un secteur en tresses et un secteur endigué, mais connaissant le même régime hydrologique. Ainsi, contrairement à la plupart des études qui analysent l'effet de l'altération du régime hydrologique sur le recrutement, celle que nous engageons ici s'intéresse à la **morphologie du chenal comme principal facteur de contrôle**. Trois hypothèses ont ainsi été testées (fig. 3.13) :

H1 : l'endiguement modifie le patron morphologique car la réduction de la largeur du chenal augmente la contrainte hydraulique exercée dans l'espace intra-digues ;
H2 : cette réduction modifie le patron de connexion et donc les conditions hydro-sédimentaires ;
H3 : ces différences se traduisent par des patrons de végétation pionnière contrastés.

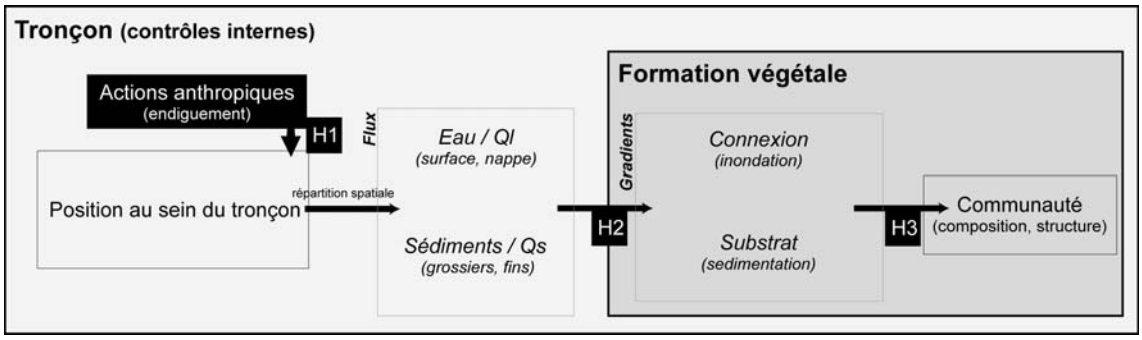


Figure 3.13 – Schéma conceptuel de travail

B/ Comparaison hydro-morphologique des secteurs tressés et endigués de la Drôme

La basse vallée de la Drôme offre un cadre géographique particulièrement adapté pour étudier l'impact du contrôle morphologique sur les communautés pionnières. En effet, au sein de la Réserve Naturelle des Ramières du Val de Drôme, se côtoient deux contextes morphologiques très contrastés, mais soumis au même régime hydrologique :

- un secteur endigué sur les deux rives au droit de la commune d'Allex (5 km) (fig. 1.10 et 3.14 ; Photo 3.4), et
- un secteur en tresses dans la partie amont de la réserve (2,7 km).

Les rivières en tresses présentent un contexte préférentiel pour l'étude des communautés pionnières car leur géométrie et leur activité morphologique sont favorables au maintien et à la création de formes fluviales susceptibles d'êtres colonisées (Ward *et al.*, 2000). De fait, une charge de fond importante, des variations rapides du débit et l'existence de berges érodables se traduisent par la présence de chenaux multiples, d'îles et de bancs, avec des changements fréquents de tracé de la branche principale.

A) B)

Photographie 3.4 – Réserve Naturelle des Ramières du Val de Drôme, A) la zone endiguée, B) la zone de tresses actives amont

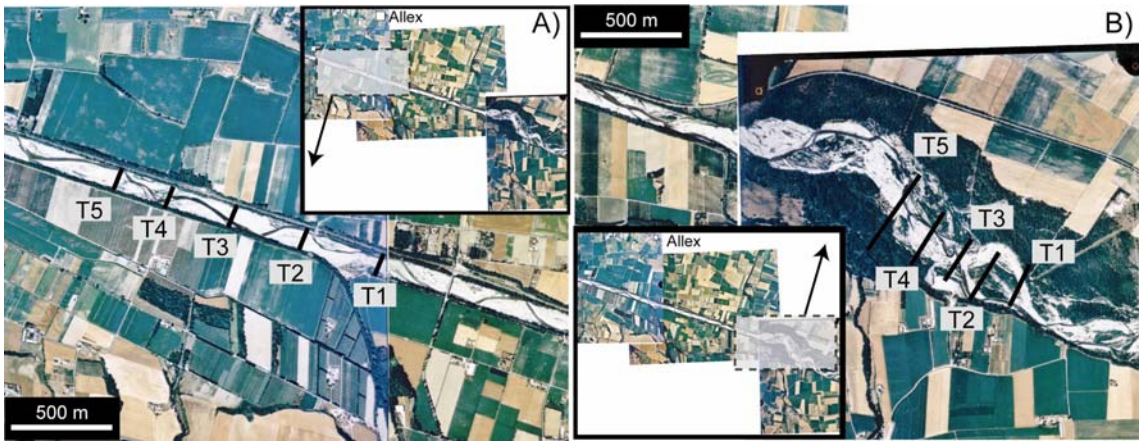


Figure 3.14 – Localisation des transects topographiques réalisés en 2005, A) au sein du secteur endigué,B) au sein du secteur en tresses, photographies IGN de 1991

1. Comparaison du patron topographique

1.1. Méthode d'analyse

La caractérisation de la géométrie de la bande active a été réalisée à partir de profils en travers levés à l'étiage au GPS différentiel (précision centimétrique) dans la zone fréquemment remaniée du lit comprenant la bande active et les îles colonisées par de la végétation pionnière (saules, jeunes peupliers). Cette zone est limitée par les digues, dans la zone endiguée, et par les unités de végétation post-pionnière colonisant les terrasses, dans la zone en tresses. Cinq profils topographiques ont été levés dans chaque secteur à trois dates : 2000, 2001 et 2005 (fig. 3.14) ; les données des campagnes 2000 et 2001 nous ont été fournies par Nadia Barsoum.

1.2. Résultats

La différence de géométrie la plus évidente entre les deux secteurs concerne la **largeur de la zone de remaniement** ; celle-ci varie de 70 à 100 m dans la zone endiguée contre 200 à 500 m dans la zone en tresses.

Dans la partie canalisée, le chenal est typiquement dissymétrique, avec une zone d'érosion (mouille) occupée par le chenal à l'une des extrémités du profil, compensée par une zone de sédimentation sur l'autre moitié du profil en travers (fig. 3.15). On retrouve ce type de géométrie sur de nombreux tronçons endigués des cours d'eau du bassin du Rhône, comme par exemple sur l'Arve (Peiry, 1988) ou l'Isère (Vautier, 2000). Le palier altimétrique le plus élevé constitue la zone préférentielle de développement d'unités pionnières. Celles-ci sont alors situées contre la digue, que ce soit en rive gauche ou droite, alors que, dans la zone de tressage, les unités pionnières sont localisées au milieu de la bande active (fig. 3.15). Dans ce secteur, le profil en travers est constitué d'un chenal principal et de plusieurs chenaux secondaires séparés par des dépôts graveleux, colonisés ou non par de la végétation.

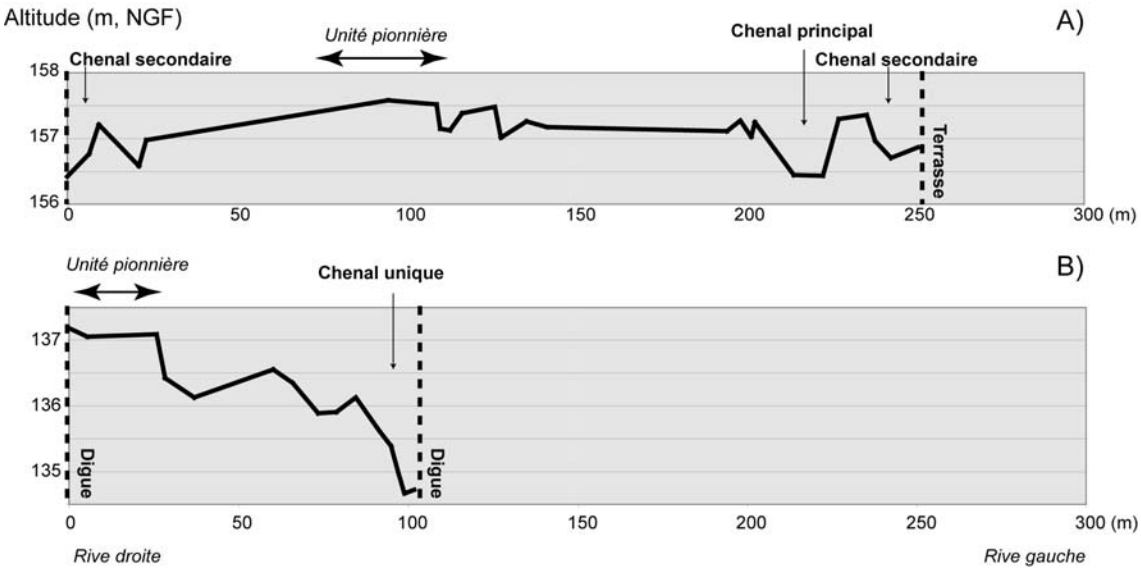


Figure 3.15 – Exemple de profil en travers, A) dans la zone en tresses, B) dans la zone endiguée de la basse vallée de la Drôme

La comparaison entre les secteurs ne fait pas seulement apparaître des formes distinctes, une différence est également enregistrée en termes de structuration verticale. De fait, trois phénomènes sont clairement observés.

L'altitude moyenne est plus forte dans le secteur endigué, sauf en 2001 (fig. 3.16). L'analyse de la distribution des altitudes montre que ce phénomène est lié à la présence d'un linéaire important de zones situées à plus de 2 m de haut (tab. 3.VIII).

En effet, les profils en travers de la **zone en tresses présentent une plus forte proportion du linéaire dans les classes d'altitudes intermédiaires**. Ainsi, les valeurs de l'écart type de l'indice de tri et de l'intervalle interdéciles sont-elles, en moyenne, plus faibles dans la zone de tressage (tab. 3.VIII). Dans la zone endiguée, les altitudes extrêmes occupent un linéaire plus important sur les transects (D_{10} plus faible et D_{90} plus fort).

Enfin, il semble que la **structuration topographique soit plus variable** d'une année à l'autre dans la **zone endiguée.** En effet, la distribution des altitudes est fortement modifiée entre 2000 et 2001, avec l'augmentation de la part relative des faibles altitudes puis, entre 2001 et 2005, avec un retour en 2005 à une situation assez proche de celle de 2000. Entre chaque campagne, des événements hydrologiques susceptibles de modifier la géométrie du lit ont été enregistrés. Il s'agit de deux crues d'un débit de 200 $m^3.s^{-1}$, soit supérieur à Q_2, entre 2000 et 2001, et de deux crues d'environ 400 $m^3.s^{-1}$, soit supérieur à Q_{50}, entre 2001 et 2005 (fig. 3.17).

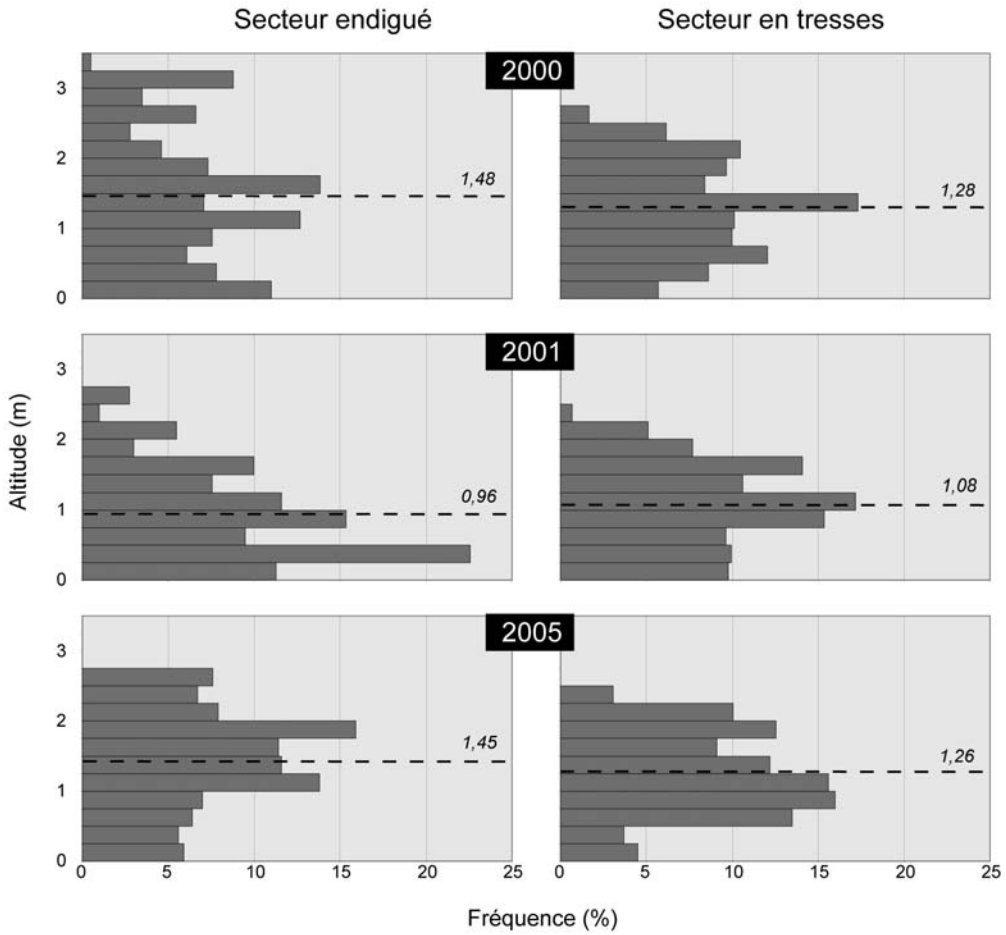


Figure 3.16 – Distribution des altitudes par classe de 25 cm, pourcentage calculé sur les longueurs cumulées des 5 transects, en pointillé = valeur moyenne

Tableau 3.VIII – Distribution des altitudes, calcul effectué sur les longueurs cumulées des 5 transects

	Secteur endigué			Secteur en tresses		
Distribution	2000	2001	2005	2000	2001	2005
D10 (en m)	0,225	0,225	0,425	0,375	0,250	0,550
D50 (en m)	1,425	0,850	1,500	1,300	1,075	1,200
D90 (en m)	2,950	1,925	2,400	2,200	1,850	2,075
Ecart type de l'indice de tri [a]	1,357	1,230	0,852	0,949	1,044	0,792
Intervalle interdéciles	2,725	1,700	1,975	1,825	1,600	1,525
Part des altitudes						
Supérieure à 2,0 m (%)	26,7	9,2	22,2	18,2	5,7	13,1
Supérieure à 2,5 m (%)	19,3	2,7	7,6	1,6	0,0	0,0

[a] *Sorting index*

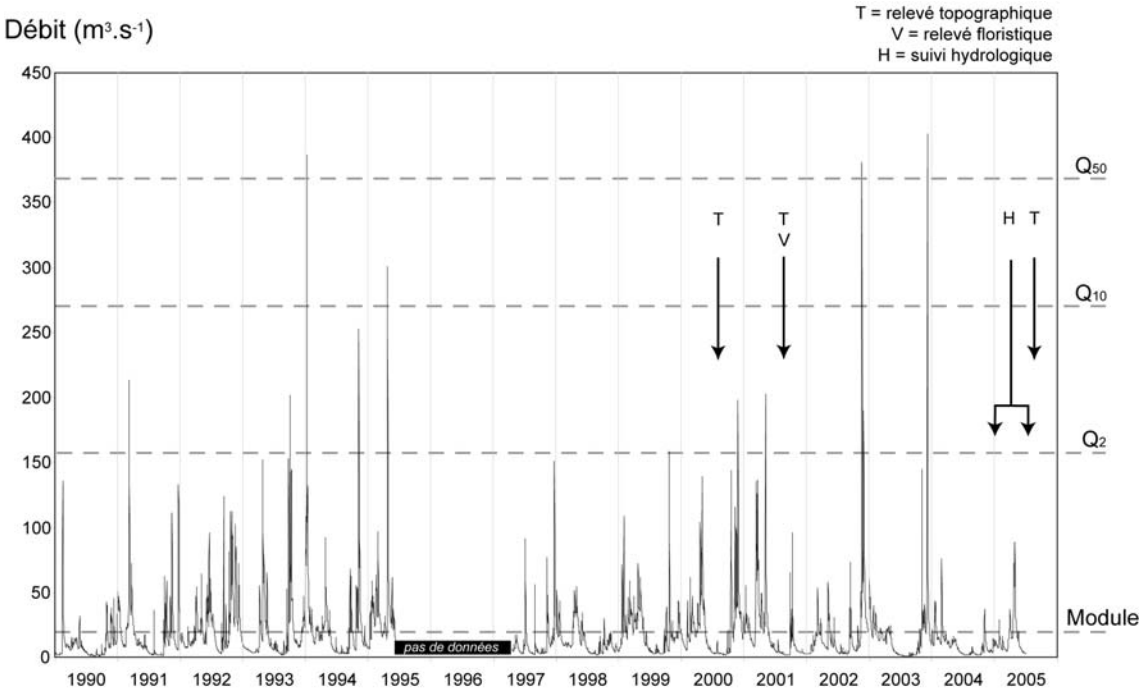


Figure 3.17 – Débit moyen journalier de la Drôme à Saillans durant la période d'étude et chronique des relevés (source : Banque HYDRO)

2. Caractérisation hydrologique des deux secteurs

Afin de comparer la réponse des secteurs à un même événement hydrologique, nous avons placé, au sein de la bande active de chaque secteur, une sonde de mesure en continu des hauteurs d'eau (capteur de pression DIVER). La période d'observation s'étend sur le premier semestre de l'année 2005.

Malheureusement, suite à la montée d'eau de la deuxième quinzaine d'avril, le piézomètre situé dans la zone en tresses n'a pas été retrouvé ; nous ne disposons donc que du suivi de la zone endiguée. Cependant, suite à cette montée d'eau, nous avons relevé la hauteur des laisses de crue en 15 points différents de la bande active sur chaque secteur.

Le débit moyen journalier maximum enregistré pour cet événement à la station de Saillans est de 89 $m^3.s^{-1}$ (fig. 3.18). Pour ce débit, les hauteurs d'eau atteintes sont significativement plus élevées dans la zone endiguée que dans la zone en tresses (médiane de 101 cm contre 74 cm ; Test Mann Withney, $p < 0,0001$). La hauteur des laisses de crue dans la zone endiguée est confirmée par la mesure en continu (maximum de 110 cm).

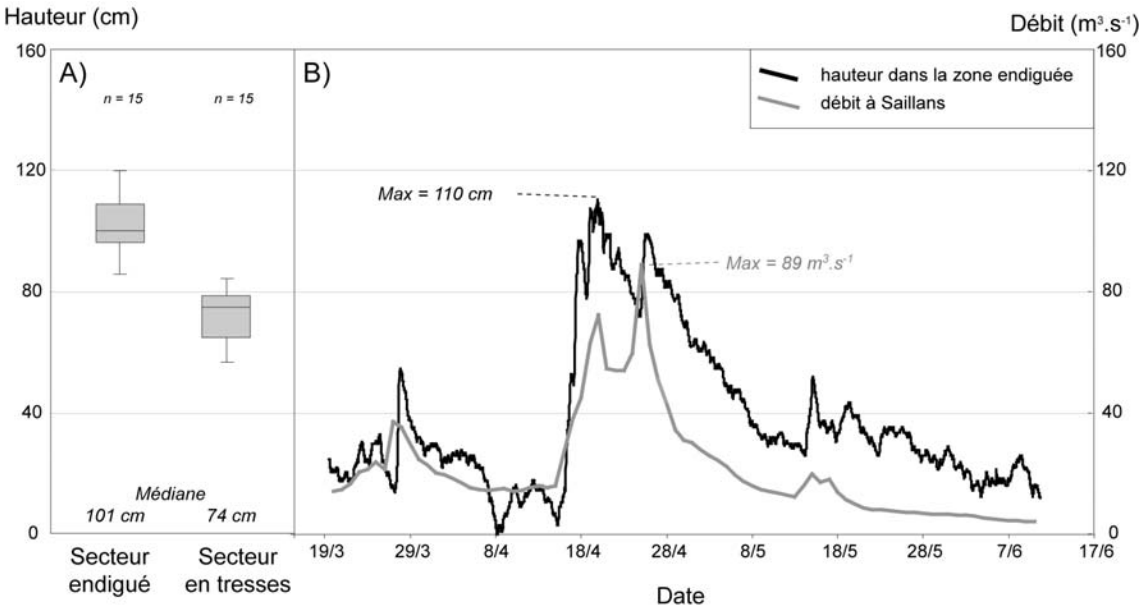


Figure 3.18 – Comparaison hydrologique entre le secteur en tresses et le secteur endigué pour un événement, A) hauteur des laisses de crue, B) suivi hydrologique en continu

En résumé, la comparaison des deux secteurs fait apparaître des différences significatives dans le patron topographique et hydrologique : dans la **zone endiguée, le chenal est moins large, plus contrasté en termes d'altitude**, avec des **paliers topographiques plus hauts**. De plus, pour un même débit, les **hauteurs d'eau atteintes sont plus importantes**.

C/ Caractéristiques de la communauté végétale dans les unités pionnières de la Drôme

1. La stratégie d'échantillonnage

Au sein de la bande active, les travaux de suivi des milieux pionniers, engagés en 2002 par la Réserve Naturelle, ont permis de distinguer 9 unités : trois aquatiques (chenal principal, chenal secondaire et freydière), quatre herbacées (très jeune, annuel sec, annuel humide et bisannuel) et deux types d'îlots colonisés par de la végétation arbustive (sec et humide). Ces dernières unités correspondent à des formes fluviales discrètes, entourées d'eau ou de sédiments, situées dans la partie active de la plaine alluviale et colonisées par une végétation ligneuse (Osterkamp, 1998 ; Ward *et al.*, 2000). Ces îles représentent environ 20 % de la bande active

au sein de la zone en tresses de la réserve (données RN Ramières, non publiées). Afin de décrire ces unités, quatre îles ont fait l'objet de relevés sédimentaires et floristiques en 2001 : deux dans la zone de tressage située à l'amont de la réserve (Photo 3.5) et deux dans la partie endiguée. Sur la rivière Tagliamento, Edwards *et al.* (1999) distinguent deux stades d'unités pionnières : les jeunes pionniers (peupliers d'une hauteur inférieure à 2-3 m) et les pionniers établis (peupliers d'une hauteur comprise entre 2-3 et une dizaine de mètres). Les îles sélectionnées correspondent à ce 2e stade. Des prélèvements dendrologiques sur cinq des plus gros arbres indiquent une colonisation initiée en 1994 : ces surfaces ont probablement été formées après la crue de janvier 1994, dont le débit a été supérieur au Q_{50} (387 $m^3.s^{-1}$ en moyenne journalière à Saillans).

Photographie 3.5 – Ile de végétation pionnière dans le secteur en tresses de la Drôme

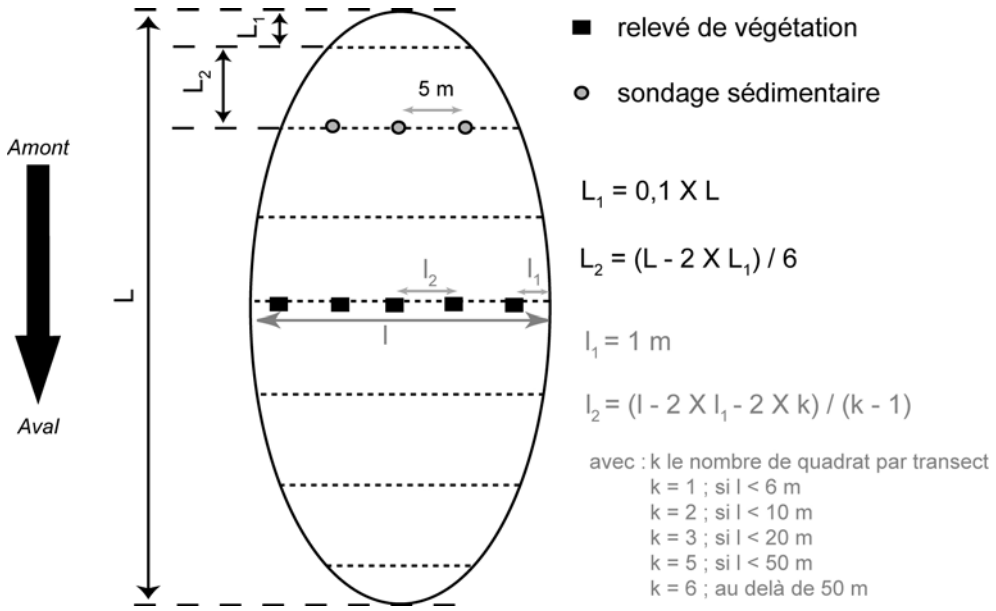


Figure 3.19 – Stratégie d'échantillonnage dans les milieux pionniers de la Drôme

Au sein de chaque île, des quadrats floristiques (n = 108) et des sondages sédimentaires (n = 64) ont été distribués régulièrement sur sept transects. Ceux-ci sont perpendiculaires à l'axe du chenal et équi-répartis de l'amont à l'aval de l'île (distance intertransects = L_2) ; le nombre de quadrats (k) par transect dépend de la longueur des transects (distance inter-quadrats = l_2) (tab. 3.IX ; fig. 3.19).

La végétation a été relevée dans des quadrats de 4 m² (2 x 2 m). Pour les essences ligneuses, le diamètre de chaque individu est mesuré à 5 cm du sol (n = 2240 individus) et les autres espèces (non phanérophytes) sont relevées en présence/absence.
Afin de caractériser la dynamique sédimentaire au sein des unités pionnières, nous avons mesuré l'épaisseur de sédiments fins, par sondage à raison d'un point tous les 5 m sur les transects. Au niveau de chaque sondage, un prélèvement a été réalisé dans les 10 premiers cm ; au laboratoire, la part de la fraction sableuse a été mesurée par lavage au tamis de 50 µm pour chaque échantillon.

Tableau 3.IX – Caractéristiques des îles étudiées

île	A	B	C	D
Secteur	En tresses	En tresses	Endigué	Endigué
Longueur totale (m)	215	188	46	68
Distance entre transect	29	25	6	9
Surface estimée (m²)	6809	8655	288	984
Altitude relative (m) [a]	0,9 à 1,4	0,8 à 1,2	2,0 à 2,2	1,9 à 2,2
Nombre de relevés floristiques	34	37	13	24
Nombre de sondages sédimentaires	22	26	6	10

[a] Par rapport à la ligne d'eau à l'étiage

2. La sédimentation des îles végétalisées

Les conditions de sédimentation sont différentes dans les îles des deux secteurs. Dans le **secteur endigué**, le taux de sédimentation est significativement **plus faible** que dans le secteur en tresses (médiane = 0,93 contre 2,43 cm.an^{-1}) (fig. 3.20). De plus, la granulométrie est **plus grossière**, puisque la médiane du pourcentage de sable est de 90,1 % contre 60,6 % dans le secteur en tresses. Enfin, la variabilité des conditions est, pour les deux paramètres, plus importante dans le secteur de tressage.

La carte de répartition des épaisseurs de sédiments (fig. 3.21) illustre clairement les différences entre les deux contextes, avec :

- des épaisseurs comprises entre 0 et 10 cm sur plus de la moitié de la surface, et entre 10 et 20 cm sur le reste des deux îles, pour le secteur endigué, et
- des valeurs plus fortes, jusqu'à 94 cm, dans la zone en tresses.

Cependant, cette carte montre également un contraste significatif entre les deux îles du secteur en tresses. Ainsi sur l'île B, nous mesurons de fortes épaisseurs de sédiments sur toute la partie aval de l'île. Sur l'île A, ces fortes épaisseurs sont moins fréquentes, et localisées dans la partie amont, le reste de l'île, comprenant des épaisseurs majoritairement comprises entre 10 et 20 cm.

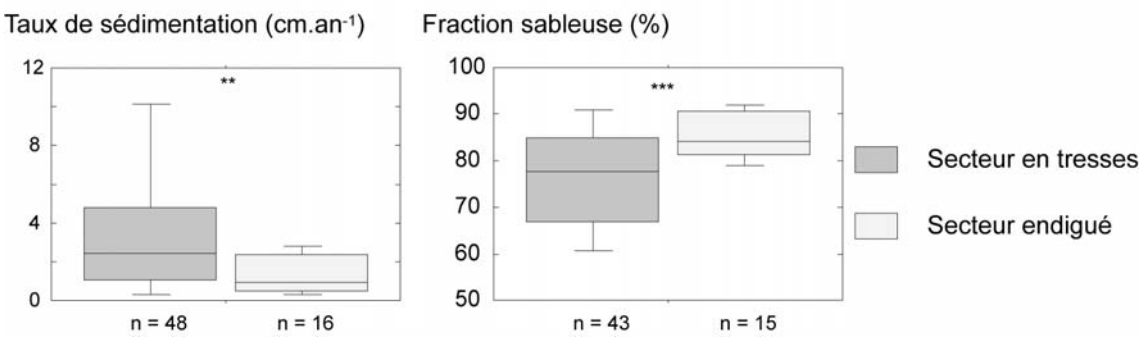


Figure 3.20 – Caractéristiques sédimentaires des unités pionnières des secteurs endigués et en tresses de la Drôme

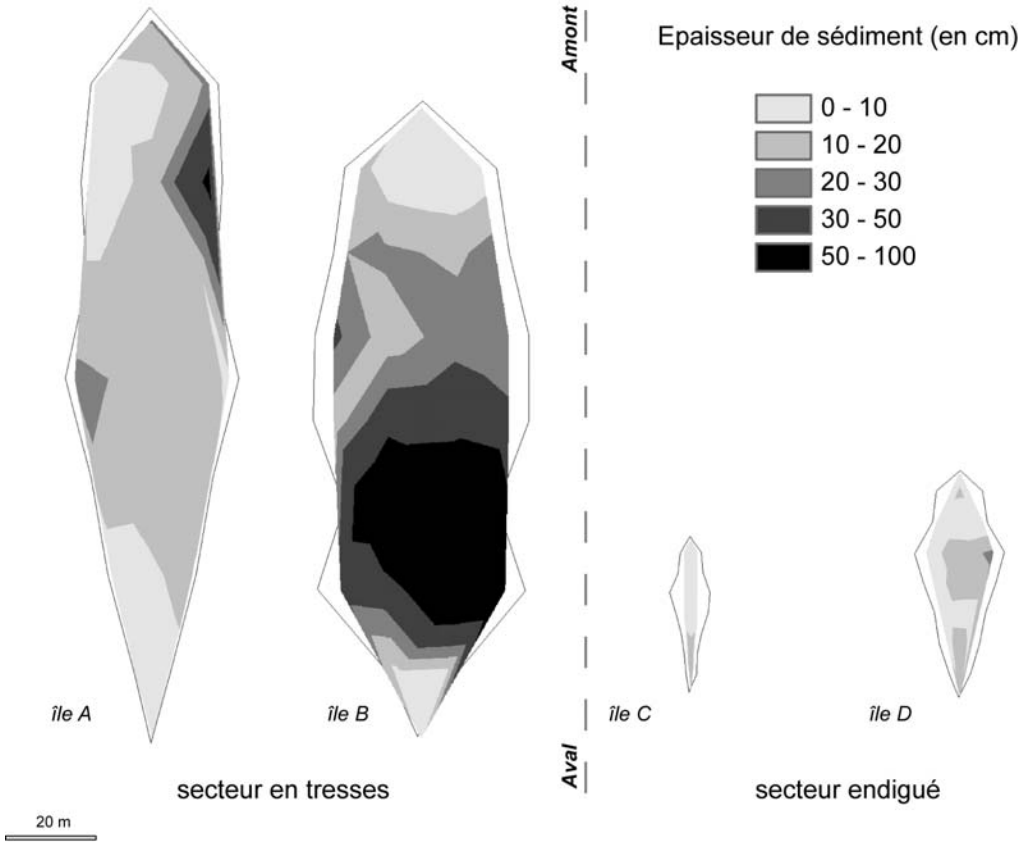


Figure 3.21 – Répartition spatiale des sédiments fins sur les îles pionnières de la basse vallée de la Drôme, carte obtenue par triangulation (modèle TIN, module 3D analyst sous ArcGIS) puis interpolation par la méthode du plus proche voisin

3. La composition et la richesse floristique des îles végétalisées

Le cortège floristique des unités échantillonnées (tab. 3.X) correspond aux saulaies pionnières décrites comme des landes, ou des fructicées, à *Salix eleagnos*, *Salix purpurea* et *Populus nigra* par les travaux phytoécologiques menés sur la réserve (Frachon, 1996 et Bonnefon Craponne, 1996 ; dans Foussadier, 1998). On note déjà sur ces unités jeunes de nettes différences avec les unités pionnières herbacées colonisant le lit de la Drôme, avec notamment :

- la présence d'espèces fréquemment rencontrées dans des boisements plus matures (ex. : *Hedera helix, Brachypodium sylvaticum*), et
- l'absence des espèces colonisant de façon abondante les bancs de galets de la bande active (ex. : *Bidens tripartita*, *Alyssum allyssoides*, *Melilotus alba*).

Tableau 3.X – Fréquence absolue des espèces présentes dans les unités pionnières du secteur en tresses (n = 71 quadrats) et du secteur endigué (n = 37 quadrats)

Espèce	En tresses	Endigué	Espèce	En tresses	Endigué
Populus nigra	81,7	89,2	*Hypericum perforatum*	5,6	2,7
Brachypodium sylvaticum	64,8	86,5	*Poa annua*	0	8,1
Ambrosia artemisiifolia	64,8	48,6	*Conyza canadensis*	5,6	0
Salix eleagnos	70,4	32,4	*Robinia pseudacacia*	5,6	0
Salix purpurea	54,9	35,1	*Carex pendula*	4,2	0
Rubus caesius	33,8	37,8	*Dactilis glomerata*	4,2	0
Solidago gigantea	28,2	32,4	*Potentilla reptens*	4,2	0
Galium mollugo	25,4	29,7	*Pulicaria dysenterica*	4,2	0
Tussilago farfara	35,2	18,9	*Scirpus holoschoenus*	4,2	0
Hedera helix	8,5	32,4	*Mentha longifolia*	1,4	2,7
Salix alba	28,2	8,1	*Crepis foetida*	2,8	0
Xanthium strumarium	28,2	8,1	*Echium vulgare*	2,8	0
Phalaris arudinacea	25,4	8,1	*Hordeum murinum*	2,8	0
Equisetum palustre	22,5	5,4	*Pastinaca sativa*	2,8	0
Arrhenatherum elatius	22,5	2,7	*Parthenocissus inserta*	0	2,7
Buddleia davidii	19,7	2,7	*Trifolium pratense*	0	2,7
Daucus carota	14,1	8,1	*Centaurea jacea*	1,4	0
Agrostis stolonifera	8,5	13,5	*Cirsium arvense*	1,4	0
Picris echioides	18,3	2,7	*Clematis vitalba*	1,4	0
Calystegia sepium	8,5	10,8	*Echinochloa crus-galli*	1,4	0
Aegopodium podagraria	7	10,8	*Equisetum ramosissnum*	1,4	0
Lythrum salicaria	14,1	2,7	*Festuca arundinacea*	1,4	0
Populus alba	14,1	2,7	*Geranium robertianum*	1,4	0
Solanum dulcamara	8,5	8,1	*Geum urbanum*	1,4	0
Plantago lanceolata	12,7	0	*Humulus lupulus*	1,4	0
Lycopus europaeus	4,2	8,1	*Lotus glaber*	1,4	0
Alnus glutinosa	11,3	0	*Lysimachia vulgaris*	1,4	0
Artemisia vulgaris	11,3	0	*Panicum capillare*	1,4	0
Lolium perenne	11,3	0	*Phragmites australis*	1,4	0
Setaria viridis	8,5	2,7	*Polygonum persicaria*	1,4	0
Torilis arvensis	9,9	0	*Saponaria officinalis*	1,4	0
Salix triandra	8,5	0	*Tamus communis*	1,4	0

Les relevés floristiques font apparaître 8 espèces présentes dans plus de 5 % des relevés de la zone en tresses et absentes dans les secteurs endigués : *Plantago lanceolata* (12,7), *Alnus glutinosa* (11,3), *Artemisia vulgaris* (11,3), *Lolium perenne* (11,3), *Torilis arvensis* (9,9), *Salix triandra* (8,5), *Conyza canadensis* (5,6) et *Robinia pseudo-acacia* (5,6).

L'analyse exploratoire multivariée (DCA) des relevés floristiques (108 quadrats, 64 espèces) indique nettement que les deux îles du **secteur en tresses** se distinguent, non par une flore complètement différente des îles du secteur endigué (ANOSIM, $p < 0,0001$ mais $R = 0,1628$), mais par **la présence d'un nombre réduit** (environ une dizaine) **de quadrats à la composition floristique très tranchée.** Il faut donc distinguer le pool commun des espèces présentes dans les milieux pionniers de la Drôme (en grisé sur la figure 3.22B) et les espèces qui individualisent quelques quadrats très spécifiques de la zone en tresses.

Au regard des espèces qui différencient les quadrats du secteur de tressage, il est frappant de constater la **diversité des caractéristiques écologiques** de ces espèces. En effet, au-delà des espèces à large amplitude écologique (ex. : *Plantago lanceolata*), elles présentent des affinités, aussi bien :

- aux conditions humides (ex. : *Alnus glutinosa*, *Carex pendula*, *Equisetum palustre*, *Equisetum ramosissimum*, *Phragmites australis*, *Scirpus holoschoenus*, *Mentha longifolia*),
- qu'aux conditions plus sèches (ex. : *Artemisia vulgaris*, *Cirsium arvense*, *Echium vulgare*, *Daucus carota*), ou
- aux substrats grossiers du lit mineur de la Drôme (*Xanthium strumarium*, *Setaria viridis*, *Polygonum persicaria*, *Torilis arvensis*, *Hordeum murinum*).

De plus, on trouve aussi bien :

- des espèces caractéristiques des friches et des prairies (ex. : *Artemisia vulgaris*, *Cirsium arvense*, *Xanthium strumarium*, *Conyza canadensis*, *Lolium perenne*, *Pastinaca sativa*, *Panicum capillare*, *Festuca arundinacea*, *Centaurea jacea*, *Hordeum murinum*, *Lotus glaber*, *Torilis arvensis*),
- que des espèces régulièrement présentes dans les sous-bois des stades plus avancés (espèces de demi-ombre, de stations fraîches, de lisière ; ex. *Geum urbanum*, *Humulus lupulus*, *Tamus communis*, *Geranium robertianum*, *Clematis vitalba*, *Carex pendula*).

La spécificité des îles du secteur endigué est, au final, assez faible, dans la mesure où seulement trois espèces sont présentes dans le secteur endigué mais absentes de la zone en tresses (*Poa annua* 8,1, *Parthenocissus inserta* 2,7 et *Trifolium pratense* 2,7). Evidemment, dans la mesure où il ne s'agit pas de relevés floristiques exhaustifs, la présence et l'absence d'une espèce doivent être interprétées avec prudence, surtout son absence.

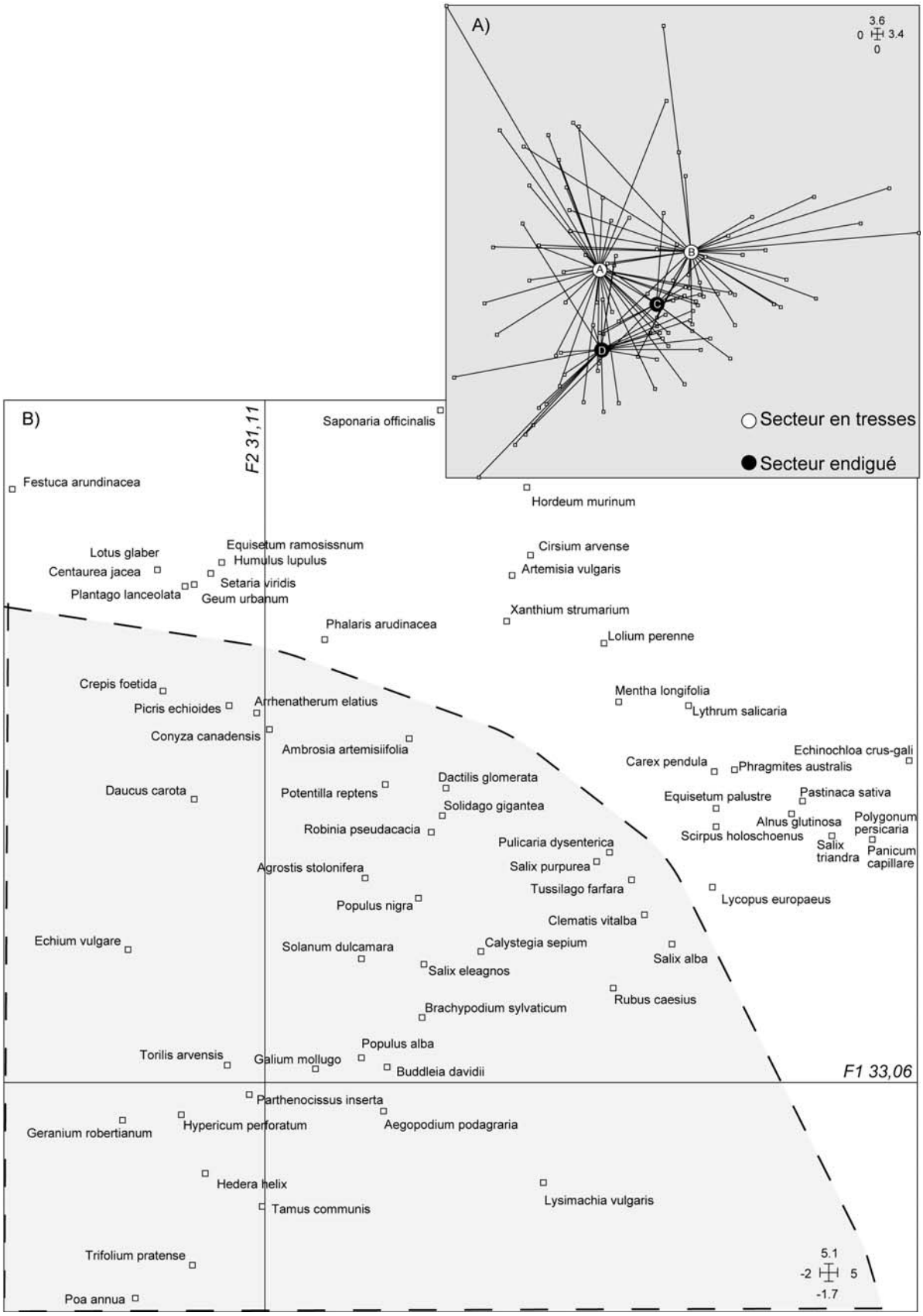


Figure 3.22 - Plan factoriel F1xF2 de l'analyse décentrée (DCA), A) les relevés rassemblés par île, B) les espèces

Un calcul de la similarité intra-contexte confirme la différence mise en lumière par les résultats précédents (fig. 3.23). Les **quadrats se ressemblent significativement plus dans le secteur endigué que dans le secteur en tresses**. La similarité moyenne, pour ces derniers, est égale à la moyenne des coefficients de similarité calculés sur les couples croisés des deux types de secteur. Il y a donc autant de variabilité floristique inter-quadrats entre les quadrats du secteur en tresses qu'entre tous les quadrats, quel que soit le secteur.

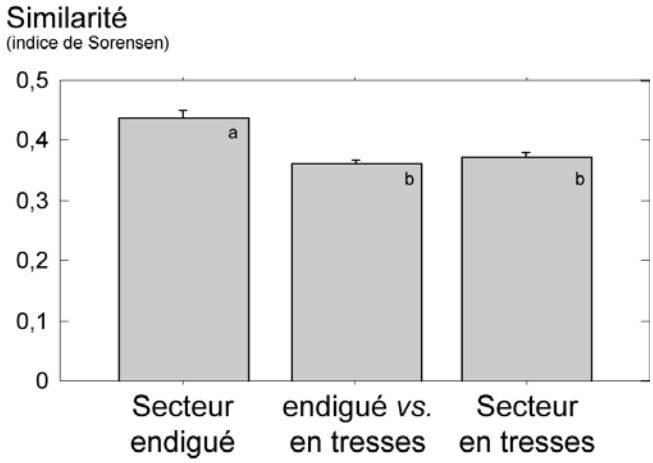


Figure 3.23 – Similarité floristique des relevés dans les unités pionnières de la basse vallée de la Drôme (indice de Sorensen), les lettres indiquent les groupes homogènes

La part des espèces exotiques et des espèces rudérales (fréquence au sein des quadrats) n'indique pas de différences significatives entres les deux contextes (tab. 3.XI). Par contre, la composition en termes de formes biologiques est plus contrastée, avec des fréquences plus importantes de géophytes, de thérophytes et de phanérophytes dans le secteur en tresses, et d'hémicryptophytes dans le secteur endigué.

Tableau 3.XI – Groupes biologiques dans les unités pionnières de la Drôme, médiane et intervalle inter-quartiles de la fréquence par quadrat en nombre d'espèces

	Secteur en tresses	Secteur endigué	p
Espèces exotiques	0,182 (0,100)	0,143 (0,200)	NS
Rudérales	0,5 (0,235)	0,5 (0,196)	NS
Annuelles et bisannuelles	0,182 (0,191)	0,125 (0,167)	*
Géophytes	0,111 (0,147)	0 (0,000)	***
Hémicryptophytes	0,333 (0,185)	0,429 (0,167)	***
Phanérophytes	0,333 (0,250)	0,25 (0,225)	***
Thérophytes	0,134 (0,196)	0,125 (0,167)	***

A l'échelle des îles, le nombre d'espèces est plus important celles du secteur en tresses (respectivement 43 et 49 contre 24 et 23 espèces). Cependant, dans la mesure où les surfaces échantillonnées sont fortement inégales, nous avons calculé la richesse transformée, qui permet de comparer des superficies différentes. Pour cela, nous avons pondéré la richesse totale par la surface d'échantillonnage en calculant la richesse spécifique transformée (= TSR) qui correspond au nombre d'espèces divisé par le logarithme en base 10 de la surface échantillonnée (Whittaker, 1975). La richesse est alors toujours très supérieure dans les îles du secteur en tresses, avec une richesse (TSR) respectivement de 20,2 et 22,6 contre 14,0 et 11,6 dans le secteur endigué.

La richesse spécifique à l'échelle des quadrats est également supérieure dans le secteur en tresses, que ce soit pour les espèces herbacées, arbustives ou les deux ensembles (tab. 3.XII), et ce, pour les deux îles (fig. 3.24).

Tableau 3.XII – Richesse spécifique dans les unités pionnières de la Drôme, médiane et intervalle inter-quartiles du nombre d'espèces par quadrat

		Secteur en tresses	Secteur endigué	p
Richesse spécifique	Arbustes	3 (2)	2 (1)	***
	Autres	6 (3)	5 (3)	**
	Total	9 (3,5)	6 (2)	***

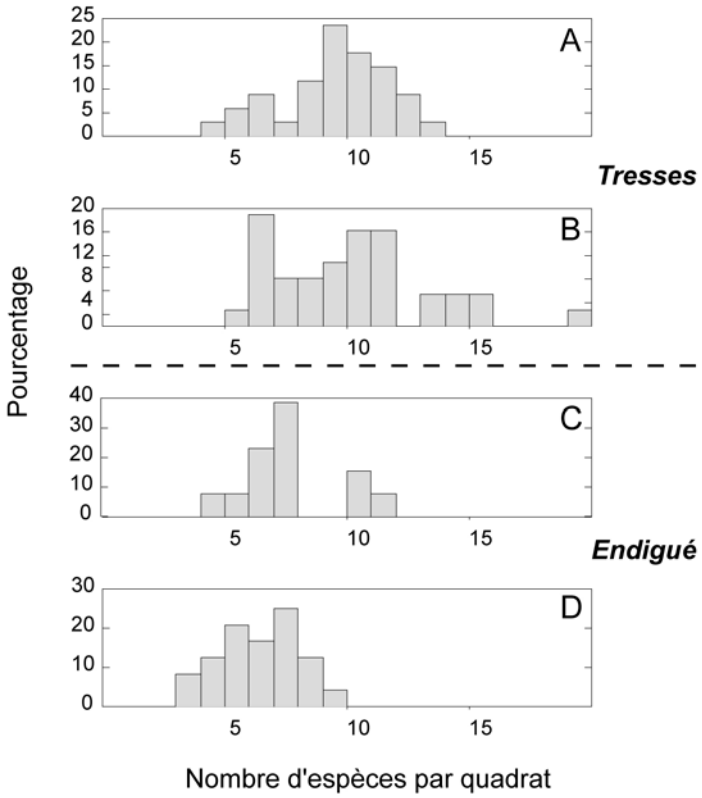


Figure 3.24 – Distribution de la richesse spécifique pour les 4 îles de la Drôme

4. Les espèces ligneuses

Trois essences ligneuses représentent presque 90 % des tiges mesurées : *Populus nigra* (46,9), *Salix eleagnos* (22,9) et *Salix purpurea* (17,3). La densité totale est plus importante dans les quadrats des secteurs endigués (médiane = 19 tiges par m² contre 14), mais cette différence n'est pas statistiquement significative (tab. 3.XIII). Par contre, les trois principales essences présentent des répartitions géographiques contrastées : la densité du peuplier noir est très significativement supérieure dans les secteurs endigués (médiane de 15 contre 5) et celle des saules (*eleagnos* et *purpurea*) dans le secteur en tresses. Pour *Populus nigra* et *Salix eleagnos*, ces différences de densité s'accompagnent de différences significatives en termes de croissance, avec des diamètres plus forts là où les densités sont également plus importantes. Pour le *Salix purpurea*, la différence mesurée n'est pas statistiquement significative.

La structure arbustive des îles pionnières est ainsi très contrastée, avec **une dominance très nette du peuplier noir dans le secteur endigué** (fig. 3.25). A l'inverse, dans le secteur de tressage, la répartition des différentes essences ligneuses est plus régulière. *Salix eleagnos*, qui présente des exigences écologiques assez proches de celles de *Populus nigra*, présente une distribution opposée. Ceci s'explique peut être par des différences en termes de capacité de multiplication et de croissance végétative, plus importante chez le peuplier que chez les saules (Karrenberg *et al.*, 2003 ; Francis *et al.*, 2005), ce point reste cependant à préciser.

Tableau 3.XIII – Densité et taille des trois principales essences ligneuses, médiane et intervalle inter-quartiles

		Secteur en tresses	Secteur endigué	p
Densité	*Populus nigra*	5 (9)	15 (20)	***
(nb de tiges par quadrat)	*Salix eleagnos*	3 (8)	0 (3)	**
	Salix purpurea	1 (6,5)	0 (1)	*
	Total	14 (18,5)	19 (15)	NS
Diamètre moyen	*Populus nigra*	1,07 (1,19)	1,94 (1,27)	**
(cm)	*Salix eleagnos*	1,40 (2,63)	0 (2)	**
	Salix purpurea	0,76 (1,49)	0 (1,2)	NS
	Total	1,77 (1,31)	2,21 (1,07)	NS

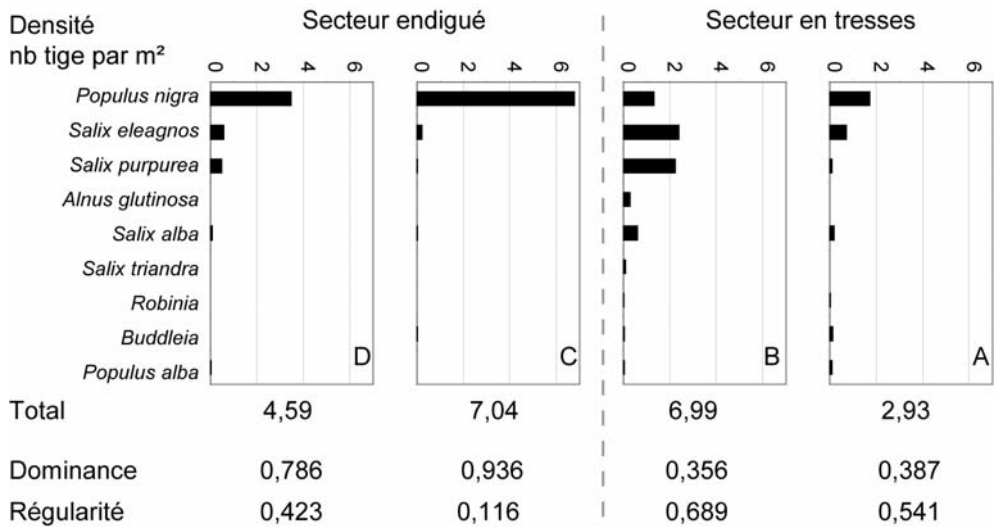


Figure 3.25 – Densité des espèces ligneuses dans îles pionnières de la basse vallée de la Drôme

La répartition spatiale des espèces au sein des îles illustre les contrastes locaux. Les espèces relativement plus hygrophiles colonisant les substrats fins, comme l'aulne glutineux et le saule blanc, se retrouvent essentiellement dans la partie aval de l'île B, là où les épaisseurs de sédiments fins sont les plus importantes (fig. 3.26). A l'inverse, le peuplier noir, sur les îles A et B, est plus présent dans les parties où la sédimentation est peu épaisse. Dans le suivi des milieux pionniers, engagé par le gestionnaire de la réserve en 2002, une distinction qualitative est faite entre les "îlots secs à peuplier noir" et les "îlots humides à saules divers". Nos résultats **confirment cette distinction, la caractérisent quantitativement et semblent lui attribuer une logique géographique** (opposition tresses/endigué).

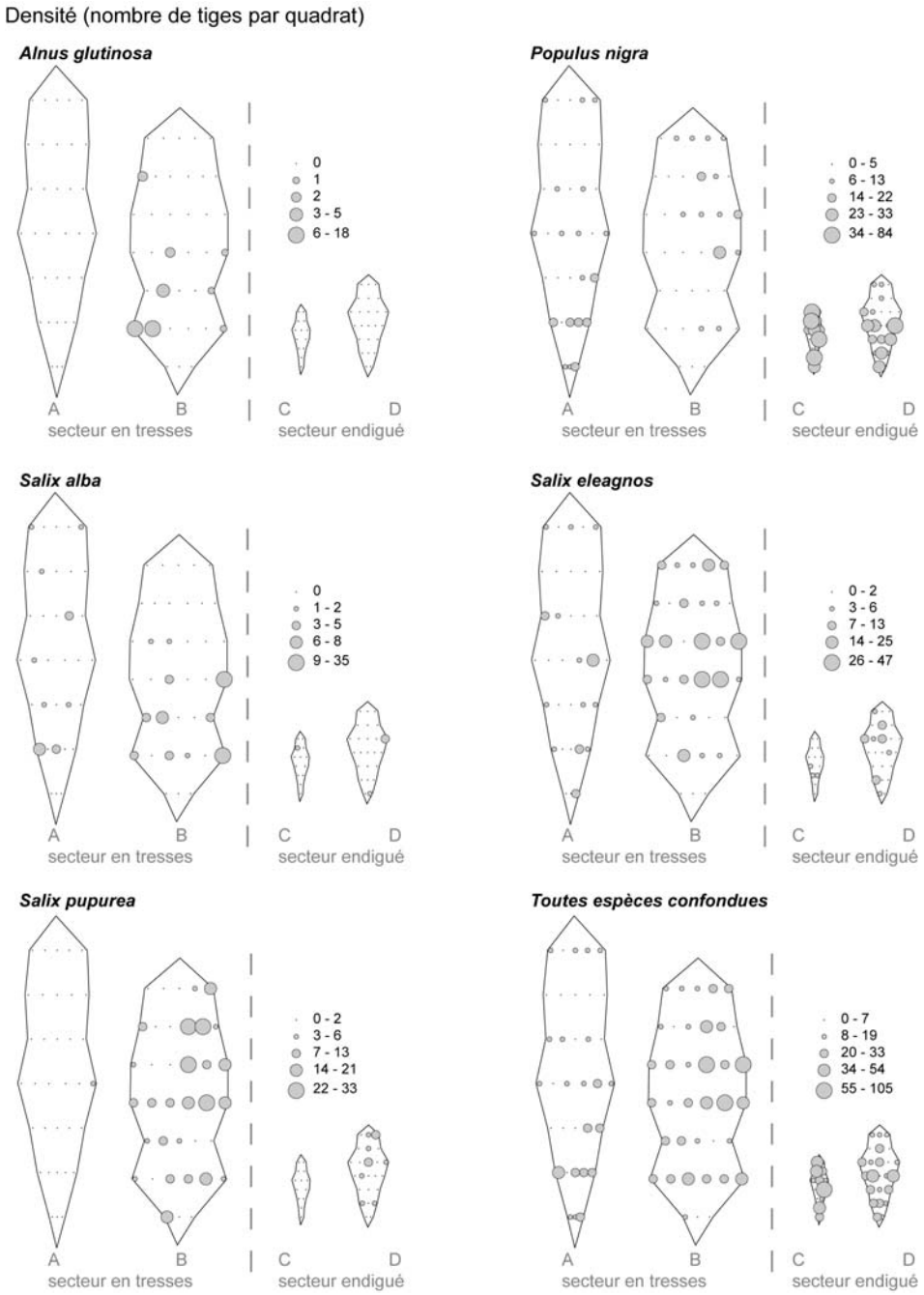


Figure 3.26 – Répartition spatiale des densités des 5 principales espèces ligneuses sur les îles pionnières de la basse vallée de la Drôme

D/ Synthèse et discussion

Il est classique de considérer l'effet de l'endiguement sur la végétation riveraine par le biais du blocage des successions écologiques en arrière des digues. En contraignant les flux sur un espace réduit au sein de la plaine, l'endiguement empêche le remaniement de larges zones au profit de stades à bois dur (Bravard *et al.*, 1986 ; Mendonça-Santos *et al.*, 1997). Nos résultats montrent que l'endiguement modifie également le patron hydro-sédimentaire et les communautés pionnières qui persistent dans l'espace intra-digue. Par certains aspects, les différences sont faibles, par exemple en termes de composition floristique. Des différences faibles de composition sont également observées entre les deux secteurs pour le macro-benthos (Peeters & Tachet, 1989). Comme ces auteurs, nous observons cependant des différences significatives au niveau de l'abondance relative des taxons en relation avec le patron morphologique du chenal. Concernant la végétation pionnière, il faut toutefois bien distinguer deux impacts liés à la modification des conditions hydro-sédimentaires :

- un effet de sélection des espèces, qui découlent de la modification de la répartition topographique des surfaces dans la section, et
- un effet indirect, lié à la taille et à la variabilité interne des îles.

1. La géométrie du chenal comme contrôle de la végétation

La sélection des espèces est liée à la position des îles dans la section, et se répercute sur l'abondance relative et la croissance des essences ligneuses. De fait, la géométrie du chenal est différente dans les deux secteurs, notamment avec des paliers plus hauts dans la zone endiguée, sur lesquels se développent les îles arbustives. De plus, comme le chenal est moins large, pour un débit équivalent, les hauteurs d'eau sont plus importantes. Ces différences ont deux conséquences.

D'une part, les **unités pionnières dans la zone endiguée sont plus hautes, donc en théorie moins fréquemment connectées**, que celles de la zone de tressage. De plus, il est fort probable que la baisse du niveau d'eau, en période de décrue, soit plus rapide dans la zone endiguée, du fait de la topographie plus contrastée. Ce phénomène est potentiellement compensé par une augmentation du niveau d'eau plus importante lors des crues, du fait de la plus faible largeur de la bande active. Malheureusement, la perte d'un piézomètre ne nous a pas permis de quantifier cette éventuelle compensation.

D'autre part, la **contrainte hydraulique est probablement plus forte dans la zone localisée entre les digues**, du fait de hauteurs d'eau plus importantes. Il en résulte, au niveau des îles végétalisées, des épaisseurs de sédiments plus faibles et une granulométrie plus grossière. La capacité du substrat à retenir l'eau en phase de décrue est donc moindre. Cet élément participe, comme le ressuyage rapide évoqué dans le paragraphe précédent, à la mise en place de conditions plus drainantes, plus favorables à *Populus nigra* qu'aux espèces de saules. La topographie intervient ici comme un filtre au maintien des saules dans la communauté. Le peuplier possède également un autre avantage relatif qui le favorise en cas de forte contrainte hydraulique : une bonne capacité d'ancrage racinaire et une bonne résistance à l'arrachage.

Il semble donc que ces phénomènes permettent d'expliquer les différences mesurées dans la communauté végétale et, plus spécifiquement, dans l'abondance des essences ligneuses. Ces résultats sont confirmés par des mesures réalisées sur les plantules de peupliers noirs (Barsoum, données non publiées). Il apparaît, en effet, que celles-ci sont trouvées en plus grand nombre dans le secteur endigué. Comme sur l'Ain, la période d'occurrence des crues contribue probablement à limiter en partie l'impact de ces crues sur les espèces non phanérophytes. En effet, la majorité des crues se produit en période de repos végétatif : 70 % des débits supérieurs à $Q_{1,5}$ se manifestent entre octobre et mars (Landon, 1999).
Généralement, les îles pionnières sont envisagées comme une seule unité du point de vue éco-morphologique, dont seuls varient la taille et l'âge (Ward *et al*., 2000). Sur la Drôme, les travaux phytoécologiques, réalisés au milieu des années 1990, les rassemblent sous le terme de landes, ou de fructicées, à *Salix eleagnos*, *Salix purpurea* et *Populus nigra* (Frachon, 1996 et Bonnefon Craponne, 1996 ; dans Foussadier, 1998). Or, il apparaît qu'il y a une distinction très nette entre un pôle sec et un pôle relativement plus humide, dont l'origine semble être une réponse à la géométrie du chenal, elle-même contrôlée par l'endiguement.

2. La taille des unités comme contrôle de la végétation

Certaines différences en termes de végétation, notamment de richesse, sont liées au patron en plan de la bande active, et notamment à la taille des îles pionnières. En effet, les îles dans le secteur en tresses sont systématiquement plus grandes que celles de la zone endiguée (Barsoum, données non publiées). Cette différence est probablement liée à une contrainte hydraulique plus intense, et donc à un dépôt sédimentaire plus limité, dans la zone endiguée par opposition à la zone en tresses, où la superficie relative occupée par le chenal en eau au sein de la bande active est plus faible.
Dans notre cas, la taille des unités se traduit par une **richesse spécifique plus importante**. Cette relation positive entre superficie et richesse a fait l'objet de nombreuses études en écologie et suscite encore d'importants débats au sein de la communauté scientifique quant à sa nature. Généralement, trois processus sont invoqués (Connor & McCoy 1979 ; Holt *et al.*, 1999 ; Lomolino, 2001) :

- **les processus de colonisation et d'extinction des espèces**. Cette explication des variations de la richesse biologique est issue des concepts développés dans le cadre de nombreux travaux biogéographiques qui ont été conduits sur des îles (MacArthur & Wilson, 1967 ; Wu & Vankat, 1995). Dans ce cadre, la diversité d'une île, mais aussi la dynamique de ses populations, est liée au pool initial et au *ratio* entre extinction et colonisation. Ce *ratio* est contrôlé, entre autres, par la taille des îles et par la distance entre l'île et le foyer produisant des individus susceptibles de la coloniser. Schématiquement, l'isolement diminue la richesse (moins de colonisation) et la grande taille de l'île augmente la richesse en limitant les extinctions (car les populations sont plus viables) ;
- **l'hétérogénéité**. Dans ce cas, la taille d'un habitat agit indirectement par le biais de l'hétérogénéité abiotique. De fait, sur une grande superficie, la probabilité d'observer un plus large spectre de conditions écologiques est plus forte que sur une petite île. Cette

plus grande variabilité interne se répercute positivement sur la richesse du cortège floristique (Williams, 1964 ; Huston, 1994 ; Bose, 2001) ;

- enfin, un troisième argument est parfois invoqué. Il s'agit d'un effet **passif de la surface échantillonnée**. Ainsi, l'augmentation de la superficie échantillonnée augmente mécaniquement le nombre d'espèces identifiées.

Dans notre cas, l'isolement semble peu opérant, dans la mesure où la matrice forestière est proche des îles et les apports amont équivalents dans les deux contextes. De plus, nos résultats montrent clairement une **plus forte variabilité locale des conditions** dans les zones en tresses (épaisseur et taille des sédiments) et de la végétation (similarité intra-île faible). Ainsi, dans la partie endiguée, les unités pionnières sont plus petites et plus étroites, alors que, dans la zone en tresses, les taches sont plus larges avec une plus forte variabilité des conditions sédimentaires. De plus, elles sont ponctuellement disséquées par des petits chenaux qui créent ainsi des micro-surfaces de régénération dans les îles. Ce type de contrôle est, par exemple, enregistré par Tweedy *et al.* (2001) dans des zones humides restaurées sur des cours côtiers de plaine de Caroline du Nord. Dans ces milieux humides, c'est la micro-topographie qui influence les conditions d'humidité (durée d'inondation) et donc la distribution de la végétation. De même, Bratton (1976), dans des forêts de feuillus du Tennessee, observe un rôle prépondérant de la micro-topograhique sur les conditions de substrat et donc sur la répartition spatiale des espèces. Dans notre cas, la variabilité topographique des îles n'a pas été mesurée, mais la variabilité des conditions de sédimentation semble jouer le même rôle.

3. Gestion et restauration des milieux pionniers

Comme nous l'avons souligné en introduction, les milieux pionniers ont fortement régressé suite aux travaux d'aménagement qui ont marqué les 19e et 20e s. A l'échelle du bassin rhodanien, Bourdin (2004) estime qu'environ 70 % des 930 km de secteurs en tresses, présents sur des tronçons fluviaux de rang égal ou supérieur à 4, ont disparu entre 19e et la fin du 20e s. De plus, les secteurs affectés par cette disparition sont, pour 63 % d'entre eux, endigués sur les deux rives, et pour 19 % sur une rive (Hadibi Saadi, 2005).

En termes de gestion, se pose alors la question du maintien à long terme de ces milieux fugaces et de la conservation de la diversité, des espèces et des ressources génétiques associées. Pour cela, la conservation de tronçons fonctionnels est une stratégie à mettre en œuvre à l'échelle des grands bassins. De nombreux résultats scientifiques démontrent l'importance du fonctionnement hydrologique, et notamment de la gestion des débits (Cordes *et al*., 1997 ; Carter-Johnson, 2000 ; Hughes & Rood, 2003). Mais nos résultats, avec d'autres, plaident également pour la prise en compte des **processus sédimentaires**. Nous avons démontré que la géométrie du chenal varie fortement d'un secteur à l'autre, sous la contrainte des aménagements, et que cette variation est susceptible d'entraîner des différences importantes en termes de communautés et d'essences favorisées. De même, les extractions massives réalisées après la Seconde Guerre Mondiale dans le lit de l'Isère en amont de Grenoble ont profondément affecté le fonctionnement de ce tronçon. En réponse, il enregistre une forte incision du chenal et, dans le même temps, un exhaussement relatif important des îles

pionnières qui se stabilisent et évoluent irrémédiablement vers des boisements post-pionniers (Didier, 1994 ; Vautier, 2000).

La gestion des débits, dans le but de participer à la conservation des essences pionnières, doit par conséquent s'accompagner d'une **gestion de la dynamique morphologique** des secteurs concernés. Ceci passe par la gestion du transport solide et de l'espace de mobilité des cours d'eau. En effet, comme nous l'avons montré, la capacité d'expression des processus d'érosion latérale et de dépôt (pour un régime hydrologique identique), dans une plaine large, permet la mise en place de formes fluviales spécifiques, elles-mêmes plus diversifiées en termes de conditions de milieu et de végétation (échelle intra-forme). Cela peut être réalisé soit dans le cadre d'actions préventives visant à limiter la construction dans l'espace de mobilité (politique de maîtrise foncière), soit par des opérations de réhabilitation comme :

- le recul de digues (il s'agit d'expériences déjà conduites comme sur l'Elbe au niveau de Brandenburg en Allemagne où 6,4 km de levées ont été réimplantées à l'extérieur de la plaine en 2002 cf. http://www.burg-lenzen.de/deichrueckverlegung/welcome.html), ou
- la suppression locale des digues (ex. : sur l'Emme, au niveau de Aefligen en Suisse, où les digues ont été supprimées en 1991 sur près de 500 m pour permettre un élargissement du chenal, cf. Rohde, 2004).

4. Perspectives

Ce travail nous a permis de révéler des différences en termes de végétation pionnière liées à des géométries de la bande active contrastées sous contrôle d'aménagements anthropiques. A l'échelle du corridor, il convient maintenant de mieux cerner la dynamique spatio-temporelle de ces unités, toujours en distinguant les différents contextes morphologiques : permanence spatiale et temporelle, durée de vie… Ce travail est actuellement en cours (E. Muller, N. Barsoum), et les premiers résultats semblent déjà indiquer des différences significatives entre les deux entités, comme un taux de renouvellement plus important dans la partie endiguée.

La compréhension de la formation et de l'organisation spatiale de ces unités pionnières passe également par une prise en compte des rétroactions de la végétation sur la sédimentation. Cela concerne la végétation vivante, et toute la variabilité que cela implique (Tabacchi *et al.*, 2000), aussi bien que les bois flottés qui, selon certains auteurs, semblent jouer un rôle primordial dans la mise en place des îles (Gurnell *et al.*, 2001). La description de la variabilité interne des unités pionnières et de la réponse de la végétation doit également être affinée (ex. : différence entre la lisière des unités et la partie interne, entre la partie aval et la partie amont…).

Enfin, au sein des unités, il convient de continuer à travailler sur les conditions physiques de différenciation des communautés et des espèces. Par exemple, il semble que des différences en termes d'alimentation en eau et de nutriments soient susceptibles de provoquer une ségrégation spatiale des genres au sein d'une espèce (Hughes *et al.*, 2000).

Chapitre 4

POUR UNE GESTION COHERENTE DES MILIEUX FORESTIERS RIVERAINS

A/ Vers une gestion durable des milieux riverains boisés ?

B/ Un espace boisé spécifique à gérer
1. La lente reconnaissance d'une spécificité
2. Notions d'actif naturel et de fonction spécifique
3. Notions de contrainte et de risque naturel
4. Les forêts riveraines, des forêts multifonctionnelles ?
5. Notions de fonctionnalité, de diversité et de naturalité

C/ Les éléments d'une gestion cohérente
1. La cohérence géographique des boisements à gérer
2. Des diagnostics fonctionnels pour des boisements riverains dynamiques
3. Hiérarchiser les objectifs et le choix des modalités de gestion
4. Prendre en compte le contexte hydro-morphologique et son évolution probable
5. Réhabiliter les sites : notions d'état actuel, d'état de référence et d'état souhaité
6. Assurer la cohérence des outils législatifs et financiers
7. La valorisation des retours d'expériences

A/ Vers une gestion durable des milieux riverains boisés ?

Tous les systèmes forestiers français sont actuellement soumis à une profonde mutation ; celle-ci semble trouver sont origine, entre autres, dans la diversification des enjeux et des attentes vis-à-vis de la forêt, dans l'apparition de services nouveaux pour la collectivité, dans la relative dépréciation de la valeur économique des boisements et dans la multiplication des acteurs participant au débat et des représentations (Brédif & Boudinot, 2001 ; Combe 2003). Brédif & Boudinot (2001) interprètent la situation actuelle comme une **crise de références**, dans la mesure où les questions "comment bien gérer une forêt aujourd'hui ?" et "comment concevoir une relation durable entre la société et les milieux forestiers ?" demeurent sans réponses. Les pistes proposées dans le cadre du **développement durable** peuvent-elles nous aider à répondre à ces questions ?
Depuis le début des années 1990, cette notion a connu un formidable développement (rapport Brundland en 1987, conférence d'Helsinki en 1993). Cependant, une certaine dérive est aujourd'hui observée par rapport au concept initial (Brédif & Boudinot 2001). En effet, à l'origine, il y avait une volonté manifeste de considérer conjointement économie, écologie et société, volonté non normative construite autour de besoins à satisfaire pour aujourd'hui comme pour demain (CMED, 1988). Or, il apparaît que le complexe des approches sociales, culturelles et spirituelles est, pour l'instant, délaissé au profit des deux autres champs thématiques, principalement celui de l'écologie, et que ce dernier est en train de produire un cadre normatif du développement durable (Arnould & Clément, 2004). Pour les milieux forestiers, il semble que les démarches actuellement en cours réduisent fortement la portée du concept initial : le développement s'est transformé en gestion, les besoins en fonctions et la construction d'indicateurs n'a plus un objectif descriptif mais normatif (Brédif & Arnould, 2004). Ce glissement se traduit notamment par une sous-estimation de la prise en compte des attentes des acteurs et du contexte (historique, émotionnel…) (Brédif & Arnould, 2004).

Un rééquilibrage semble donc nécessaire, d'une part entre les différents champs et, d'autre part pour mieux prendre en compte la diversité des contextes locaux, naturels et humains (Arnould & Clément, 2004). Ceci passe probablement par une approche politique (ex. : Qui paye la gestion durable si le marché ne rémunère pas cette gestion ? Quelle place pour les spécificités territoriales ?), mais, dans le même temps, des progrès techniques doivent encore être effectués (Barraqué, 1994 ; Combe, 2003). En effet, il convient de produire de nouvelles connaissances, de manière à être plus efficace dans le cadre de :

- l'évaluation socio-économique (ex. : Comment identifier les attentes et les besoins des différents acteurs ? Quels sont les fonctions et les bénéfices économiques associés ? Comment envisager les transferts financiers d'une fonction à l'autre ? Comment rémunérer les bienfaits écologiques et sociaux aux propriétaires qui assurent la charge de la gestion ?), et
- la mise à disposition de référentiels de gestion pour acteurs de terrain.

En résumé, le cadre conceptuel offert, à l'heure actuelle, pour la mise en œuvre du développement durable des milieux forestiers, notamment à travers le triptyque *Principes-Critères-Indicateurs*, semble encore assez éloigné des attentes des praticiens en matière de gestion. De plus, il ne semble pas offrir, pour l'instant, l'assurance d'une réelle prise en considération des spécificités des forêts riveraines.

Sur le plan technique, le premier pas à franchir, pour promouvoir une gestion durable des boisements riverains, consiste de toute évidence à mettre en œuvre une gestion cohérente de l'ensemble du système fluvial. Cette **remise en perspective des milieux forestiers au sein des territoires** est aussi fondamentale pour la compréhension de leur fonctionnement écologique que pour la prise en compte des enjeux socio-économiques. En théorie, ces éléments sont déjà présents dans l'assise juridique de la gestion intégrée et participative de l'eau (notamment depuis la Loi sur l'eau de 1992) mais, dans la pratique, cette intégration est délicate à mettre en œuvre. Forêt et rivière restent dans l'esprit des riverains (et parfois des gestionnaires) des espaces nettement dissociés (Piégay & Lama, 1995). Or, nous avons montré, dans ce travail, la **nécessité qu'il y a de prendre en compte les connexions hydrologiques et morphologiques** au sein de l'hydrosystème ainsi que leur évolution à moyen et long terme. Un des enjeux futurs est donc de donner du sens aux liens dynamiques qui unissent ces deux compartiments, c'est-à-dire d'œuvrer pour la reconnaissance et surtout la compréhension des spécificités alluviales. Cette difficulté à intégrer variabilité et connectivité demeure, en France comme à l'étranger, un des obstacles majeurs pour la gestion des corridors fluviaux (Naiman *et al.*, 1991). Dans cette partie, nous proposons donc :

- un rappel synthétique de quelques spécificités des forêts riveraines ainsi que des concepts généralement employés pour justifier les modalités de gestion, et
- des éléments concrets pour une meilleure prise en compte des contrôles hydro-morphologiques et anthropiques dans la réévaluation technique de cette gestion.

B/ Un espace boisé spécifique à gérer

1. La lente reconnaissance d'une spécificité

Le paysage alluvial que nous avons à gérer aujourd'hui est très différent de celui que nous ont légué les riverains en 1950, plus forestier dans certains cas, plus urbanisé dans d'autres. En France, **la problématique d'une gestion spécifique des forêts alluviales a émergé dans les années 1970** notamment grâce aux premiers travaux scientifiques sur le Rhin dans la plaine d'Alsace (Carbiener, 1970) et sur le haut Rhône français (Pautou *et al.*, 1972 ; Pautou *et al.*, 1979). Ces travaux ont permis de formuler les premiers principes de conservation au début des années 1980, avec un souci marqué de protection de ces milieux patrimoniaux (plan de protection de la forêt rhénane lancé en 1978 ; Yon & Tendron, 1981). Durant les années 1970, d'autres travaux ont également été menés sur certains hydrosystèmes (ex. : Loiseau & Braque, 1972 sur la Loire), mais sans que ces derniers ne jouent un rôle aussi important à l'échelle nationale que les expériences rhénanes et rhodaniennes. Au cours des années 1980 et 1990, les études se sont poursuivies sur le Rhin et sur le Rhône ; elles s'étendirent à d'autres

hydrosystèmes : la Garonne, l'Adour, l'Ain, l'Isère, la Loire... Durant ces deux décennies, le transfert en matière de gestion fut assez timide (manque de références, d'exemples de gestion…) et demeura essentiellement le reflet de démarches locales. En effet, les gestionnaires ne possédaient que peu d'outils spécifiques et, dans de nombreux cas, devaient assurer une protection réglementaire et foncière avant de pouvoir mettre en œuvre une véritable logique d'intervention. De façon caricaturale, la gestion forestière des milieux riverains depuis la Seconde Guerre Mondiale a été ainsi partagée entre, d'une part la non intervention comme mesure de conservation et, d'autre part la coupe rase associée à la plantation comme mesure de production. Si, localement, des pratiques sylvicoles individuelles ont perduré, cela concernait le plus souvent des petites surfaces.

Durant cette période, **le monde forestier et technique est resté assez en retrait de ce mouvement**. Les forestiers sont même historiquement perçus comme des adversaires du mouvement de conservation des forêts alluviales, porté essentiellement par le monde associatif et scientifique qui, en réaction, s'est positionné souvent plus dans une logique d'affrontement que de collaboration. Dans la revue des *Annales des Sciences Forestières* (éditée par l'INRA et anciennement les *Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherche et Expérience*) sur la période 1927/1994, seuls 4 articles portent directement sur la forêt alluviale. Les deux plus récents proviennent de la sphère universitaire, puisqu'ils sont issus des travaux du Laboratoire de Géographie Alpine de Grenoble (Besnard & Carlier, 1990 ; Cluzeau, 1992). Les deux autres articles remontent au début des années 1960 : Koebelé en 1961 (problèmes d'aménagement forestier posés par des futaies de résineux sur le Rhin) et Guinier en 1963 (description phytosociologique de l'espace issu de la rétraction de la bande active du haut Giffre). Dans certains articles, la problématique des boisements riverains est abordée de manière très indirecte. Il s'agit, entre autres, d'études relatives à des essences comme le frêne ou l'aulne, mais qui se situent en dehors du contexte alluvial et toujours dans une logique de production de bois (Devauchelle & Lévy, 1977 ; Le Goff & Lévy, 1984) ou dans le cadre d'aménagements plus vastes (ex. : Duchaufour *et al.*, 1961). Ces derniers présentent une étude phytosociologique et les principes de l'aménagement de la forêt d'Argonne. Il est d'ailleurs intéressant de noter que les options retenues furent alors la plantation de peupliers de culture dans les stations hygrophiles de bord de cours d'eau et l'enrésinement des chênaies mésohygrophiles. Notons que, dans la *Revue Forestière Française*, les références spécifiques aux milieux alluviaux ne sont guère plus nombreuses (sur la période 1989/2004, une seule référence : Carbiener, 1991). Les raisons de cette faible implication du monde forestier, dans le développement d'outils spécifiques de gestion des forêts riveraines au cours des années 1970 et 1980, sont probablement multiples :

- sur de nombreux cours d'eau, l'expansion spatiale de ces boisements est récente ; il n'y a donc pas de tradition de gestion des boisements ;
- dans les boisements plus anciens, dont l'état boisé était plus ou moins protégé, la gestion a longtemps été empirique et mal relayée par les scientifiques qui, dans certains cas, ont parfois eu du mal à passer de la théorie à la pratique, et à communiquer avec les praticiens ;
- depuis la Seconde Guerre Mondiale, les forestiers se sont essentiellement concentrés sur la tâche que l'Etat leur a fixée, c'est-à-dire la production de bois. Dans ce cadre, ils

ont parfois participé à la préservation de l'état boisé des massifs relevant du régime forestier, mais la prise en compte timide, ou de façon trop implicite, des autres fonctions de la forêt a longtemps cantonné les forestiers hors de la sphère environnementale.

Depuis les dix dernières années, un certain nombre de publications et de guides confirment **l'émergence d'une demande croissante en matière de connaissances et de références spécifiques aux milieux alluviaux** afin d'aider le gestionnaire dans le choix des modalités de gestion entre coupe rase et non-intervention : guide de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (Boyer [coor.], 1998), recommandations de gestion de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage Suisse (Roulier *et al.*, 1999a), guide de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (Jund *et al.*, 2000), guide pour les forêts alluviales de moyenne vallée du Rhône (Traub *et al.*, 2001), catalogue des stations, référentiel des habitats et principes de sylviculture sur le Rhin (Ancel *et al.*, 2001 ; Madesclaire [coor.], 2001 ; CSA & ONF, 2004), catalogue des stations et des mesures de gestion associées sur l'Ain (Dumas, 2004)… Des références anglophones, fournissent également des éléments de comparaison et des exemples intéressants (par exemple : MFR, 1995 ; McKee *et al.*, 1996 ; Kuntson & Naef, 1997 ; NRC, 2002 ; Hughes [coor.], 2003 ; RipFor-Team, 2003).

2. Notions d'actif naturel et de fonction spécifique

La nécessité de développer un *corpus* conceptuel et technique spécifique est directement liée à la nature des milieux riverains. Compte tenu de leur structure et de leur fonctionnement, ils peuvent être envisagés comme des **actifs naturels spécifiques susceptibles d'assurer un certain nombre de fonctions écologiques**. En effet, ils participent à la dynamique hydrologique et sédimentaire du système fluvial (ex. : stockage d'eau en période de crue), aux cycles biogéochimiques (ex. : production et séquestration de carbone) et ils sont le support de nombreuses populations animales (habitat, corridor). Ces milieux possèdent également des **fonctions sociales et économiques** puisqu'ils stockent et recyclent des nutriments, représentent des champs d'expansion des crues, participent à la recharge des aquifères… Ce sont enfin des **héritages naturels et culturels, des espaces récréatifs et esthétiques**, des laboratoires naturels de recherche… Cependant, force nous est de constater que les fonctions écologiques sont de loin les mieux connus : en effet, l'évaluation économique des services et des bénéfices associés aux écosystèmes en général et aux ripisylves en particulier, reste souvent difficile à mettre en œuvre, et les exemples sont peu nombreux (cf. Gren *et al.*, 1995 ; Point, 2000 ; Laurans & Cattan, 2000 ; Combe, 2003). De même, la charge culturelle ou spirituelle portée spécifiquement par les forêts riveraines est encore mal connue. Il y a, par ailleurs, probablement là une voie de recherche à explorer : cette charge est-elle différente de celle des autres milieux forestiers ? Si oui, en quoi se distingue-t-elle ?

En termes de **patrimoine naturel**, les hydrosystèmes présentent une diversité de milieux et une diversité spécifique associée qui en font des unités paysagères d'un intérêt écologique primordial. Par exemple, sur le haut Rhône, entre la confluence du Fier et celle de l'Ain (130 km), Pautou *et al.* (1997) dénombrent 36 communautés végétales différentes dans l'ensemble de l'hydrosystème, avec une richesse spécifique comprise entre 13 et 192 espèces par

communauté. Sur la Loire entre le Charolais et l'Anjou, Cornier (2002) identifie 51 écosystèmes principaux et inventorie au total 1340 taxons vasculaires. En échantillonnant sur 335 km le long de l'Adour, Tabacchi (1992) dénombre 1600 taxons au sein du corridor.

A l'échelle européenne, les forêts alluviales sont considérés comme des **milieux remarquables**, souvent menacés et qu'il convient de protéger (Yon & Tendron, 1981). Elles sont d'ailleurs pour la plupart classées comme prioritaires en annexe I de la directive européenne sur les habitats. Cet intérêt patrimonial est plus lié à la rareté de ces habitats et aux longues interfaces entre milieux forestiers et milieux ouverts, qui sont intéressantes pour la faune, qu'à la présence d'espèces protégées (Michelot *et al.*, 2003 ; Frochot *et al.*, 2003).

A l'échelle régionale, le corridor fluvial est un élément clé susceptible d'améliorer de la valeur écologique du paysage (Naiman *et al.*, 1993). En effet, au-delà de l'hydrosystème, les zones ripicoles, en hébergeant un pool d'espèces spécifiques, participent au maintien d'une forte diversité biologique régionale (Sabo *et al.*, 2005). De plus, lorsqu'elles présentent une continuité suffisante, elles jouent le rôle de **corridor biologique** qui est bénéfique pour les communautés. Cet effet est observé par Décamps *et al.* (1987) pour des populations d'oiseaux dans la ripisylve garonnaise. Ce rôle de lien est structural (habitat), mais aussi fonctionnel (facilitation des mouvements) (Rosenberg *et al.*, 1997). En effet, même si un corridor n'est pas toujours d'une taille suffisante pour constituer un véritable habitat (capable d'assurer les fonctions de reproduction et de survie), il peut être fondamental pour les échanges génétiques entre les sous-ensembles d'une méta-population, pour les déplacements entre des habitats fragmentés et pour limiter le taux d'extinction au sein d'un paysage de micro-écosystèmes fragmentés (Gilbert *et al.*, 1998 ; Haddad, 1999). Des habitats forestiers trop fragmentés ne permettent pas la colonisation pour certaines espèces (Honnay *et al.*, 2002). Cependant, le rôle de corridor dépend de la taille du système considéré et des populations en jeu (Laerm *et al.*, 1997).

A l'échelle d'un tronçon fluvial, les boisements riverains influencent également **les communautés aquatiques**, notamment les peuplements piscicoles, selon plusieurs modalités : production d'habitats, modification des conditions d'éclairage et de température, participation au réseau trophique... (Thévenet *et al.*, 2003). Le bois mort produit par ces boisements est un facteur de diversification des habitats dans le chenal ; en effet, l'obstruction partielle ou totale du chenal par des arbres morts se traduit par une diversification des écoulements, des faciès granulométriques et des formes topographiques (Thompson, 1995 ; Abbe & Montgomery, 1996 ; Thévenet, 1998 ; Dufour *et al.*, sous presse). Le bois mort est ainsi à l'origine d'une gamme d'habitats plus large, notamment par la formation de mouilles, ce qui a un effet positif sur les peuplements piscicoles tant dans les petits cours d'eau (Demars, 2000) que dans les grands (Thévenet, 1998). En berge, les systèmes racinaires sous cavés offrent également un élément de diversification de l'habitat. Sur les cours d'eau de petite taille ou le long des bras morts, la présence d'arbres en berge filtre les radiations solaires (Hill *et al.*, 2001). Ainsi, Beschta *et al.* (1987) ont montré qu'une coupe de la ripisylve peut entraîner une augmentation de 3 à 10°C de la température maximale de l'eau en été, et engendrer ainsi des conditions d'oxygénation de l'eau préjudiciables pour certains taxons de poissons sensibles aux températures, comme les salmonidés.

Les boisements alluviaux constituent aussi un **patrimoine économique et social** pour les riverains. La productivité de ces forêts est variable selon le contexte géographique, le type d'unité et le degré de connexion avec la nappe. Mais en moyenne, leur productivité primaire est forte pour les milieux tempérés (16 $t.ha^{-1}.an^{-1}$), et elle se situe entre celle des forêts tropicales humides (22,5 $t.ha^{-1}.an^{-1}$) et celle des forêts boréales (9 $t.ha^{-1}.an^{-1}$) (Large *et al.*, 1993). Pour une productivité totale comprise entre 6,5 et 21,5 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, la masse de bois produite varie entre 1,77 et 17,88 $t.ha^{-1}.an^{-1}$ (données pour 16 sites dans des conditions biogéographiques contrastées : Brinson, 1990 ; Lugo *et al.*, 1990). En termes de volume, un diagnostic réalisé dans différents milieux boisés de la basse vallée de l'Ain l'évalue entre 6 $m^3.ha^{-1}.an^{-1}$ pour les unités les plus sèches et 12 $m^3.ha^{-1}.an^{-1}$ pour les meilleures stations (ONF, 2000). Si la productivité augmente lorsque le sol est bien alimenté en eau, à l'inverse l'excès d'eau inhibe la croissance (saturation du sol, diminution des flux d'oxygène, accumulation dans le sol de gaz de type CH_4 ou NCO_2) (Kozlowski *et al.*, 1991) : Mitsch *et al.* (1991), dans des forêts marécageuses du Kentucky, aux Etats-Unis, mesurent une productivité de 13 $t.ha^{-1}.an^{-1}$ dans des sites temporairement inondés, et de seulement 2 $t.ha^{-1}.an^{-1}$ dans ceux submergés en permanence.

La ripisylve joue aussi un rôle important dans les cycles biogéochimiques. Son 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) (Mander *et al.*, 2005). Par exemple, sur 14 sites différents situés dans 7 pays européens, Sabater *et al.* (2003) mesurent une diminution des teneurs en azote de 5 à 30 % des entrées par mètre de ripisylve parcourue ; et ce, quelque soit le contexte climatique et le type de végétation (herbacée/arborée). Même si la plupart des études portent sur les capacités épuratrices des ripisylves dans des petits systèmes (les grands étant plus difficiles à étudier), il est possible de dégager les éléments essentiels qui contrôlent cette capacité (cf. Pinay & Clément 2003 ; Ruffinoni *et al.*, 2003). En ce qui concerne les pollutions azotées, ce sont principalement deux processus qui réduisent les teneurs en nitrate : la consommation directe par la végétation et la dénitrification liée à l'activité bactérienne. La part des deux processus dépend de la période de l'année : consommation maximale en période de végétation et dénitrification en période de hautes eaux.

La dénitrification par activité bactérienne est un processus de transformation des nitrates vers de l'azote sous forme gazeuse relâchée dans l'atmosphère. Cette transformation se déroule uniquement en condition anaérobie car, en l'absence d'oxygène libre, les bactéries dénitrifiantes utilisent l'oxygène de la molécule de nitrate. La position, le battement et les mouvements de la nappe sont donc primordiaux (Willems *et al.*, 1997 ; Sabater *et al.*, 2003). Cette réaction est également liée aux conditions de température (optimale entre 7 et 35°C), aux apports en azote et à la présence de carbone organique. Le prélèvement opéré par la végétation est un stockage transitoire, dans la mesure où, à la mort des individus, les produits sont relargués dans le système. Les quantités consommées sont directement liées à l'activité photosynthétique, elles sont donc maximales en période de végétation.

Enfin, les forêts riveraines, à l'image de l'ensemble des milieux forestiers, peuvent constituer un espace **récréatif** important dans le dispositif territorial à l'échelle régionale et locale. Dans ces forêts, la présence d'eau rend le paysage encore plus attractif (Shafer & Brush, 1977) et il est de plus en plus courant dans créer et de baliser des sentiers dans ces milieux.

3. Notions de contrainte et de risque naturel

Si les forêts alluviales présentent de nombreuses aménités positives, dans certains contextes, elles représentent également une **contrainte au développement ou au maintien des activités humaines** dans les vallées alluviales.

Par exemple, la présence de forêt en bord de chenal est souvent perçue de façon négative en matière de **gestion de l'inondation**. Elle peut, en effet, contribuer à aggraver l'effet des crues. Il faut cependant bien distinguer deux aspects : les conséquences locales et celles à l'aval.
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, ce qui diminue le pouvoir destructeur de l'inondation dans le reste de la plaine. Mais la présence de végétation et de bois mort accroît la rugosité du lit, ralentit les écoulements et augmente ainsi la fréquence des débordements. Un secteur avec du bois mort et une ripisylve large et rugueuse peut donc connaître des inondations plus fréquentes mais, dans le même temps, contribuer au "ralentissement dynamique" des écoulements à l'aval et donc permettre d'atténuer et de retarder le pic de crue.
De fait, 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). En effet, la présence d'une forêt alluviale développée en bord de cours d'eau peut se traduire par **une production importante de bois flotté**. L'entrée de celui-ci dans le cours d'eau résulte du vieillissement et de la chute des arbres. Elle peut également être provoquée par l'érosion des berges boisées sur les cours d'eau présentant une mobilité latérale importante. Dans certains secteurs de divagation de la basse vallée de l'Ain, la berge peut par exemple reculer de 10 m par an, emportant avec elle des pans entiers de forêt (Citterio, 1996). Si, dans la forêt elle-même, ce bois mort représente peu de contraintes (sauf pour l'accueil du public), ce n'est pas le cas lorsqu'il tombe et transite dans le cours d'eau. La présence de débris ligneux dans le lit d'un cours d'eau crée une diversification des conditions d'écoulement. En obstruant le chenal, les embâcles agissent comme des déflecteurs et concentrent localement les écoulements, augmentant ainsi les forces tractrices et la capacité du chenal à éroder ses berges. Selon la position de l'accumulation de bois mort dans le chenal, les berges sont, soit soumises à une érosion accélérée, soit au contraire protégées des courants forts. Ce patron d'érosion latérale peut être modifié si les embâcles sont redistribués lors d'une crue. A l'échelle du secteur, l'élargissement du chenal, par érosion latérale due aux embâcles, concerne principalement les petits cours d'eau, là où la longueur des fûts est supérieure à la largeur de la rivière, et là où les accumulations dans le chenal favorisent une augmentation des forces tractrices au droit des berges. Ces secteurs représentent une grande partie du réseau hydrographique, notamment dans les zones où l'entretien des ripisylves n'est plus assuré depuis la fin de la Seconde Guerre Mondiale. Compte tenu du vieillissement de ces ripisylves, il faut donc s'attendre à ce que, d'ici une cinquantaine d'années, la production de bois mort s'accompagne d'un élargissement du lit. Si cette érosion n'est pas négative en termes de

fonctionnement écologique du cours d'eau, elle est susceptible de s'exprimer sur des terrains accueillant des activités anthropiques.
Le bois mort transmis à l'aval peut s'accumuler au droit des ouvrages d'art et engendrer deux types de problème :

- l'affouillement des fondations et donc la déstabilisation de l'ouvrage, et
- en cas de forte crue, l'accumulation de bois peut conduire à un encombrement total de l'ouvrage et provoquer sa rupture, sous l'effet de la pression exercée par la masse d'eau accumulée.

Compte tenu du caractère ponctuel de la répartition des ouvrages franchissant les cours d'eau, ce sont des risques spatialement localisés et identifiables (Moulin & Piégay, 2004). Il est également important de noter que l'architecture de l'ouvrage est essentielle dans la formation de dépôts de bois mort (forme des piles, taille des arches…).

Un autre exemple de contrainte liée à la présence d'une végétation abondante en bord de cours d'eau concerne la problématique de **la consommation en eau** des arbres et donc de la gestion de la ressource en eau. En effet, si la quantité d'eau présente dans la nappe d'accompagnement influence la répartition de la végétation, cette dernière peut également affecter le niveau phréatique par consommation directe d'eau pour son activité physiologique et par interception. Cette question se pose avec acuité par exemple en milieu méditerranéen où coïncident basses eaux et période de végétation et ce, au niveau de tronçons où les besoins humains sont importants : alimentation en eau potable au moment du pic touristique, pratiques de la baignade et du canoë-kayak, état sanitaire des écosystèmes aquatiques…
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 au niveau d'une espèce comme le frêne (Besnard & Carlier, 1990). Cependant, pour cette dernière espèce, 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 ; Ambroise, 1988 ; Lambert *et al.*, 1991 ; Gonot, 1999). L'importance relative de ces prélèvements par rapport au volume de la nappe va donc dépendre de sa position par rapport au peuplement considéré lors de la période de végétation et de sa puissance ; les prélèvements de la ripisylve seront d'autant plus significatifs que la nappe est de faible importance.

4. Les forêts riveraines, des forêts multifonctionnelles ?

Comme nous venons de le voir, les boisements alluviaux assurent plusieurs fonctions (dont certaines sont encore mal connues), ils polarisent donc de nombreux enjeux environnementaux et sociétaux. Dans le cas des forêts riveraines, la question de la multifonctionnalité se pose de

particulière du fait de **la forte valeur patrimoniale** attribuée à ces milieux, notamment à l'échelle européenne. Ainsi, dans de nombreux cas, le principe directeur retenu sera celui d'une gestion de type "conservatoire", bien que les autres fonctions ne puissent être exclues. Une **gestion multifonctionnelle de la forêt**, telle qu'elle est préconisée par la loi d'orientation forestière de 2001, pose le problème de sa mise œuvre concrète et soulève plusieurs questions : quel territoire ou quel boisement accueille telle ou telle fonction ? Une forêt doit-elle assurer une ou plusieurs fonctions ? Toutes les forêts sont-elles équivalentes ? La première interrogation qui subordonne les autres est une question d'échelle : s'agit-il d'une forêt multifonctionnelle à petite échelle, avec des massifs affectés à différentes fonctions, ou bien d'une forêt faisant, localement, l'objet de plusieurs pratiques ?

A **petite échelle**, il est possible de sectoriser les grands principes de gestion (conservation, production, réhabilitation et accueil du public) en fonction du contexte écologique, social et économique. Il s'agit alors de considérer la place du site sur un double gradient de fonctionnalité et d'enjeux socio-économiques (fig. 4.1). L'évaluation de ces deux niveaux passe par un diagnostic précis de chaque site (cf. § C.2). Le terme "d'enjeux socio-économiques" est volontairement large, dans la mesure où il regroupe des situations variées (périurbain, contexte social et héritage historique spécifiques…). Cette sectorisation peut s'exprimer aux échelles inter-sites, mais aussi intra-sites. Le principe de préservation et de conservation des boisements et de leur fonctionnement doit être encouragé dans les secteurs les plus fonctionnels car, d'une part ce sont les plus rares et, d'autre part ils sont globalement sous-protégés (Michelot *et al.*, 2003). La volonté de protection ne doit pas être réservée aux sites peu fonctionnels, globalement moins productifs. A **grande échelle**, en effet, la mise en œuvre d'un principe n'interdit pas celle d'un autre : comme nous le verrons par la suite, il est tout à fait possible de concilier, au sein d'une même parcelle, des actions de préservation des qualités écologiques d'un boisement avec des objectifs de production de bois (cf. § C.4).

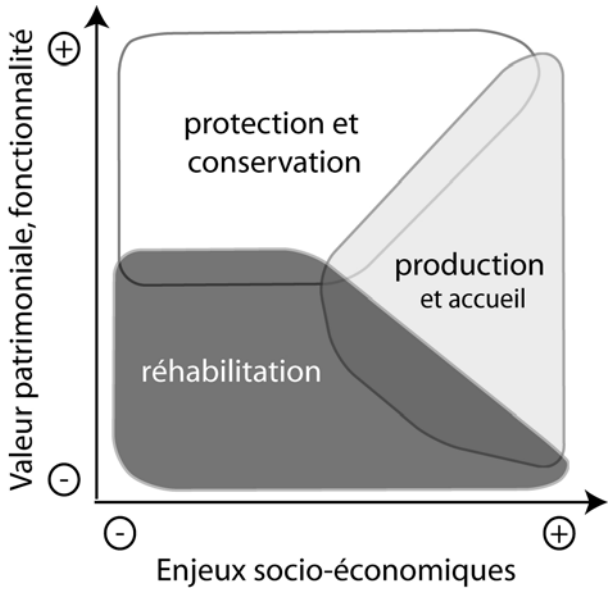


Figure 4.1 – Les principes de gestion en fonction du niveau de pression anthropique et du niveau de fonctionnement du site

5. Notions de fonctionnalité, de diversité et de naturalité

En termes de gestion des forêts alluviales, trois concepts sont généralement utilisés pour justifier les principes de pratiques conservatoires et de réhabilitation de ces milieux : **fonctionnalité**, **diversité** et **naturalité** (Trémolières *et al*., 2002 ; Carbiener, 2003).

5.1. Fonctionnalité

Comme nous l'avons montré dans ce travail, le fonctionnement d'un corridor boisé est fortement lié aux dynamiques, actuelles et passées, des flux et du tronçon. Celles-ci sont particulièrement structurantes, en tout cas suffisamment pour que leur connaissance permette de prévoir l'évolution du site à moyen terme, ce qui est indispensable pour assurer une gestion efficace. Le degré de fonctionnalité correspond ainsi au **niveau d'expression des facteurs de contrôle de la régénération et du développement des boisements riverains**. Il ne s'agit pas simplement du niveau de connexion hydrologique, mais aussi de l'intensité de l'activité morphologique, des cycles biogéochimiques, des dynamiques successionnelles...

Le niveau de fonctionnalité apparaît ainsi comme le concept clé en matière d'évaluation du caractère patrimonial des forêts alluviales, la notion de patrimoine étant ici utilisée dans le sens large de la valeur écologique et socio-économique d'un paysage, et non celui, plus restreint, de la présence des habitats ou des espèces patrimoniales. Une fonctionnalité élevée est en effet le meilleur garant de la conservation de la forte spécificité de ces milieux et des fonctions associées : caractère alluvial, mosaïque d'habitats, zone d'écotones entre milieux aquatiques et terrestres... Cependant, sur le plan pratique, cette notion reste parfois difficile à appréhender car, elle recouvre de multiples réalités :

- pour la relation eau/forêt, elle renvoie à la connectivité hydrologique des parcelles,
- pour le chenal, elle fait référence à la dynamique hydro-géomorphologique,
- pour les écosystèmes forestiers, elle est liée au libre déroulement des cycles biogéochimiques (transformation de la matière, successions écologiques).

Pour cela, nous proposons par la suite, et comme première approche, des critères simples pour l'évaluer (cf. § C.2).

5.2. Diversité

Différentes échelles de perception sont classiquement prises en considération :

- la **diversité écosystémique** se rapporte à la complexité du milieu, à la présence d'habitats variés avec des caractéristiques de structure et de fonctionnement différentes au sein d'un ensemble (écocomplexes, par exemple l'hydrosystème) ;
- la **diversité taxonomique** est associée à la variété des taxons au sein d'un écosystème ou d'un ensemble d'écosystèmes. C'est essentiellement au niveau de l'espèce que cette diversité est évaluée (diversité spécifique). Au delà du simple

nombre d'espèces (richesse spécifique), cela prend en compte la contribution de chaque espèce à l'effectif ou à la biomasse totale (l'existence de quelques espèces très dominantes diminue la diversité). La diversité spécifique ne prend aucunement en compte la présence des espèces patrimoniales (menacées, vulnérables ou rares) ;

- la **diversité génétique** fait référence à la variabilité des matériels génétiques (génotypes) au sein d'une espèce donnée. Elle conditionne en grande partie la capacité des espèces à réagir aux évolutions de leur cadre de vie ;
- enfin, la **diversité écologique** se base sur le nombre et l'abondance des groupes fonctionnels d'espèces ; elle repose sur l'idée qu'au-delà de leur existence en tant qu'espèces, les éléments d'un même taxon remplissent un certain nombre de fonctions communes au sein de l'écosystème. Il s'agit alors de considérer la diversité des groupes fonctionnels.

Concernant la diversité, trois arguments sont généralement énoncés pour justifier l'intérêt de son étude et de son maintien (Ehrlich & Wilson, 1991 ; Barbault, 1993). Un point souvent mis en avant dans la lutte contre l'érosion de la diversité biologique est **la valeur économique** directe ou à venir de cette diversité. Difficile à chiffrer, la valeur potentielle de la diversité biologique prend de nombreuses formes : consommation directe (chasse), productive (exploitation forestière), récréative (promenade), d'option (ressource génétique), d'existence (bien-être et satisfaction qu'elle procure) (Lévêque & Glachant, 1992). Une autre justification, toujours évoquée, mais nettement moins étudiée, est l'aspect plus social de la question, qui fait référence à **une valeur à la fois éthique, culturelle et esthétique de la biodiversité**. Enfin, il existe un **argument écologique**, dans la mesure où la diversité est sensée jouer un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes.

De façon assez intuitive, une forte richesse spécifique implique un panel plus large de profils écologiques et donc des potentialités plus importantes dans l'utilisation spatio-temporelle des ressources du milieu. Cette forme d'optimisation est à l'origine d'une exploitation plus performante du milieu (Naeem *et al*., 1994), d'une baisse de la quantité de ressources limitantes non consommées et d'une productivité primaire plus importante des écosystèmes (Tilman, 1999). Cette relation entre diversité et productivité, confirmée par des modèles stochastiques (Yachi & Loreau, 1999) et par des expérimentations en milieux contrôlés (Tilman *et al*., 1996), semble en réalité assez complexe. Par exemple, en distinguant 5 micro-habitats différents dans un environnement donné, Guo & Berry (1998) observent une relation entre biomasse et richesse spécifique qui est, selon le micro-habitat, soit positive, soit négative, soit absente. Mais lorsqu'ils regroupent les 5 micro-habitats, une relation en cloche apparaît. Cette ambiguïté a, par la suite, été confirmée par Mittelbach *et al*. (2001) qui, par une méta-analyse portant sur 171 publications, mettent en évidence une forte variabilité de la relation, notamment en fonction de l'échelle d'appréhension du phénomène et du groupe taxonomique retenu. Ils concluent cependant que, dans la nature, les relations croissantes et en cloche semblent les plus fréquentes. La présence de nombreuses espèces, assurant de nombreuses fonctions, serait également le gage d'une bonne protection de l'écosystème contre le déclin de son fonctionnement dans un environnement fluctuant. Cet effet d'assurance (*insurance hypothesis*),

se traduirait par exemple par une baisse de la variabilité temporelle de la productivité (Yachi & Loreau, 1999). Cependant, si la diversité semble assurer une certaine stabilité à l'échelle de la communauté (McNaughton, 1977 ; King & Pimm, 1983 ; McGrady-Steed *et al.*, 1997), son influence au niveau de l'écosystème et, surtout, de la population, paraît moins nette (Tilman, 1996 ; Loreau & Behera, 1999). En résumé, une plus grande diversité se traduirait par une plus grande stabilité temporelle des communautés, une augmentation de la productivité de la communauté, une baisse de la quantité de ressources limitantes non consommées, une augmentation du stockage des nutriments limitants et une baisse de l'invasion par des espèces exotiques (Tilman, 1999).

A l'échelle du corridor, la diversité spécifique est d'autant plus importante que la diversité écosystémique est forte. La préservation d'un cortège important d'espèces (sensé donner aux systèmes écologiques une assurance de maintien ou d'adaptation dans un environnement aux conditions fluctuantes) passe en priorité par **le maintien ou la restauration des processus hydrologiques et géomorphologiques qui génèrent une mosaïque complexe de milieux**. Dans ce cadre, où le fonctionnement du cours d'eau se rapproche d'un fonctionnement "naturel", cela peut obliger le praticien, par exemple, à accepter la disparition de surfaces d'habitats patrimoniaux par érosion de berge, dans la mesure où ces pertes sont compensées par la création de nouveaux habitats.
La réflexion à l'échelle de la placette forestière, qui est subordonnée à la précédente, renvoie aux mécanismes qui sont localement créateurs de diversité. Mais à cette échelle encore, les mesures prises doivent surtout viser la préservation ou la restauration de processus (dont la diversité biologique peut découler). Il est parfois risqué de raisonner uniquement en termes richesse spécifique locale ; en effet, une parcelle de forêt fonctionnelle et spécifique des milieux alluviaux n'est pas forcément celle qui présente le plus d'espèces.

5.3. Naturalité

Le principe de naturalité a émergé à la fin des années 1990 dans les sphères scientifiques, naturalistes et associatives (notamment le WWF et les Réserves Naturelles de France), suite à l'expression d'un intérêt croissant, et relativement récent, pour la protection des dernières forêts naturelles d'Europe (Vallauri *et al.*, 2001 ; Schnitzler-Lenoble, 2002 ; Vallauri [coor.], 2003). Schnitzler-Lenoble (2002) distingue trois types de naturalité : la naturalité originelle (jusqu'au Néolithique exclu), la naturalité potentielle (si on était resté chasseur cueilleur) et la naturalité future (si l'Homme disparaissait). Pour Trémolières et *al.* (2002), cette naturalité est composée en milieu alluvial de trois éléments interactifs : fonctionnalité hydrologique, biodiversité et hétérogénéité spatio-temporelle. Pour Carbiener (2003), le degré de naturalité est **inversement proportionnel à l'impact anthropique sur la végétation**. La naturalité désigne un état de la végétation qui combine, d'une part l'origine des surfaces (naturelle ou anthropique) et, d'autre part l'expression des dynamiques écologiques au sein du boisement (perturbée ou non par les actions humaines).

Une forêt n'ayant subi aucune intervention possède ainsi une forte naturalité, mais elle n'est pas forcément naturelle au sens strict. Par exemple, sur le Rhône, suite aux travaux du 19e s. qui ont conduit à concentrer les flux pour augmenter le tirant d'eau, de larges espaces, auparavant remaniés lors des crues, ont été artificiellement stabilisés par des épis et donc colonisés par des boisements. Du développement naturel de la végétation sur des espaces non naturels, il résulte aujourd'hui une forêt alluviale qui possède une valeur patrimoniale élevée mais qui n'en est pas moins artificielle.

De plus, notons que l'anthropisation du paysage (naturalité faible) n'est pas systématiquement synonyme d'une faible fonctionnalité ni d'une faible diversité de l'hydrosystème. Le cas de l'Arve au niveau de la plaine de Contamine est, à ce titre, très intéressant. L'extraction de graviers dans le lit a connu un pic autour de la décennie 1970, notamment lors de la construction de l'autoroute de Chamonix ; outre les effets sur la dynamique morphologique du chenal, cette activité a laissé dans le paysage des traces encore très visibles aujourd'hui, sous la forme de plans d'eau liés aux anciennes extractions. Ces plans d'eau, creusés sur des sites autrefois occupés par de la forêt alluviale, ont donc participé à la diminution de sa surface et à sa fragmentation physique. Mais ils sont, aujourd'hui, des écosystèmes d'une valeur biologique très importante à l'échelle régionale. D'une part, ce sont des milieux aquatiques lentiques et ouverts, accueillant des espèces non présentes dans les autres compartiments de l'hydrosystème. D'autre part, leur forte imbrication dans le paysage se traduit par un linéaire important d'écotones terre/eau et par une richesse écologique élevée, notamment ornithologique.

Ainsi, en termes de gestion, **la naturalité apparaît plus comme un "produit dérivé" du maintien ou de la restauration des dynamiques naturelles** et de la non intervention qui permettent aux forêts alluviales de **conserver leur spécificité** qu'un véritable objectif à atteindre.

C/ Les éléments d'une gestion cohérente

A partir de l'instant où la spécificité des boisements riverains est reconnue et les concepts de gestion maîtrisés, le praticien doit choisir des modalités de gestion adaptées à son site et les mettre en œuvre. Dans une logique de gestion intégrée, la démarche du gestionnaire peut se schématiser en 2 étapes (fig. 4.2) : **le diagnostic et la mise en œuvre de la gestion**.

Lors de la phase de diagnostic, il convient de définir des ensembles cohérents de gestion (en termes de fonctionnement de l'hydrosystème, de continuité des boisements, de statut foncier…) puis de réaliser un diagnostic fonctionnel de ces ensembles et de définir des unités homogènes de gestion. La mise en œuvre d'un programme de gestion passe par l'affichage d'objectifs clairs pour le site et d'éventuels sous-ensembles fonctionnels. Enfin, les modalités de gestion peuvent intervenir à trois échelles : l'ensemble de l'hydrosystème et le réseau hydrographique au-delà du site géré, le tronçon géré et les unités végétales au sein du site (Hughes *et al.*, 2001 ; Dufour & Piégay, 2005).

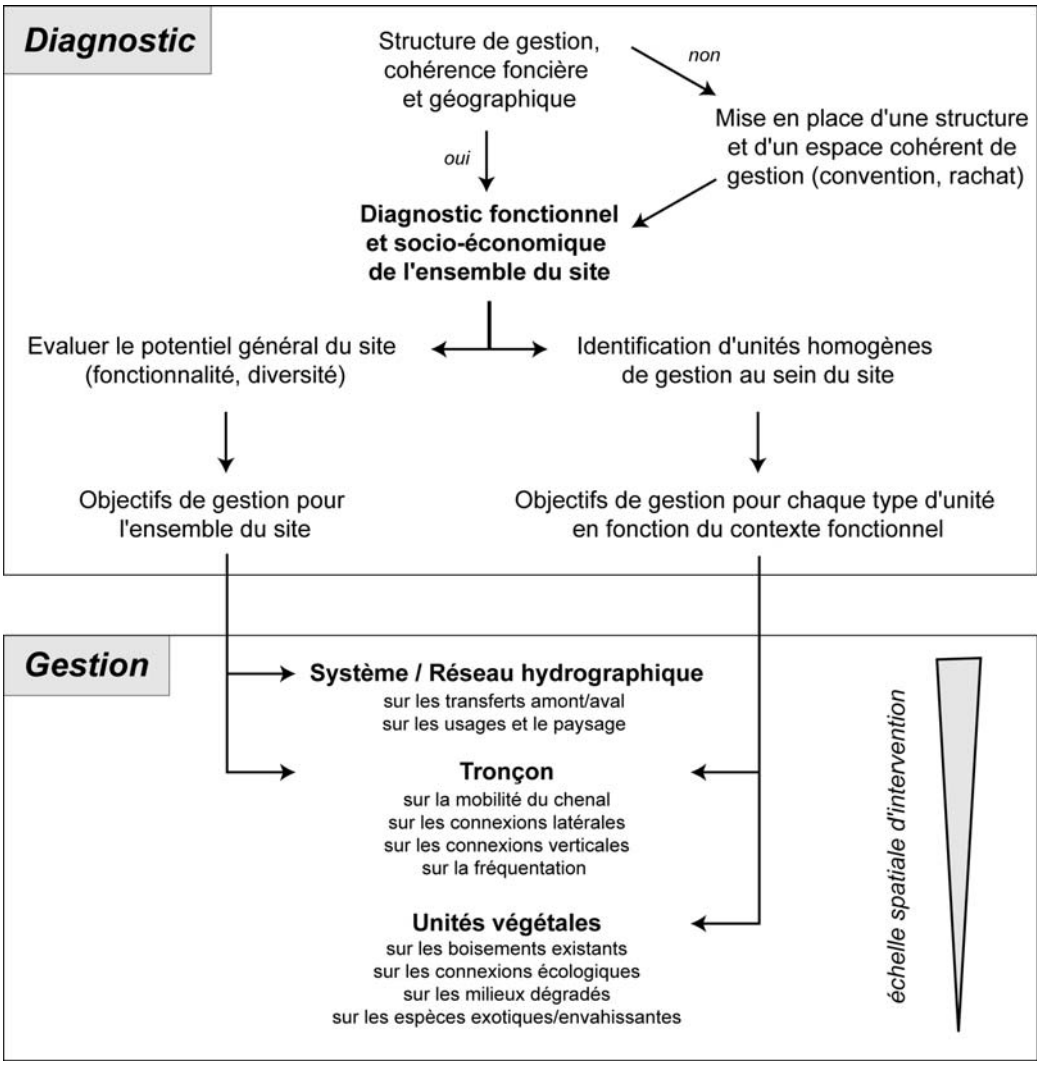


Figure 4.2 – Logique de gestion des forêts alluviales

1. La cohérence géographique des boisements à gérer

1.1. Etendue et continuité physique des sites à gérer

Pour permettre une action **à l'échelle la plus large possible,** l'entité gérée doit constituer un vaste espace. En effet, le gestionnaire d'un site de plusieurs centaines d'hectares possède mécaniquement plus de légitimité et de poids pour peser, par exemple, dans la gestion des débits à l'aval d'un barrage. Cependant, cette capacité dépend aussi fortement du contexte local et de la nature de la structure gestionnaire (association, administration…). Dans la mesure du possible, la délimitation du site doit permettre :

- d'anticiper sur son évolution à moyen terme et sur les pressions futures (urbanisation, demande en eau…), et
- de participer aux démarches menées en amont ou à une échelle plus large (SAGE, CFT…).

Il ne faut pourtant pas exclure les sites de petite taille ni les actions ponctuelles. En effet, il s'agit parfois d'amorcer sur un site des mesures de gestion en espérant par la suite étendre le territoire d'action. Cela peut même se révéler un moyen efficace pour sensibiliser, en amont, des acteurs que l'on veut associer à une démarche sans provoquer de blocage, c'est-à-dire en laissant dans un premier temps de coté les zones de conflit. De plus, la protection d'une petite entité, si elle est incluse dans un réseau plus large, présente un intérêt écologique non négligeable (Gosselin & Laroussinie [coor.], 2004). Enfin, dans les cas où la gestion du boisement est réalisée dans le cadre d'une procédure réglementaire (ex. : contrat de rivière), la délimitation des surfaces concernées se fera naturellement dans l'enveloppe territoriale de ce cadre.

1.2. Droit de propriété

L'élément fondamental pour asseoir une logique de gestion à moyen et à long terme est **la maîtrise du foncier**. Pour cela, la connaissance du statut juridique des terrains est essentielle : terrains privés, terrains communaux, terrains faisant l'objet d'une concession de l'état…
Généralement, en raison de la division des parcelles par héritages successifs, les forêts privées sont fortement morcelées ; cela se retranscrit parfois sur les structures forestières très variables d'une parcelle cadastrale à l'autre. Une forte proportion de surfaces privées sur un site et un parcellaire très morcelé peuvent rendre la gestion plus délicate simplement du fait de la multiplication des interlocuteurs.
La cartographie de ces informations foncières (couche cadastrale, régime juridique, mesures réglementaires, servitudes) peut être longue à réaliser. Dans ce cas, des actions spécifiques de concertation et d'acquisition foncière doivent être développées pour mobiliser les propriétaires.
Ces éléments, quelque peu théoriques sur la délimitation d'un espace cohérent de gestion, sont évidemment à adapter à chaque contexte. Dans certains cas, le contexte social, économique et politique oblige le gestionnaire à restreindre l'étendue spatiale de son action. Cependant, il faut garder à l'esprit que la gestion d'un site est d'autant plus efficace et cohérente à l'échelle locale qu'elle s'applique à un massif ni trop petit, ni trop morcelé et sur lequel le gestionnaire possède, sinon le droit de propriété, au moins la possibilité d'intervention.

2. Des diagnostics fonctionnels pour des boisements riverains dynamiques

Si la connaissance des boisements est fondamentale pour évaluer les potentialités et les enjeux en termes de gestion, une bonne compréhension des dynamiques à la fois hydro-sédimentaires, mais aussi socio-économiques, est indispensable pour proposer des modalités adaptées. Lors du diagnostic d'un site de forêt alluviale, deux échelles doivent être systématiquement prises en compte : **l'hydrosystème et les unités forestières**. L'échelle de l'hydrosystème est souvent sous-estimée ; il est cependant indispensable de caractériser (Dufour & Pont, soumis) :

- les flux d'eau (débits, nappe, inondations) ainsi que leur variabilité spatiale et temporelle au sein du site (intra et inter-annuelle),
- le fonctionnement sédimentaire,
- l'évolution de l'occupation du sol,
- l'historique des événements de perturbation et des aménagements du site,
- les usages actuels et passés…

Une grille simple permet d'établir un diagnostic fonctionnel à l'échelle d'un tronçon fluvial homogène sur le plan hydro-morphologique. L'organisation spatiale des boisements, au sein d'un espace à un moment donné, reflète des dizaines, voire des centaines d'années, d'évolution. Le développement des sociétés riveraines s'inscrit ainsi dans le paysage alluvial. Le **niveau de pression anthropique** qui s'exerce aujourd'hui sur un site dépend essentiellement des acteurs et des usagers (passés et présents) : propriétaires, structures associatives, services de l'état, collectivités locales, riverains… Schématiquement, nous distinguons deux contextes socio-économiques correspondant à un niveau fort et à un niveau faible de pression (tab. 4.1 ; bien évidemment tous les cas intermédiaires peuvent être imaginés). Au-delà de l'intensité de la pression, c'est l'ensemble du dispositif territorial dans lequel s'inscrit le boisement qui doit être pris en compte. Notons que ces deux niveaux ne correspondent pas uniquement à un degré de naturalité.

Tableau 4.I – Indicateurs qualitatifs de la structure et du fonctionnement hydro-morphologique du corridor

Pression	Faible	Moyenne	Forte
Structure du corridor	- Corridor fluvial essentiellement boisé - Bonne cohérence spatiale - Superficie significative - Terrain ne représentant pas une ressource économique importante pour les riverains	- Faible proportion de milieux «naturels» au sein du site - Forte fragmentation entre les unités forestières - Petits sites isolés compris dans une matrice à dominante agricole ou urbaine - Nombreuses décharges, anciennes zones d'extraction… - Proximité d'une grande agglomération	
Fonctionnalité	**Forte**	**Moyenne**	**Faible**
Dynamique hydrologique	- Nappe accessible aux peuplements ripicoles - Inondations et crues fréquentes et générales	- Nappe partiellement accessible aux peuplements ripicoles - Inondations et crues peu fréquentes et locales	- Nappe inaccessible aux peuplements ripicoles - Inondations impossibles et crues très rares
Dynamique morphologique	- Mobilité latérale généralisée - Exhaussement du lit - Sédimentation dans la plaine : mosaïque granulométrique	- Mobilité latérale localisée - Stabilité du lit - Sédimentation dans la plaine : gradient figé dans l'espace	- Mobilité latérale inexistante - Incision du lit - Sédimentation dans la plaine : absence de renouvellement
Contexte	*Cours d'eau dont les marges ont été abandonnées et/ou dont le chenal s'est rétracté et qui connaissent depuis quelques décennies un développement des unités forestières*	*Contexte de fort développement humain, de contrôle des inondations et de stabilisation du tracé*	

Sur le plan pratique, le fonctionnement d'un site est parfois difficile à appréhender car il recouvre de multiples réalités (connectivité hydrologique des parcelles, dynamique hydro-géomorphologique, déroulement des cycles biogéochimiques…). Au sein de l'hydrosystème, ce sont principalement les **processus hydrologiques** (inondation, battement de la nappe, transport de propagules et viabilité du recrutement) et **sédimentaires** (érosion de berge et construction de surface de régénération, incision/exhaussement) qui retranscrivent le plus fidèlement la fonctionnalité globale d'un site.

3. Hiérarchiser les objectifs et le choix des modalités de gestion

Compte tenu de l'asymétrie de contrôle exercée par les ensembles les plus vastes sur les sous-systèmes de l'hydrosystème, **la gestion des forêts alluviales devrait se pratiquer selon une logique descendante**, c'est-à-dire des échelons les plus vastes vers les unités de plus petite taille. Ainsi, l'action doit être envisagée par ordre de préférence à l'échelle de l'hydrosystème, puis du site et enfin de la parcelle forestière. Par exemple, si l'objectif est la protection d'une espèce menacée, il convient de caractériser ses besoins en termes de biotope avant d'intervenir directement sur les individus (ex. : réintroduction). De même, avant d'agir sur ce biotope (ex. : lutte contre la fermeture du milieu pour les essences héliophiles), le gestionnaire doit identifier les processus qui génèrent ce type d'habitat et définir comme priorité la conservation et/ou la restauration de ces processus avant d'intervenir localement sur l'habitat.

Cette approche à l'échelle du corridor se justifie également par le besoin de prendre en compte tous les enjeux qui s'expriment sur un site et d'éviter les interventions dispersées et parfois contradictoires. Par exemple, si l'objectif d'un gestionnaire est la conservation de la diversité des habitats dans un corridor peu anthropisé, une des mesures phares doit être le maintien et/ou la restauration de la dynamique d'érosion latérale qui génère des milieux pionniers et des anciens chenaux. Il est possible également de reconnecter certains bras morts ; mais dans ce cas, il faudra être très attentif au choix des bras morts pour ne pas sélectionner ceux qui sont susceptibles d'être érodés à court terme (c'est-à-dire situés dans les secteurs où l'on favorise la mobilité), au risque de voir disparaître l'investissement réalisé pour recreuser les anciens chenaux.

Malheureusement, dans la pratique, l'action à large échelle est souvent plus délicate à mettre en œuvre, car la capacité d'intervention d'un gestionnaire de site est généralement inversement proportionnelle à l'échelle d'intervention envisagée et ses moyens financiers sont souvent limités. De plus, les enjeux et les acteurs concernés sont plus nombreux. Les conflits sont ainsi potentiellement plus problématiques et la satisfaction de tous les acteurs est alors un objectif plus difficile à atteindre.

Lorsqu'un arbitrage est nécessaire entre plusieurs options, il est possible de développer, à l'échelle du bassin versant, des séquences d'actions et de sélectionner en priorité les moins

coûteuses et les plus efficaces (Brierley & Fryirs 2001). Par exemple, Kauffman *et al.* (1997) proposent de distinguer quatre types de secteurs :

- les plus intacts,
- ceux où la restauration est possible à faible coût ou par un simple changement des activités,
- ceux où la restauration est possible avec un coût élevé et une faible probabilité de réussite, et
- ceux qui ne sont pas restaurables.

4. Prendre en compte le contexte hydro-morphologique et son évolution probable

Parmi le panel des modalités de gestion qui peuvent s'appliquer aux boisements riverains (cf. : Dufour & Piégay, 2004), il est important d'insister sur la façon dont certaines permettent une réelle prise en compte des contrôles hydro-morphologiques et anthropiques.

Par exemple, le diagnostic fonctionnel du site doit permettre de caractériser non seulement l'état actuel des dynamiques hydrologiques et morphologiques, mais aussi de déterminer leur **évolution à moyen terme**. Ainsi, lorsqu'une diminution globale du niveau de **connexion hydrologique** risque d'engendrer une dérive écologique vers des milieux plus mésophiles ou xérophiles (ex. : enfoncement de la nappe), il convient de mettre en œuvre des actions spécifiques, comme par exemple :

- respecter l'hydrologie naturelle en aval d'un ouvrage régulateur, en période d'étiage et en période de crues,
- améliorer la connexion hydrologique verticale par une gestion des prélèvements d'eau,
- conserver et améliorer la connexion hydrologique verticale par les anciens chenaux,
- améliorer la connexion hydrologique verticale par la construction de seuils dans le lit mineur,
- conserver et améliorer la connexion hydrologique latérale par les eaux de surface.

Si la prise en compte de la dynamique hydrologique donne lieu aujourd'hui à un certain nombre de programmes de restauration aux Etats-Unis et en Europe (Hughes & Rood, 2003), la prise en compte, au plan opérationnel, de la **dynamique sédimentaire** est beaucoup plus rare. Cependant, des modalités particulières peuvent également être retenues dans le cas d'une perte probable d'activité morphologique et donc de la disparition du remaniement fréquent du substrat :

- respecter l'hydrologie naturelle en aval d'un ouvrage régulateur en période de crues,
- assurer le transfert de la charge de fond depuis l'amont,
- gérer l'espace de mobilité sur le site pour préserver l'érosion latérale,
- favoriser l'érosion des berges et des unités stabilisées.

La prise en compte du contexte hydro-morphologique, dans le choix d'une modalité de gestion, s'effectue également au niveau de chaque type de boisement en fonction de son degré de connexion hydrologique et de son état d'avancement dans la succession (fig. 4.3).

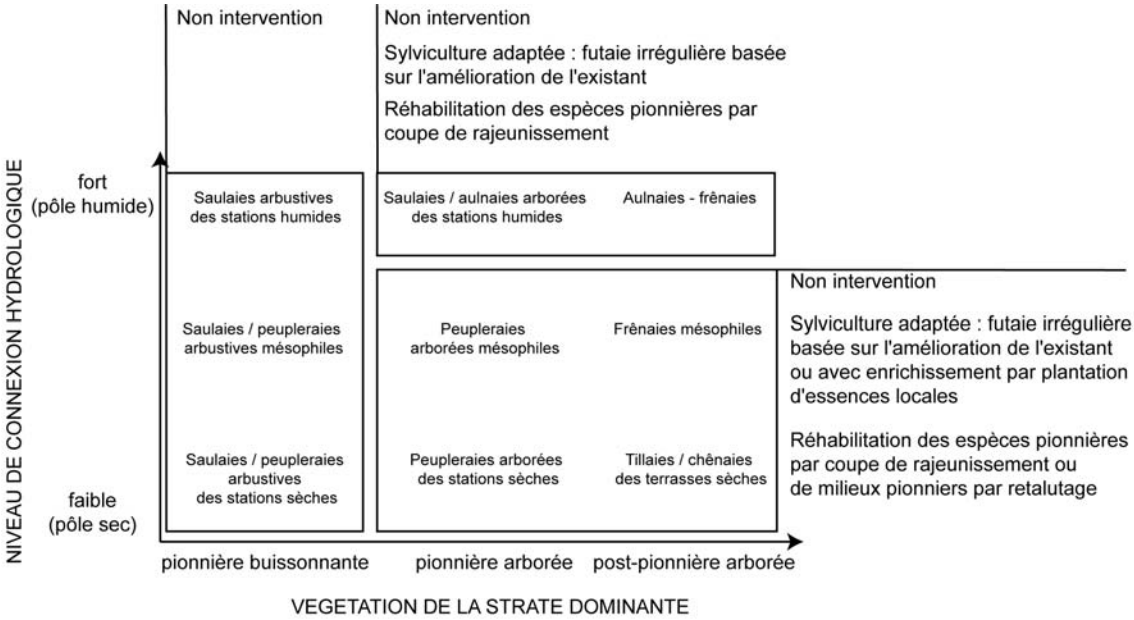


Figure 4.3 – Modalités recommandées en fonction du type de boisement et du niveau actuel de connexion

Il faut bien avoir conscience que la simple préservation de forêts alluviales ne serait constituer une mesure de gestion conservatoire unique. Une des alternatives consiste à donner une valeur d'usage, même faible, à ces boisements. Cela peut être fait par une mise en valeur paysagère et éducative du site, mais également par le biais d'une **sylviculture adaptée**, avec un objectif de production de bois de qualité et un impact sur le fonctionnement écologique des boisements moyen ou faible afin de préserver au mieux leur spécificité et leur diversité écologique. Par exemple, il est possible de travailler de façon extensive sur le principe d'une futaie irrégulière basée sur l'amélioration de l'existant (cf. Traub *et al.*, 2001 ; Dufour & Piégay, 2004 ; Dumas, 2004). Ce n'est pas seulement un choix écologique de gestion conservatoire des milieux, c'est également un raisonnement économique puisqu'il revient à ne pas investir lourdement sur des terrains susceptibles d'être érodés. La mise en œuvre d'une telle sylviculture est en effet parfaitement compatible avec le respect de l'espace de mobilité (Boquet & Durand, 2003).

A partir de l'instant où la décision est prise de produire du bois et/ou de planter des individus, le choix des essences est fondamental (Baix *et al.*, 1990). **Il doit intégrer non seulement les conditions stationnelles actuelles mais aussi celles à venir**. Il faut, par exemple, éviter d'investir sur le frêne, si le secteur est en voie d'incision. En effet, au-delà d'un certain seuil de déconnexion, la croissance ralentit fortement. Sur l'Ain, ce seuil est atteint lorsqu'une placette se retrouve à plus de 1,7 à 2 m au-dessus du niveau d'eau dans le chenal à l'étiage. Il faut donc (fig. 4.4) :

- identifier les conditions actuelles,
- évaluer l'évolution hydro-morphologique,
- en déduire les conditions futures, et
- choisir une essence adaptée.

L'identification de stations écologiques d'après la végétation présente doit être accompagnée par un diagnostic de la connexion de la placette et de son évolution à moyen terme. En effet, suite à une modification rapide des conditions de milieu, et compte tenu du temps de réponse de la végétation, il est possible d'observer des peuplements en décalage avec degré actuel de connexion. De plus, comme nous l'avons observé sur l'Ain, des peuplements semblables en termes de végétation peuvent connaître des différences très significatives au niveau de la croissance et de la régénération, et donc d'évolution. Par exemple, le guide de sylviculture développé dans le cadre d'un programme LIFE en cours sur l'Ain propose pour chaque station, deux listes d'espèces possibles en fonction du secteur : en voie d'incision ou stable (Dumas, 2004).

L'évaluation actuelle de la connexion doit intégrer l'épaisseur d'alluvions fines. Ceci est notamment fondamental pour les essences, comme le frêne, dont les racines sont incapables de prospecter les horizons graveleux. Pour les placettes fortement connectées mais présentant une couche de sédiments fins inférieure à 30/50 cm, il convient de choisir une ou plusieurs espèces d'un niveau de connexion hydrologique plus sec. A l'inverse, si la connexion hydrologique est faible, mais l'épaisseur de sédiments forte, il est possible de choisir une essence du niveau supérieur (plus humide). Enfin, l'évolution de cette épaisseur, du fait d'une forte sédimentation, doit également être prise en considération.

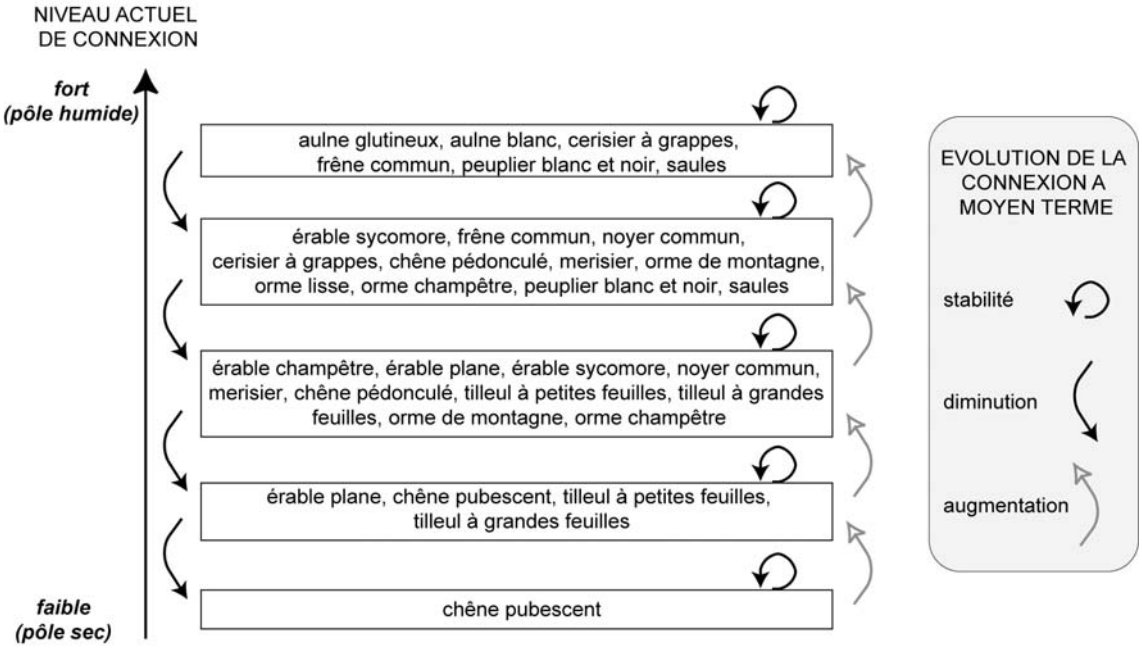


Figure 4.4 – Choix d'une essence adaptée en fonction du niveau actuel de connexion et de son évolution probable

5. Réhabiliter les sites : notions d'état actuel, d'état de référence et d'état souhaité

La structure spatiale d'une forêt alluviale (étendue, continuité, mosaïque, structuration verticale) et son fonctionnement (interactions biologiques internes, échanges avec les autres compartiments de l'hydrosystème), à un instant donné, rendent compte de **son état actuel**. Comme nous l'avons démontré, cet état résulte de l'expression des processus naturels plus ou moins intenses agissant sur des espaces qui portent l'empreinte directe et indirecte des sociétés humaines. Schématiquement, les principes de gestion conservatoire développés se basent sur deux options qui sont :

- le maintien des zones présentant encore un niveau fonctionnel élevé, et
- la restauration des zones considérées comme dégradées.

La **restauration**, au sens large, recouvre en réalité de nombreuses pistes de gestion qui visent, toutes, à améliorer la qualité écologique et/ou à augmenter la superficie d'un type de milieu ayant subi une modification du fait des actions humaines (revalorisation, réhabilitation, revitalisation…). Il s'agit donc de modifier l'état actuel pour se rapprocher au maximum d'un **état souhaité** sensé correspondre à l'objectif fixé par la société, ou du moins, par ces représentants au sens large (élus, praticiens…).

Pour déterminer les caractéristiques de l'état souhaité, il est souvent fait appel à un **état de référence** sensé représenter le stade de fonctionnement avant la modification humaine du système. Au sens strict, la restauration écologique correspond en effet au "rétablissement des fonctions de la ripisylve ainsi que des processus chimiques, biologiques et physiques ayant cours avant la perturbation" (NRC, 1992). Dans ce sens, la restauration ne concerne que les projets qui visent au retour de la structure et du fonctionnement ayant cours avant la perturbation (généralement assimilée aux activités humaines). Lorsque la perturbation est relativement récente, il est aisé de se faire une idée correcte des caractéristiques du système naturel original. Pour avoir une image des paysages fluviaux avant l'installation et le développement d'une société industrialisée aux Etats-Unis, il est par exemple possible de se référer aux observations faites par les premiers explorateurs qui parcoururent le territoire Nord américain entre le 17e et le 19e s. (ex. : Sedell et Luchessa, 1982).

Cependant, en Europe, où l'impact anthropique sur le paysage est plus ancien, il n'existe pas de témoignages directs de ce que pouvait être un fond de vallée naturel, c'est-à-dire avant que la pression humaine n'affecte leur fonctionnement. Même s'il était possible de retrouver certaines traces de ces milieux, quel serait le sens d'un retour généralisé vers un état révolu depuis plusieurs siècles correspondant à un autre contexte climatique, à un autre fonctionnement hydro-géomorphologique et surtout à d'autres pratiques des sociétés riveraines. Dans ce cas, quel état de référence retenir, le 18e s., le 17e s., le 16e s., encore avant ? Il semble donc peu opérationnel de se fixer comme état souhaité un soi-disant état de référence, qui est en réalité un état passé parmi d'autres, situé à un moment donné, sur une trajectoire complexe. Il semble plus raisonnable de se fixer comme objectif **une dynamique de référence**, caractérisée par un niveau de fonctionnalité évoluant dans le temps, comme par exemple l'existence de connexions hydro-géomorphologiques entre boisement, chenal et nappe,

l'existence d'échanges biologiques inter et intra-tronçons ou l'existence de conditions favorables à l'expression des forces successionnelles depuis les stades pionniers jusqu'aux stades matures… Au sens large de la restauration, l'objectif sera alors de "restaurer un fonctionnement, des liens entre l'ensemble des espèces et le milieu (…) [et non] de recréer une structure sans le fonctionnement, ni de recréer un fonctionnement dans une structure maintenue artificiellement" (Boyer & Piégay, 2003). Dans ce sens, on parle également d'une **réhabilitation**, qui n'implique pas un retour à l'état avant la perturbation. En Suisse francophone, les termes de "revitalisation" et de "revalorisation" sont employés respectivement pour la restauration du régime hydrologique et du transport solide et pour l'amélioration des habitats (Roulier *et al.*, 1999b), l'amélioration étant la modification d'un attribut structurel ou fonctionnel pour favoriser ou maintenir une espèce ou un habitat. Contrairement au principe de conservation, il ne s'agit pas de sauvegarder ce qu'il reste d'une dynamique, mais de la rétablir. La plupart du temps, dans les paysages fortement anthropisés, ces travaux ont pour but d'améliorer les connexions amont/aval et les connexions hydrologiques latérales et verticales ou de réhabiliter des écosystèmes. La mise en œuvre d'un programme complet de réhabilitation se fait selon une démarche scientifique particulière, qui peut être découpée en 4 étapes (fig. 4.5).

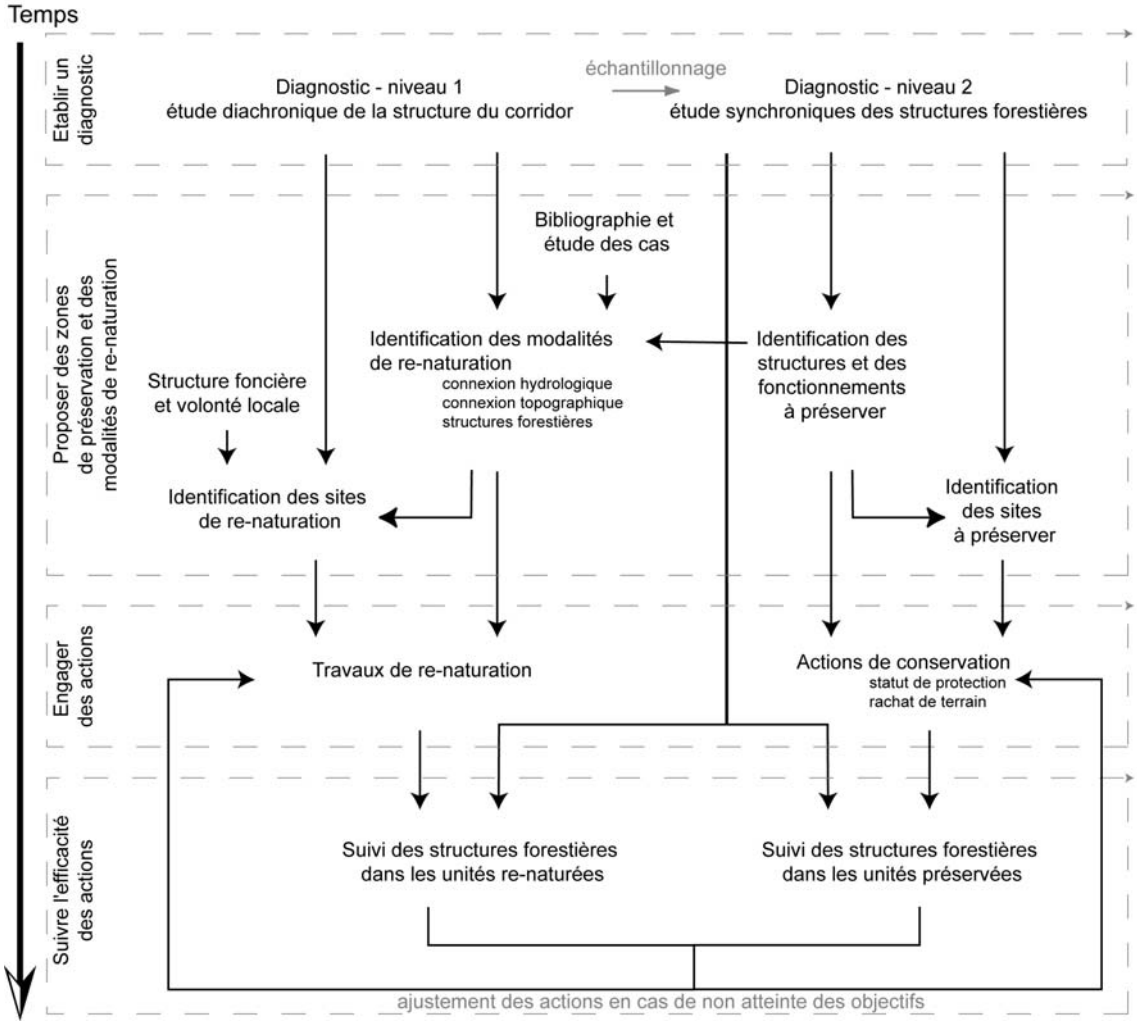


Figure 4.5 – Logique de restauration/réhabilitation des forêts alluviales

La phase de **diagnostic** se déroule à l'échelle des boisements (description des unités présentes) mais aussi à l'échelle de l'hydrosystème, par analyse diachronique de la structure du corridor. Ce diagnostic, complété par une analyse bibliographique des expériences menées sur d'autres cours d'eau, aboutit à l'identification, d'une part, des structures et des processus à préserver et, d'autre part, des modalités de réhabilitation des zones dégradées (ex. : ONF, 2005). Ce choix est évidemment guidé par une volonté politique locale et par d'éventuelles contraintes en termes de maîtrise foncière des terrains. Ensuite, les **travaux de réhabilitation et les actions de préservation** peuvent être engagés. Enfin, l'impact de ces actions doit impérativement faire l'objet d'un **suivi** pour évaluer ses effets et réaliser d'éventuels ajustements.

6. Assurer la cohérence des outils législatifs et financiers

Du fait de la nature des boisements riverains, les outils législatifs et financiers mobilisables pour leur gestion **proviennent de différents *corpus* de lois** (pour plus de détails cf. Ledoux *et al.*, 2001 ; Brottes, 2001 ; Mathieu *et al.*, 2002 ; Vérot, 2003 ; Dufour & Piégay, 2004 ; Ferry, 2004). S'il convient, au plan technique, de promouvoir une gestion croisée renforcée entre le chenal et les boisements, il convient également de rendre cette gestion possible en termes réglementaire et financier. Pour cela, une gestion cohérente des forêts alluviales doit nécessairement **s'intégrer au sein de logiques plus vastes de gestion du territoire, de l'eau, de la forêt et de l'environnement** (fig. 4.6). Chaque domaine possède son propre *corpus* de lois et son éventail de dispositifs financiers et il est souvent difficile de les mobiliser de concert, plus d'ailleurs par méconnaissance que par inadaptation (cf. Ferry, 2004).

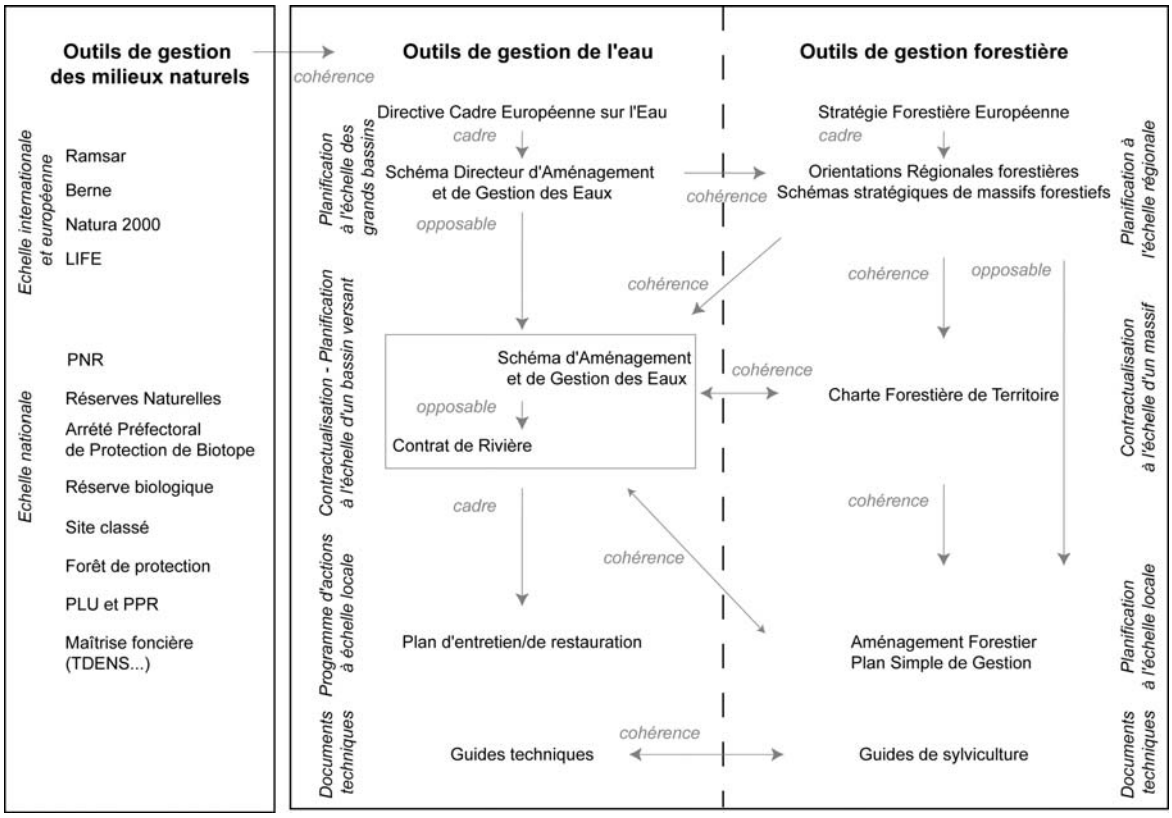


Figure 4.6 – Articulation des principaux outils de gestion des forêts alluviales

Quelle que soit l'échelle considérée, il convient aux organismes et aux gestionnaires (Agence, ONF, CRPF, Syndicats…) d'assurer une bonne cohérence entre les outils : les outils d'un niveau donné (ex. : SAGE) ne doivent pas seulement se référer au niveau supérieur de son domaine (ex. : SDAGE), mais aussi aux domaines connexes (ex. : ORF). La prise en compte des autres législations par les Orientations Régionales Forestières est d'ailleurs une obligation instituée par le législateur dans la loi d'orientation sur la forêt de 2001. De plus, il convient d'associer à chaque démarche de concertation les représentants des domaines complémentaires : les forestiers (publics et privés) dans les démarches de SAGE et de contrat de rivière, les structures de l'eau dans les chartes forestières de territoire… La mise en cohérence de l'ensemble de ces outils doit notamment permettre d'optimiser :

- le choix de la modalité la plus adaptée en termes **de protection des sites** fonctionnels et vulnérables,
- une politique de **maîtrise foncière** efficace lorsque cela est nécessaire, et
- le **financement de la gestion** de ces milieux (aides, production, compensations diverses…).

7. La valorisation des retours d'expériences

Enfin, le caractère très dynamique des sites fluviaux protégés rend nécessaire un suivi fin des actions de gestion et de leurs effets sur l'ensemble du système. Les réussites, comme les échecs, doivent être valorisées et portés à connaissance auprès de la communauté scientifique et des praticiens. Cette **valorisation des retours d'expériences** est fondamentale pour adapter sa gestion au fur et à mesure de l'évolution du site, et pour améliorer l'efficacité de la gestion des autres sites (*adaptative management*, ex. : Parma & NCEAS working group on population management, 1998).

CONCLUSION GENERALE

A/ Les apports scientifiques et pratiques

1. La notion de connexion physique
2. La notion de contrainte anthropique
3. La notion de trajectoire
4. De la recherche à la gestion et de la gestion à la recherche

B/ Les bases pour la construction d'une thématique de recherche

A/ Les apports scientifiques et pratiques

L'ensemble des travaux et des réflexions développés dans le cadre de cette thèse avait pour but d'améliorer notre compréhension de l'influence des conditions hydro-morphologiques sur les milieux forestiers riverains sous contrôle anthropique. Pour cela, nous avons abordé différentes échelles spatiales et temporelles, en travaillant sur plusieurs tronçons et sur plusieurs milieux forestiers afin d'étendre la gamme de validité de nos résultats. Ces derniers font apparaître une véritable géographie des facteurs de contrôle liée à l'expression différenciée des conditions hydro-morphologiques et également à une empreinte anthropique toujours présente. Au terme de l'analyse, les réponses apportées aux deux questions scientifiques initiales (à savoir l'évolution temporelle de la végétation et l'influence du niveau de connexion hydro-morphologique) permettent de formuler quelques conclusions dont la portée dépasse les hydrosystèmes rhodaniens. Précisons que certains facteurs de contrôle, non abordés dans ce travail, mériteraient d'être approfondis : pratiques sylvicoles, fréquentation et usages récréatifs, interactions biologiques au sein des peuplements…

1. La notion de connexion physique

Le rôle du **degré de connexion**, comme élément essentiel de structuration et de fonctionnement des forêts alluviales, a alimenté 35 ans de recherche scientifique sur les milieux alluviaux. Cette connexion est généralement abordée en termes :

- d'échanges locaux (latéraux ou verticaux) entre le chenal, la nappe et la végétation, ou
- d'échanges longitudinaux entre les tronçons fluviaux.

Les **échanges locaux** ont probablement été les mieux étudiés, notamment par les écologues, et de nombreux auteurs insistent sur le rôle prépondérant de la position altimétrique des boisements pour expliquer les conditions de milieux et donc la structure de la végétation. En effet, le **contrôle topographique** intervient sur la fréquence de connexion d'un boisement et donc sur la croissance ligneuse (ex. : Ain, Rhône), le régime de perturbation (ex. : Ain) et la composition spécifique (ex. : Drôme). Les résultats sur la croissance ligneuse soulignent que des dynamiques différentes peuvent être observées, non seulement entre des communautés différentes, par exemple entre une aulnaie frênaie et une frênaie mésophile, mais aussi entre des boisements similaires en composition spécifique. De plus, les relations entre la connexion hydrologique et la réponse biologique ne sont pas systématiquement linéaires, et des **effets de seuil** peuvent intervenir.

Nos résultats montrent également que la **connexion sédimentaire** est, au même titre que la connexion hydrologique, un élément prépondérant pour la végétation riveraine. Le rôle de la dynamique sédimentaire sous forêt est généralement considéré sous l'angle de son influence sur le déroulement des successions végétales, par exhaussement progressif de la plaine (ex. : Schnitzler, 1988). Cependant, l'existence de processus de sédimentation et d'érosion sous forêt affecte également la structure de la strate basse et donc, potentiellement, la régénération des peuplements. Ces processus agissent comme une **perturbation** dont l'effet est lié, non

seulement à l'intensité de leur expression, mais aussi à la **variabilité spatiale** des phénomènes à grande échelle. Dans les milieux forestiers non alluviaux, l'agent principal de variabilité locale dans la strate basse est généralement interne au peuplement (ex. : lumière, cf. Canham *et al.*, 1994). Dans les boisements riverains soumis à des crues, cet agent est externe : il est lié à **la dynamique du tronçon fluvial** (qui contrôle le degré de connexion) et donc à celle de l'ensemble du système fluvial. Les dépôts sédimentaires participent également à la création d'un substrat nécessaire à la prospection racinaire, et donc au développement des essences ligneuses, notamment celles qui sont sensibles à la disponibilité en eau, comme le frêne. L'importance des échanges latéraux est également illustrée par le découplage, observé sur l'Ain, entre la dynamique de la **zone remaniée** et la **zone externe du corridor**, qui s'explique principalement par une importance relative distincte des facteurs de contrôle (essentiellement anthropiques dans la zone non remaniée et hydro-géomorphologiques dans la zone remaniée).

Les **connexions amont/aval** ont été essentiellement étudiées par les écologues sous l'angle des échanges hydrologiques, comme par exemple l'effet des barrages sur les fluctuations du niveau d'eau et donc sur la régénération des milieux pionniers. L'étude des connexions sédimentaires amont/aval est généralement traitée par les géomorphologues. La végétation riveraine est alors considérée à l'échelle du tronçon comme un facteur de réponse homogène aux processus fluviaux et plus rarement comme un facteur de contrôle (ex. : évolution d'un tronçon suite au tarissement de la charge). Ainsi sur l'Ain, le **déficit de charge grossière**, lié notamment à l'implantation des barrages, se traduit par la disparition progressive des bancs de galets vers l'aval. Ces bancs participent non seulement à la diversification du corridor en tant qu'habitat (milieux pionniers), mais ils ont surtout un rôle important dans la dynamique latérale. En effet, leur présence est à l'origine de défluviations dans le chenal en dirigeant les écoulements en direction des berges. Les bancs favorisent ainsi l'érosion latérale et donc la diversification de la mosaïque. Le maintien ou la restauration de la dynamique latérale peuvent être empêchés par l'endiguement (ex. : Drôme) mais aussi par la déconnexion amont/aval (ex. : Ain). Le déficit influence la végétation à l'échelle du paysage, mais aussi à celle de la communauté et de l'espèce, comme en attestent les résultats acquis sur la croissance et la strate basse. En effet, lorsque le déficit se traduit par une incision du chenal, il diminue localement le degré de connexion de la plaine et il affecte la croissance ligneuse et la structure de la strate basse. L'impact à moyen terme sur la composition du peuplement reste cependant encore à évaluer. La **gestion amont/aval de la charge de fond est donc un enjeu majeur de gestion des boisements riverains**.

Les connexions sédimentaires longitudinales concernent également la **dynamique des sédiments fins**. Nous avons montré que les processus liés à leur dépôt et à leur mise en mouvement affectent la croissance et, potentiellement, la régénération d'un boisement. Ainsi, une rupture dans le transit sédimentaire depuis la partie amont du bassin versant (ex. : barrage) est susceptible d'avoir un impact en réduisant fortement la sédimentation, sédimentation à l'origine de perturbations et de la formation d'horizons de sédiments fins favorables à la prospection racinaire. A l'inverse, Nakamura *et al.* (1997b ; 2002) ont observé un changement dans les espèces dominantes des peuplements, du fait d'une augmentation de la sédimentation sous forêt, liée au développement de l'agriculture au sein du bassin versant et à l'endiguement d'un tronçon de méandres à l'amont.

2. La notion de contrainte anthropique

Dans les contextes géographiques où l'action de l'Homme sur les paysages est ancienne et la pression actuelle est importante, **le facteur anthropique ne peut être exclu de l'analyse** du fonctionnement et de la structure des milieux forestiers riverains. Sans entrer dans un débat inépuisable sur l'opposition entre milieux naturels et milieux anthropiques, il semble mesuré d'affirmer qu'en Europe occidentale, les surfaces de forêts riveraines vierges de toute influence anthropique sont très faibles, voire inexistantes. Même si une forêt n'accueille directement aucune activité anthropique, il est fort probable qu'elle soit située sur un tronçon dont le fonctionnement est affecté par un historique complexe d'influences humaines locales et à l'échelle du bassin, depuis les barrages jusqu'aux défrichements de versants. De fait, elles subissent toutes une **contrainte anthropique** directe ou indirecte dont l'ampleur est plus ou moins forte. L'utilisation du mot "contrainte" s'appuie sur la constatation que les pressions exercées modifient le fonctionnement et la structure des hydrosystèmes. Ainsi, le sens de ce terme est-il dénué de tout jugement de valeur. Les extractions de graviers réalisées dans le lit majeur de l'Arve, si elles ont profondément bouleversé la structure du corridor et sont généralement négativement perçues, sont également à l'origine d'une richesse écologique, notamment faunistique, liée à l'implantation de plans d'eau. Bien sûr, cette plus-value écologique n'est pas un argument susceptible de justifier les extractions, mais c'est un élément concret contraignant la gestion, dans la mesure où l'impossibilité de revenir en arrière oblige le gestionnaire à composer avec. En effet dans de nombreux cas, l'ampleur des modifications d'origine anthropique transforme, pour une échelle de temps donnée, des processus réversibles en **processus irréversibles** (Bravard, 1994).

A l'échelle du corridor, nous avons mis en évidence des contrôles anthropiques directs. Ils se traduisent par la réduction des surfaces boisées riveraines, du fait de l'expansion d'activités humaines ou, à l'inverse, par l'augmentation des surfaces, suite à l'abandon de pratiques pastorales et sylvicoles. Ces deux dynamiques possèdent une géographie et une temporalité en grande partie découplées. A surface constante, nous avons également mesuré des modifications dans l'agencement spatial des milieux forestiers à l'échelle d'un massif (ex. : Arve). Des éléments restent à approfondir, notamment concernant l'impact de l'appropriation territoriale de ces milieux par les riverains (ex. : pratiques sylvicoles) sur la structure des peuplements ou encore sur l'impact fonctionnel des transformations structurelles, par exemple en termes d'échanges génétiques.

De façon plus indirecte, nos résultats montrent que la **modification anthropique du degré de connexion et du régime de perturbation** est susceptible d'avoir une large gamme d'effets sur les boisements riverains. Par exemple, un changement dans la géométrie du chenal, du fait de l'incision (ex. : sur l'Ain) ou de l'endiguement (ex. : sur la Drôme), modifie le fonctionnement hydro-sédimentaire des communautés et donc leur structure. De même, l'altération du fonctionnement hydrologique d'un site affecte la croissance des arbres (ex. : le frêne sur les marges du Rhône). Comme pour les autres facteurs, effets directs et indirects se conjuguent, rendant parfois l'analyse des causes délicate (ex. : la végétalisation de la plaine de l'Ain).

Le contexte géographique rend ainsi nécessaire la mise en œuvre d'une réflexion scientifique adaptée, qui doit toujours considérer la question du **cadre anthropique** historique et présent :

Quelle est l'origine d'un boisement ? Quels en sont les usages passés et actuels ? Quelles sont les activités qui affectent le fonctionnement hydrologique et sédimentaire d'un tronçon ? etc. Ce cadre anthropique doit également être bien maîtrisé lors de la définition des politiques d'intervention. Les modèles de gestion mis en œuvre dans des contextes de faibles densités humaines ne sont pas transposables sans adaptations aux contextes plus anthropisés. En effet, dans nos sociétés, il est aujourd'hui inconcevable de remettre en cause l'ensemble des activités et des besoins des communautés riveraines : protection des biens et des personnes, alimentation en eau potable, production hydroélectrique… Cependant, la possibilité de favoriser ou de restaurer l'expression des dynamiques hydrologiques et morphologiques doit toujours être envisagée. C'est l'une des garanties pour conserver la valeur écologique et les fonctions associées aux forêts riveraines.

3. La notion de trajectoire

Qu'il s'agisse des connexions hydrologiques et sédimentaires, des actions anthropiques ou de tous autres facteurs de contrôle, **leur expression est très rarement stable dans le temps**. Pris un à un, chacun des paramètres de contrôle des systèmes biologiques est susceptible d'être modifié. Ces paramètres peuvent varier brutalement (ex. : niveau de la nappe, suite à l'installation d'un puit de pompage) ou progressivement (ex. : incision lente du chenal) (fig. C.1). Cette variation peut être également cyclique, temporaire (ex. : inondation en période de crue) ou permanente (ex. : dérivation du débit). Enfin, elle peut être fluctuante (ex. : caractéristiques topographiques dans le lit endigué de la Drôme) ou monotone, c'est-à-dire évoluant toujours dans le même sens (ex. : incision à moyen terme).

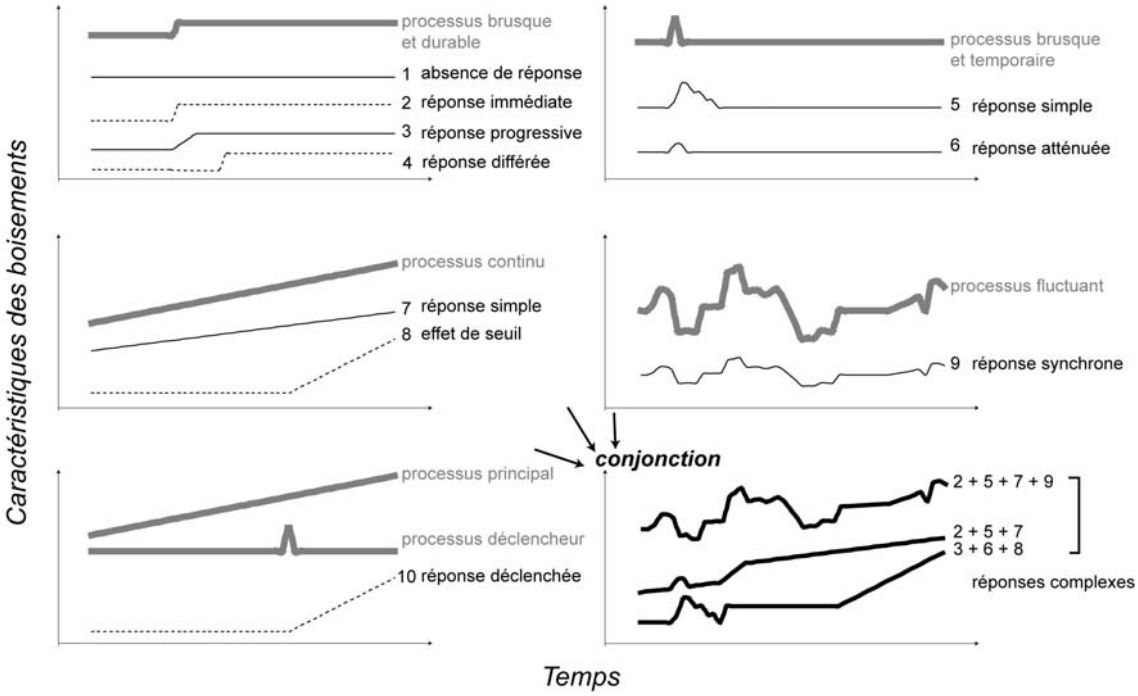


Figure C.1 – Représentation schématique de la trajectoire d'un système sous l'influence de plusieurs processus

La **réponse des milieux forestiers** peut être synchrone ou décalée dans le temps, du fait de l'atteinte d'un seuil (ex. : topographique), ou de la manifestion d'un événement déclencheur (ex. : une année sèche). Il n'y a pas forcement de réponse si les conditions limites ne sont pas atteintes (ex. : strate basse des sites fréquemment perturbés mais situés loin du chenal, effet de seuil dans l'effet de l'incision sur la croissance du frêne). Enfin, l'ampleur de la réponse à un même processus peut être variable dans l'espace, notamment en fonction du contexte originel : dans ce cas, l'effet de l'abaissement de la nappe n'aura pas le même effet en fonction de son niveau initial.

Le concept de dérive écologique des boisements riverains introduit une notion important d'irréversibilité des phénomènes, par exemple en réponse à l'incision du chenal (fig. C.2). Cette notion doit maintenant être enrichie par :

- **des approches quantitatives sur les seuils de réaction** des espèces et des communautés, et
- **l'intégration de la part relative des différents facteurs de contrôle**.

En effet, compte tenu du nombre de processus en jeu, les réponses simples sont rares. Elles sont généralement le fruit de plusieurs réponses affectant en cascade plusieurs processus (ex. : le contrôle de la croissance ; fig. C.3). De fait, l'évolution d'un boisement ne peut être comprise qu'à la lumière de la **conjonction des facteurs de contrôle** (fig. C.1) et non uniquement des processus de succession végétale. Les notions d'équilibre et de réversibilité sont ainsi insuffisantes pour décrire l'évolution des milieux forestiers en plaine alluviale. Les chroniques de la croissance du frêne sur tous les sites étudiés montrent clairement une surimposition entre des phénomènes locaux liés à l'évolution de l'alimentation en eau et une influence hydro-climatique s'exprimant à une échelle plus large. Du fait de l'interpénétration temporelle des dynamiques, une caractéristique du corridor peu paraître constante mais, en réalité, présenter une variabilité géographique. Sur l'Arve, dans la plaine de Contamine, la constance des superficies des milieux forestiers s'explique par une compensation surfacique entre les destructions liées aux extractions de graviers et à l'urbanisation, et la végétalisation de nouvelles surfaces. Cette végétalisation résulte, quant à elle, de deux dynamiques distinctes dans le temps et dans l'espace : une à dominante hydro-morphologique (disparition du style en tresses) et une anthropique (abandon de certaines parcelles cultivées et comblement de certains plans d'eau). De plus, la constance d'un paramètre n'implique pas la stabilité du corridor. Sur l'Arve, malgré une relative stabilité des superficies sur le site de Contamine, la structure et la nature des boisements a fortement changé : perte de milieux pionniers suite à la métamorphose morphologique, fragmentation du fait de l'activité d'extraction, communauté spécifique colonisant les anciennes gravières…

Il n'y a généralement pas de stabilité des milieux forestiers alluviaux, quel que soit le niveau d'échelle. La diversité est transitoire et les conditions locales de croissance de la végétation évoluent au gré des modifications de la dynamique morphologique, du niveau de connexion hydrologique et des activités anthropiques. Mécaniquement, l'évolution du paysage et des écosystèmes forestiers, à moyen terme, ne peut pas se produire de façon strictement continue

ou cyclique (successions). Les boisements sont donc sur une **trajectoire complexe**, dont la forme dépend non seulement de la nature et de l'ampleur des processus de contrôle mais aussi de la réponse des systèmes (immédiate, effet de seuil, continue…). Ceci n'est pas sans conséquences pour le praticien, puisque cela implique une gestion d'un ou plusieurs processus dynamiques, et non la gestion d'un état. Or, les praticiens sont souvent plus armés pour maintenir une structure dans un état donné, que pour gérer des processus à l'origine d'une évolution permanente de leur site et de leurs boisements.

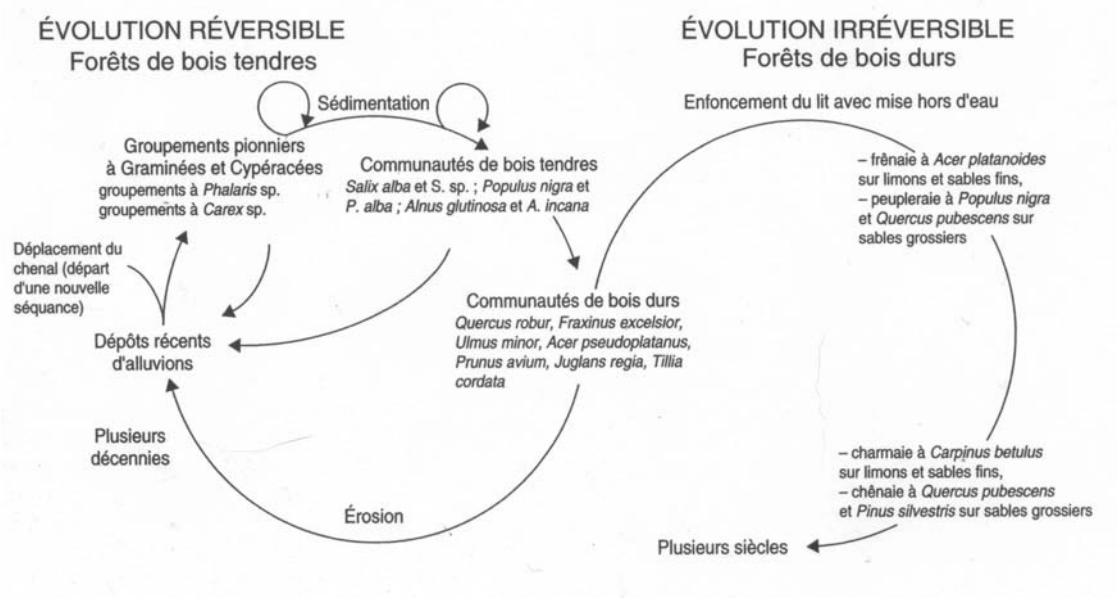


Figure C.2 – Exemple d'une dérive écologique simple, l'incision du chenal entraîne une modification de la nature des milieux forestiers (Pautou* et al.*, 2003)

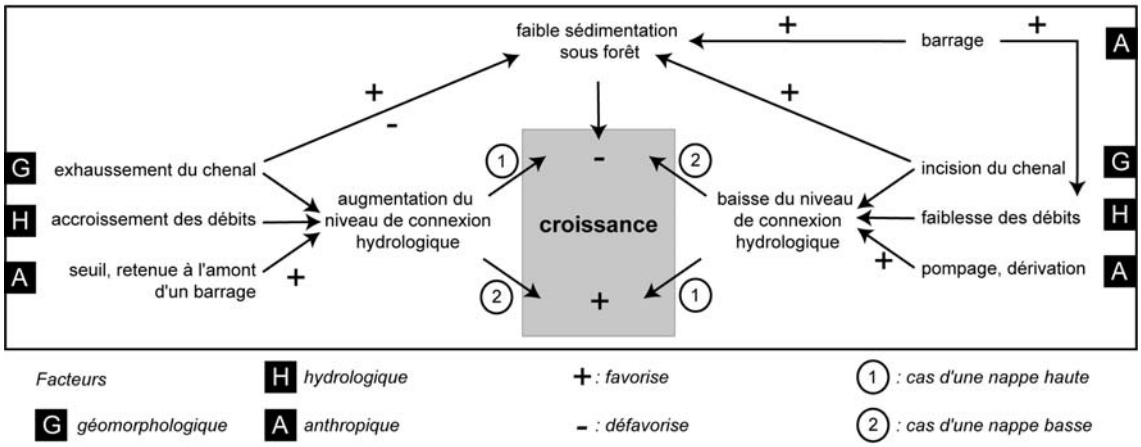


Figure C.3 – Exemple d'interactions complexes entre facteurs de contrôle : modèle conceptuel simplifié des facteurs de contrôle de la croissance ligneuse en milieu alluvial (note : les interactions biologiques ne sont pas figurées)

4. De la recherche à la gestion et de la gestion à la recherche

La plus grande partie des boisements riverains européens se développe le long de tronçon dont les conditions hydrologiques et sédimentaires ont été modifiées par les actions anthropiques (barrage, digues, dérivation, pompages). Généralement, ces actions se traduisent par une baisse des connexions entre un tronçon et son bassin versant et entre le chenal et les boisements. Or, ces connexions contrôlent aussi bien les apports en eau qu'en sédiments et, par-là même, le régime des perturbations. A l'échelle du bassin rhodanien, l'état des lieux dressé pour la mise œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau montre qu'environ 60 % des masses d'eau sont soumises à des prélèvements ou à une modification de régime hydrologique, 70 % connaissent des ruptures amont/aval et 70 % des problèmes de connectivité latérale (Agence RMC, 2005).

Les exemples développés dans notre travail illustrent avec force le lien organique qui unit les peuplements riverains aux processus hydrologiques et morphologiques à l'œuvre dans les systèmes fluviaux. Mais, illustrer ce lien n'est pas un aboutissement. Cela constitue simplement un argument supplémentaire pour développer une gestion cohérente des lits fluviaux et de leurs marges boisées, une gestion où l'évolution des différents compartiments (chenal, nappe…) est prise en compte. Les éléments développés dans cette thèse, avec d'autres, sur le choix des essences à favoriser, se traduisent d'ores et déjà en modalités concrètes de gestion des boisements riverains (Dumas, 2004). Cette gestion doit également appuyer ces actions sur des principes et des objectifs explicites et raisonnés. Par exemple, avant de proposer des modalités de maintien de la biodiversité, il convient de préciser de quel niveau de diversité il s'agit (génétique, spécifique paysagère) et surtout la raison de ce choix. Enfin, une gestion cohérente se nourrit d'une bonne connaissance du site géré, bonne connaissance des milieux forestiers mais aussi de l'ensemble de l'hydrosystème (Dufour & Pont, soumis).

Pour cela, les praticiens disposent aujourd'hui d'éléments concrets sur les modalités de gestion à mettre en œuvre sur le terrain (ex. : Hughes [coor.], 2003 ; Dufour & Piégay 2004 ; Dumas, 2004). Afin de réaliser de nouveaux progrès importants dans la gestion des boisements alluviaux, il convient, sur le plan technique, d'appliquer désormais une large gamme de modalités différentes, de réhabiliter les connexions et les perturbations au sein des plaines alluviales et, surtout, d'évaluer scientifiquement leur efficacité ou du moins leurs impacts sur les peuplements. Ce retour d'expérience est fondamental pour formuler des questions scientifiques précises pouvant faire l'objet de recherches fondamentales : des recherches qui, par la suite, doivent permettre d'améliorer les actions de gestion.

B/ Les bases pour la construction d'une thématique de recherche

Afin de mener à bien ce travail, nous pensions qu'il était indispensable de puiser dans différentes disciplines scientifiques. Les résultats obtenus et les pistes de recherches qui s'ouvrent maintenant à nous, confirment non seulement le bien-fondé de ce présupposé et

plaident en faveur de la poursuite d'une telle démarche. Ainsi la construction d'une véritable thématique de recherche en géographie, à la fois fondamentale et appliquée, peut être esquissée sur le thème des **"connexions physiques, trajectoires temporelles et contraintes anthropiques dans les milieux forestiers des hydrosystèmes fluviaux"**. Cet axe de recherche pourrait s'alimenter des questions abordées ou simplement soulevées dans le cadre de cette thèse sur la variabilité géographique des processus de contrôle des forêts riveraines, mais également d'autres pistes (fig. C.4). La base de cette thématique serait double avec :

- un travail de recherche dans le champ de la biogéographie, et
- la construction d'interactions avec des disciplines des sciences sociales et des sciences de la vie.

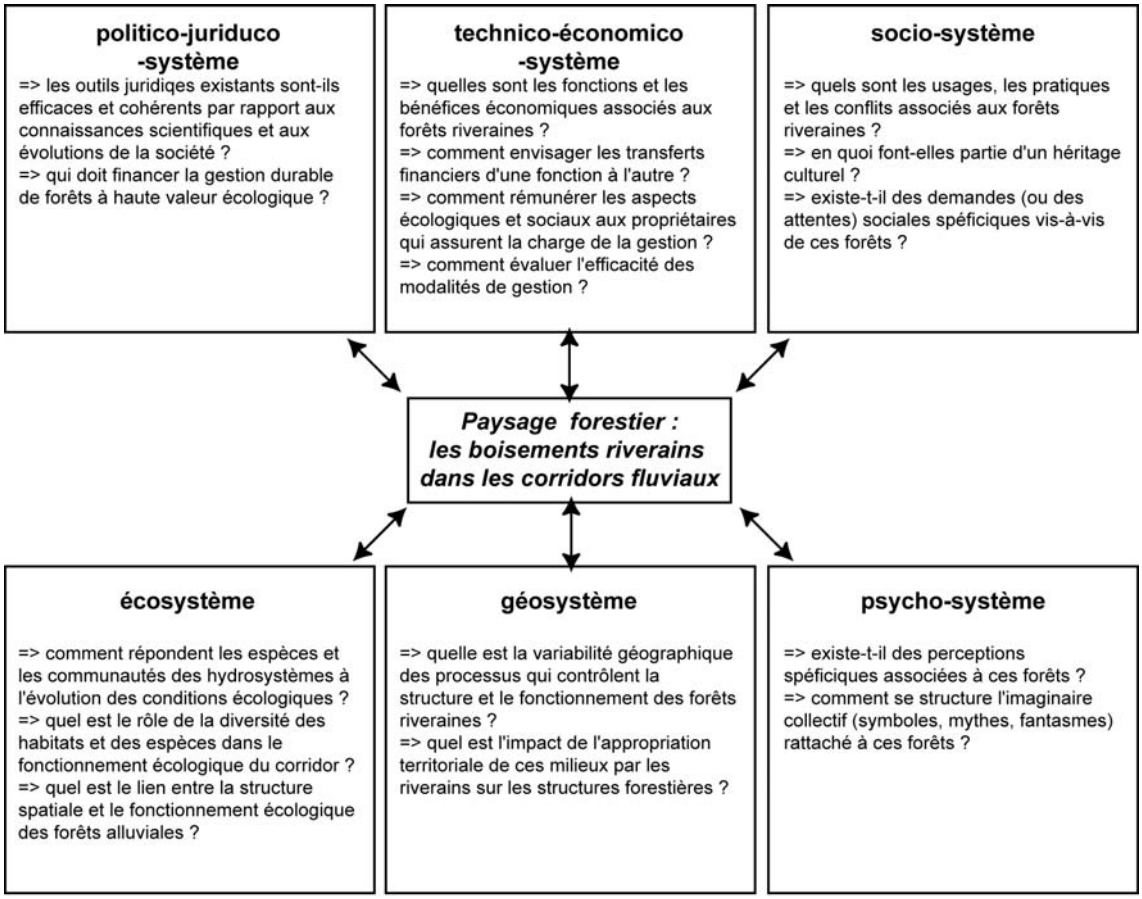


Figure C.4 – Exemples de questions scientifiques susceptibles de structurer une thématique de recherche sur les boisements riverains (d'après Arnould, 2003)

Cette thématique de recherche viserait à mettre en lumière les dynamiques qui unissent les facteurs de contrôle des flux d'eau et de matières, à l'échelle du bassin versant et du tronçon fluvial, et l'expression des processus écologiques à l'échelle des massifs forestiers et des peuplements. Le but serait également d'acquérir une meilleure compréhension de la trajectoire et de la structuration de ces forêts, dans des systèmes où le contrôle anthropique est quantitativement important et qualitativement présent sous de nombreuses formes. Afin de décrire ces trajectoires, les rétroactions entre végétation et processus hydro-sédimentaire

doivent être mieux cernées : relation nappe/consommation en eau/croissance, relation inondation/sédimentation/végétation… Les différents outils méthodologiques abordés dans le cadre de cette thèse ont montré leur pertinence et pourraient appuyer cette réflexion (ex. : analyses S.I.G., dendrochronologiques), même si la maîtrise de certains reste à approfondir (ex. : utilisation des traits biologiques comme indicateur). Les applications de ces éléments de recherche fondamentale sont nombreuses en termes de gestion, notamment pour la mise au point d'outils et de références pertinentes dans l'évaluation des modalités de gestion.

Comme nous l'avons souligné, cette thématique de recherche devrait se renforcer en construisant des collaborations avec d'autres champs disciplinaires comme :

- la sociologie et l'anthropologie, afin d'analyser les représentations et les besoins, et non plus seulement les fonctions, individuels et collectifs associés à ces boisements (Brédif & Arnould, 2004 ; Le Lay, thèse en cours ; Boutefeu, thèse en cours),
- l'écologie, afin de lier l'analyse quantitative des processus hydro-morphologiques et des variables biologiques et d'intégrer les interactions et les rétroactions biologiques non abordées dans le cadre de cette thèse (Tabacchi *et al.*, 2000), et
- l'économie et le droit, pour aborder la question des bénéfices rendus et des services, au cœur de la gestion durable de ces milieux…

Références

Abbe T.S. & D.R. Montgomery (1996). Riparian influence on the physical characteristics of streams. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12 (2-3): 201-221.

Abrams M.D., C.M. Ruffner & T.E. DeMeo (1998). Dendroecology and species coexistence in an old-growth Quercus-Acer-Tilia talus slope forest in the Central Appalachians, USA. *Forest Ecology and Management*, 106: 9-18.

Abt S.R., W.P. Clary & C.I. Thornton (1994). Sediment deposition and entrapment in vegetated streambeds. *Journal of Irrigation Drainage Engineering*, 120 (6): 1098-1111.

Agence RMC [Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse] (2005). *DCE, état des lieux : caractérisation du district et registre des zones protégées*. Comité de bassin, 330 p.

Allain-Jegou C. (2002). *Relations végétation – écoulements – transport solide dans le lit des rivières, étude de l'Isère dans le Grésivaudan*. Thèse de Doctorat, INPG Grenoble, 201 p.

Allen T.F. & T.B. Starr (1982). *Hierarchy. Perspective for ecological complexity*. The University Chicago Press, 310 p.

Ambroise B. (1988). Interactions eaux souterraines - eaux de surface dans le bassin du Ringelbach à Soultzeren (hautes Vosges, France) : rôle hydrologique des surfaces saturées. *In* : Dahlblom P. & G. Lindh [eds.], *Interaction between groundwater and surface water*, Proceeding International Symposium, IAHR, Ystad (Suède), 231-238.

Amlin N.M. & S.B. Rood (2003). Drought stress and recovery of riparian cottonwoods due to water table alteration along Willow Creek, Alberta. *Trees*, 17: 351-358.

Amoros C., A.L. Roux, J.L. Reygrobellet, J.P. Bravard & G. Pautou (1987). A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers*, 1: 17-36.

Amoros C. & G.E. Petts [eds.] (1993). *Hydrosystèmes fluviaux*. Collection d'écologie, Masson, 300 p.

Amoros C., J. Gibert & M. Greenwood (1993). Interactions entre unités de l'hydrosystème fluvial. *In :* Amoros C. & G.E. Petts [eds.], *Hydrosystèmes fluviaux*, Collection d'écologie, Masson, 169-199.

Amoros C. & G. Bornette (1999). Antagonistic and cumulative effects of connectivity: a predictive model based on aquatic vegetation in riverine wetlands. *Archiv für Hydrobiologie*, Suppl. 115 (3): 311-327.

Ancel P., D. Paillereau & M.E. Wilhelm (2001). *Peuplements forestiers des plaines alluviales, typologie et sylviculture*. Ministère de l'Agriculture et de la pêche, ONF, CRPF, Région Alsace, 62 p.

Andersen D.C. & D.J. Cooper (2000). Plant-herbivore-hydroperiod interactions: effects of native mammals on floodplain tree recruitment. *Ecological Applications*, 10 (5): 1384-1399.

Andersson E., C. Nilsson & M.E. Johansson (2000). Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated Rivers: Research and Management*, 16: 83-89.

Andrews D. (1984). Bed-material entrainment and hydraulic geometry of gravel bed rivers in Colorado. *Geological Society of American Bulletin*, 95: 371-378.

Antonic O., D. Hatic, J. Krian & D. Bukovec (2001). Modelling regime acceptable for foret survival after the building of the hydro-electric power plant. *Ecological Modelling*, 138: 277-288.

Arnould P. (2003). Discours sur le paysage : à la croisée des regards et des systèmes. *Géoconfluences*, disponible (08/2005) sur : www.ens-lsh.fr/geoconfluence/doc/transv/paysage/PaysageScient.htm.

Arnould P. & V. Clément (2004). Forêts et développement durable, de l'impératif de la durabilité à la question controversée des indicateurs. *Historiens et Géographes*, 387 : 163-174.

Astrade L. & Y. Bégin (1997). Tree-ring response *Populus tremula* L. and *Quercus robur* L. to recent spring floods of the Saône River, France. *Ecoscience*, 4 (2): 232-239.

Astrade L., J.P. Bravard & N. Landon (1998). Mouvements de masse et dynamique d'un geosystème alpestre : étude dendro-géomorphologique de deux sites de la vallée de Boulc (Diois, France). *Géographie Physique et Quaternaire*, 52 (2) : 153-165.

Astrade L. & Y. Bégin (2003). La dendrochronologie : un outil de diagnostic et d'évaluation du fonctionnement des hydrosystèmes. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 204-216.

Aussenac G. & G. Lévy (1983). Influence du dessèchement du sol sur le comportement hydrique et la croissance du chêne pédonculé (*Quercus robur* L.) et du frêne (*Fraxinus excelsior* L.) cultivé en case de végétation. *Annales des Sciences Forestières*, 40 : 251-264.

Aussenac G. & G. Lévy (1992). Les exigences en eau du frêne (*Fraxinus excelsior*). *Revue Forestière Française*, XLIV (n°spécial) : 32-38.

Azami K., H. Suzuki & S. Toki (2004). Changes in riparian vegetation communties below a large dam in a monsoonal region: Futase dam Japan. *River Research and Applications*, 20: 549-563.

Baix P., M. Dethioux & J. Rondeux (1990). Pour une production ligneuse de qualité : impératifs écologiques et sylvicoles. *Agricontact*, 223 : 1-7.

Baker W.L. & G.M. Walford (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.

Barbault R. (1993). Une approche écologique de la biodiversité. *Natures-Sciences-Sociétés*, 1 (4) : 322-329.

Baron C. & E. Vang (1996). *Manuel de référence de StatView*. Abacus-concepts, Berkeley, Californie, 477 p.

Barraqué B. (1994). Problématique sociologique de la gestion intégrée des rivières. *In* : Mormont M. [ed.], *Les contrats de rivière, environnement et société* n°13, Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Arlon, Belgique.

Barrat-Ségretain M.H. & C. Amoros (1996). Recovery of riverine vegetation after experimental disturbance: a field test of the Patch Dynamics Concept. *Hydrobiologia*, 321: 53-68.

Barsoum N. (1998). *A comparison of vegetative and non-vegetative regeneration strategies in* Populus nigra *and* Salix alba*.* PhD Thesis, Cambridge Unversity.

Barsoum N. (2001). Regeneration requirements and promotion measures. *In*: Lefèvre F., N. Barsoum, B Heinze, D. Kajba, P. Rotach, S.M.G. de Vries & J. Turok, *EUFROGEN technical bulletin: In situ*

conservation of Populus nigra. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy, 58 p.
Barsoum N. & F.M.R. Hughes (1998). Regeneration response of black poplar to changing river levels. *In*: Wheater H. & C. Kirby [eds.], *Hydrology in a changing environment*, Wiley, Volume I, 397-412.
Bartoli M. & C. Dall'Armi (1996). Critères d'exploitation de l'érable sycomore, de l'érable platanoïdes, du merisier et du frêne commun dans les Pyrénées centrales et leur piédmont. *Revue Forestière Française*, XLVIII (1) : 42-48.
Beckage B., J.S. Clark, B.D. Clinton & B.L. Haines (2000). A long-term study of tree seedling recruitment in the southern Appalachian forests: the effects of canopy gaps and shrub understories. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 1617-1631.
Becker M., G.D. Bert, J. Bouchon, J.F. Picard & E. Ulrich (1994). Tendances à long terme observées dans la croissance de divers feuillus et résineux du nord-est de la France depuis le milieu du 19e siècle. *Revue Forestière Française*, XLVI (4) : 335-340.
Belsky A.J. (1986). Revegetation of artificial disturbances in grasslands of the Serengeti National Park, Tanzania. I Colonization of grazed and ungrazed plots. *Journal of Ecology*, 74: 419-437.
Bendix J. & C.R. Hupp (2000). Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrological Processes*, 14: 2977-2990.
Bennett R.J. & R.J. Chorley (1978). *Environmental systems: philosophy, analysis and control*. Methuen, London, 624 p.
Berger B. (2000). *Variabilité spatiale de la sédimentation dans les zones pionnières de la forêt alluviale de la vallée de l'Ain*. Mémoire de maîtrise, Université Jean Moulin Lyon 3, 96 p.
Beroutchachvili N. & G. Bertrand (1978). Le Géosystème ou "système territorial naturel". *Revue de Géographie des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 49 (2) : 167-180.
Beschta R.L., R.E. Bilby, G.W. Brown, L.B. Holtby & T.D. Hofstra (1987). Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions. *Forestry and fishery interactions*, University of Washington, Institute of forest resources, Seatle, 57: 191-232.
Besnard G. & G. Carlier (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.
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, 187 p.
Biondi F., I. Galindo Estrada, J.C. Gavilanes Ruiz & A. Elizalde Torres (2003). Tree growth response to the 1913 eruption of Volcan de Fuego de Colima, Mexico. *Quaternary Research*, 59: 293-299.
Birkhead A., C.S. James & B.M. Olbrich (1995). Monitoring the bank storage dynamics component of the riparian water balance in the Sabie River, Kruger National Park. *Water SA*, 21 (3): 211-220.
Blais R. (1939). *La forêt*. Presses Universitaires de France, Paris, 286 p.
Blanchemanche P., J.F. Berger, L. Chabal, C. Jorda, C. Jung & C. Raynaud (2003). Le littoral languedocien durant l'Holocène : milieu et peuplement entre Lez et Vidourle (Hérault, Gard). *In* : Muxart T., F.D. Vivien, B. Villalba & J. Burnouf [eds.], *Des milieux et des hommes : fragents d'histoires croisées*, Elsevier, 79-92.
Blandin P. & M. Lamotte (1985). Ecologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques. *In* : Lamotte M. [ed.], *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*, Masson, Paris, 139-162.
Boissel A. (1997). *Historique des activités humaines sur la réserve naturelle du Val de Loire*. Conservatoire des Sites Naturels Bourguignons, 31 p.
Bonnefon Craponne E. (1996). *La réserve naturelle des Ramières : document de cartographie écologique*. Mémoire de maîtrise, Université Joseph Fourier, Grenoble 30 p.
Boquet J.F. & E. Durand (2003). Concilier protection et production dans la gestion des forêts riveraines. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 414-428.
Bornette G. (2000). Végétation aquatique. *In* : Amoros C. [coor.], *Aide au diagnostic du fonctionnement des zones humides fluviales*, Rapport final, Ministère de l'environnement, Agences de l'Eau, GIP hydrosystèmes, Plan d'action pour les zones humides, 38-53.
Bornette G. & C. Amoros (1991). Aquatic vegetation and hydrology of a braided river foodplain. *Journal of Vegetation Science*, 2: 497-512.
Bornette G. & G. Heiler (1994). Environmental and biological responses of the former channels to river incision: a diachronic study on the Upper Rhône River. *Regulated Rivers: Research and Management*, 9: 79-92.
Bornette G. & C. Amoros (1996). Disturbance regimes and vegetation dynamics: role of floods in riverine wetlands. *Journal of Vegetation Science*, 7: 615-622.
Bornette G., C. Amoros & J.C. Rostan (1996). River incision and decennial vegetation dynamics in cut-off channels. *Aquatic Sciences*, 58 (1): 31-51.
Bornette G., C. Amoros & N. Lamouroux (1998). Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater Biology*, 39: 267-283.
Bornette G. & C.R. Hupp (en prep.) A conceptual model of plant strategies in fluvial hydrosystems.
Bose U. (2001). Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland. *Ecography*, 24: 722-730.
Bossuyt B. & M. Hermy (2000). Restoration of the understorey layer of recent forest bordering ancient forest. *Applied Vegetation Science*, 3: 43 -50
Bossuyt B. & M. Hermy (2001). Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography*, 24: 225-238.
Bourdin L. (2004). *Les rivières en tresses sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, bilan et perspective de gestion*. Mémoire de Mastère ENGREF, 60 p.
Boutefeu B. (en cours). *La forêt comme un théâtre ou les conditions d'une mise en scène réussie*. Thèse de Doctorat, ENS.
Bowman D.M.J.S. & L. McDonough (1991). Tree species distribution across a seasonally flooded elevation gradient in the Australian monsoon tropics. *Journal of Biogeography*, 18: 203-212.
Boyd D.S. & F.M. Danson (2005). Satelite remote sensing resources: three decades of resource development. *Progress in Physical Geography*, 29 (1): 1-26.
Boyer M. [coor.] (1998). *La gestion des boisements de rivières*. Guide technique n°1, 2 fascicules. SDAGE RMC.
Boyer M. & H. Piégay (2003). Réhabilitation, restauration et entretien des ripisylves. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, Paris, 390-413.
Braam R.R., E.E.J. Weiss & P.A. Burrough (1987). Dendrogeomorphological analysis of mass movement, a technical note on the research method. *Catena*, 14: 585-589.

Braatne J.H., S.B. Rood & P.E. Heilmann (1996). Life history, ecology and conservation of riparian cottonwoods in North America. *In*: Stettler R.F., H.D. Bradshaw Jr., P.E. Heilman & T.M. Hinkley [eds.], *Biology of* Populus *and its implications for management and conservation*, NCR research, Press, Ottawa, 57-85.

Bradlay C.E. & D.G. Smith (1986). Plains cottonwood recruitment and survival on a prairie meandering river floodplain, Milk River, southern Alberta and northern Montana. *Canadian Journal of Botany*, 64: 1433-1442.

Brandt S.A. (2000). Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40: 375-401.

Bratton S.P. (1976). Ressources division in an understory herb community: responses to temporal and microtopographic gradients. *The American Naturalist*, 110: 679-693.

Bravard J.P. (1981). *La Chautagne : dynamique de l'environnement d'un pays savoyard*. Institut des études Rhodaniennes des Universités de Lyon, 182 p.

Bravard J.P. (1985). *Le Haut-Rhône français, dynamique naturelle et impacts des travaux d'aménagement d'un fleuve et de sa vallée*. Thèse d'Etat, Université Jean Moulin Lyon 3, 800 p.

Bravard J.P. (1986). La basse vallée de l'Ain : dynamique fluviale appliquée à l'écologie. *In* : Roux A.L. [ed.], *Document de Cartographie Ecologique*, recherches interdisciplinaires sur les écosystèmes de la basse-plaine de l'Ain (France) : potentialités évolutives et gestion, 29 : 17-43.

Bravard J.P. (1991). La dynamique fluviale à l'épreuve des changements environnementaux : quels enseignements applicables à l'aménagement des rivières ? *La Houille Blanche*, 7-8 : 515-521.

Bravard J.P. (1994). L'incision des lits fluviaux : du phénomène morphodynamique naturel et réversible aux impacts irréversibles. *Revue de Géographie de Lyon*, 69 (1) : 5-10.

Bravard J.P., C. Amoros & G. Pautou (1986). Impacts 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*, 47: 92-111.

Bravard J.P., O. Franc, N. Landon, J.L. Large & J.L. Peiry (1990). *La basse vallée de l'Ain : étude géomorphologique*. Agence de l'eau RMC et conseil général de l'Ain, 113 p.

Bravard J.P. & J.L. Peiry (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*, Suppl. 88 : 67-79.

Bravard J.P. & P.C. Klingeman (1994). Diagnostic actuel, volet géomorphologie. *In* : SOGREAH, CERREP & GAY, *Schéma de gestion du Haut-Rhône du confluent du Fier aux gorges de St Alban*, 26 p.

Bravard J.P., C. Amoros, G. Pautou, G. Bornette, M. Bournaud, M. Creuzé des Châtelliers, J. Gibert, J.L. Peiry, J.F. Perrin & H. Tachet (1997). Stream incision in Southeast France: morphological phenomena and impacts upon biocenoses. *Regulated Rivers: Research and Management*, 13: 1-16.

Breck S.W., K.R. Wilson & D.C. Andersen (2003). Beaver herbivory and its effect on cottonwood trees: influence of flooding along matched regulated and unregulated rivers. *River Research and Applications*, 19: 43-58.

Brédif H. & P. Boudinot (2001). *Quelles forêts pour demain ? Eléments de stratégie pour une approche rénovée du développement durable*. L'Harmattan, 249 p.

Brédif H. & A. Arnould (2004). Evaluer n'est pas gérer, considérations pour rompre le pouvoir des critères et des indicateurs. *Revue Forestière Française*, LVI (5) : 485-502.

Brierley G. & S. Cunial (1998). Vegetation distribution on a gravel point bar on the Wilson River, NSW: a fluvial disturbance model. *Proceedings Linnean Society of New South Wales*, 120: 87-103.

Brierley G.J. & K. Fryirs (2001). Creating a catchment-framed biophysical vision for river rehabilitation programs. *In*: Rutherfurd I., F. Sheldon, G. Brierley & C. Kenyon [eds.], *Third Australian Stream Management Conference*, Brisbane, 27-29 August 2001.

Brinson M.M. (1990). Riverine forests. *In*: Lugo A.E., M. Brinson & S. Brown [eds.], *Forested wetlands*, Ecosystems of the world 15, Elsevier, Amsterdam, 87-143.

Brooks A. (1988). *Channelized rivers: perspectives for environmental management*. John Wiley & Sons, UK, 326 p.

Brosofske K.D., J. Chen & T.R. Crow (2001). Understory vegetation and site factors: implications for a managed Wisconsin landscape. *Forest Ecology and Management*, 146: 75-87.

Brottes F. (2001). *Rapport d'information sur la loi d'orientation forestière*. Rapport n°3355, 96 p, disponible (12/2004) sur : http://www.assemblee-nat.fr/rap-info/i3355.asp

Brown A.G. (1997). Biogeomorphology and diversity in multiple-channel river systems. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6: 179-185.

Brown A.G. & A. Brookes (1997). Floodplain vegetation and sedimentation/erosion. *In*: Large A.R.G. [ed.], *Floodplain rivers: hydrological processes and ecological significance*, BHS National Meeting University of Birmingham, 5th June 1996, BHS Occasional Paper N° 8.

Brown H.I. (1996). The methodological roles of theory in sciences. *In*: Rhoads B.L. & C.E. Thorn [eds.], *Proceedings of the 27th Binghamton Symposium in Geomorphology*, 27-29 September 1996, 3-20.

Brueske C.C. & G.W. Barret (1994). Effects of vegetation and hydrologic load on sedimentation patterns in experimental wetlands ecosystem. *Ecological Engineering*, 3: 429-447.

Brun L. (2001). *La préservation d'un patrimoine forestier : mise en place d'un suivi permanent de la végétation dans deux forêts alluviales rhodaniennes, cas du Méant aval (Ain-Isère) et des îles de Crépieux-Charmy (Rhône)*. Mémoire de MST, Université Rennes I, 53 p.

Brunet R.C. (1997). Spatio-temporal variations in sediment nutrient levels: the River Adour. *Landscape Ecology*, 12: 171-184.

Brunet R.C. & F. Gazelle (1995). Alternance des phénomènes d'érosion et de rétention de la matière dans la zone inondable de l'Adour au cours d'une saison hydrologique. *Acta Oecologica*, 16 (3) : 331-349.

Burel F. & J. Baudry (2000). *Ecologie du paysage*. Editions TEC & Doc, Paris, 460.

Burnouf J., N. Carcaud, H. Cubizolle, M. Garcin, F. Trément & L. Visset (2003). Interactions sociétés-milieux dans le bassin versant de la Loire depuis le Tardiglaciaire jusqu'à la période industrielle. *In* : Muxart T., F.D. Vivien, B. Villalba & J. Burnouf [eds.], *Des milieux et des hommes : fragents d'histoires croisées*, Elsevier, 65-77.

Burt T.P., P.D. Bates, M.D. Stewart, A.J. Claxton, M.G. Anderson & D.A. Price (2002). Water table fluctuations within the floodplain of the River Serven. *Journal of Hydrology*, 262: 1-20.

Busch D.E., N.L. Ingraham & S.D. Smith (1992). Water uptake in woody riparian phreatophytes of the southwestern US: a stable isotope study. *Ecological Application*, 2: 450-459.

Callède J. (1977). *Oscillations journalières du débit des rivières en l'absence de précipitations*. Thèse de Docteur Ingénieur, Université Paris VI, 131 p.

Canham C.D. & P.L. Marks (1985). The response of woody plants to disturbance: patterns of establishment and growth. *In*: Pickett S.T.A. & P.S. White [eds.], *The ecology of natural disturbances and patch dynamic*, Academic Press, 197-216.

Canham C.D., A.C. Finzi, S.W. Pacala & D.H. Burbank (1994). Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 24: 337-349.

Carbiener D. (2003). Restaurer la forêt alluviale, l'expérience Rhénane. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 386-388.

Carbiener P., R. Carbiener & H. Vogt (1993). Relations entre topographie, nature sédimentaire des dépôts et phytocénose dans le lit alluvial majeur sous forêt du Rhin dans le fossé rhénan : forêt de la Sommerley (commune d'Erstein). *Revue de Géographie de l'Est*, 33 (4) : 297-311.

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-Ulmetum) : intérêt écologique et biogéographique, comparaisons à d'autres forêts thermophiles. *Vegetatio*, 20 : 97-148.

Carbiener R. (1983). Le grand ried central d'Alsace : écologie et évolution d'une zone humide d'origine fluviale rhénane. *Bulletin d'Ecologie*, 14 (4) : 249-277.

Carbiener R. (1991). La protection des forêts alluviales un défi majeur confronté à de multiples blocages. *Revue Forestière Française*, XLIII (n° spécial) : 72-76.

Carbiener R., A. Schnitzler & J.M. Walter (1985). Problèmes de dynamique forestière et de définition des stations en milieu alluvial. *In* : Gehu J.M. [ed.], Colloques phytosociologiques, XIV, *Phytosociologie et foresterie*, Nancy 1985, J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 655-685.

Carbiener R. & A. Schnitzler (1990). Evolution of major pattern models and process of alluvial forest of the Rhine in the rift valley (France/Germany). *Vegetatio*, 88: 115-129.

Carlier G., J.P. Peltier & L. Gielly (1992). Comportement hydrique du Frêne (*Fraxinus excelsior* L.) dans une formation montagnrade mésoxérophile. *Annales des Sciences Forestières*, 49: 207-223.

Carlyle G.C. & A.R. Hill (2001). Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effects of hydrologic flowpaths, lithology and redox chemistry. *Journal of Hydrology*, 247: 151-168.

Carter R., S. Leroy, T. Nelson, C.P. Laroque & D.J. Smith (1999). Dendroglaciological investigations at Hilda Creek Rock glacier, Banff national park, Canadian Rocky Mountains. *Géographie Physique et Quaternaire*, 53 (3): 365-371.

Carter-Johnson W. (2000). Tree recruitment and survival in rivers: influence of hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14: 3051-3074.

Cermak J. & A. Prax (2001). Water balance of a southern Moravian floodpalin forest under natural and modified soil water regimes and its ecological consequences. *Annales des Sciences Forestières*, 58: 15-29.

Chalamont J. (1989). *Deux indices prévisionnels de l'évolution démographique des populations de bois tendre (*Salix*) après abaissement de la nappe phréatique*. Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier Grenoble I, 63 p.

Chaneton E.J. & J.M.Facelli (1991). Disturbance effects on plant community diversity: spatial scales and dominance hierarchies. *Vegetatio*, 93: 143-155.

Chen J.M., T.A. Black & R.S. Adams (1991). Evaluation of hemispherical photography for determining plant area index and geometry of a forest stand. *Agricultural and Forest Meteorology*, 56: 129-143.

Chiron S. (1992). *Etude sur la protection des forêts riveraines (alluviales) en France, métropole et Corse*. ENGREF, 146 p.

Chorley R.J. & B.A. Kennedy (1971). *Physical geography, a systems approach*. Prentice Hall, London, 370 p.

Church M. (2002).Geomorphic threshold in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47: 541-557.

Citterio A. (1996). *Dynamique de prise en charge et de dépôt des débris ligneux dans les systèmes Ain et Drôme*. Mémoire de maîtrise, UniversitéJean Moulin Lyon 3, 73 p.

Citterio A. (1997). *L'évolution des zones humides périfluviales : une étude diachronique de la géomorphologie des bras-morts de la basse vallée de l'Ain*. Mémoire de DEA, Université Jean Moulin Lyon 3, 53 p.

Claessens H. (2002). Itinéraires sylvicoles pour la production de frêne de qualité. *Les Cahiers Forestiers de Gembloux*, n° 20, 16 p.

Claessens H., A. Thibaut & J. Rondeux (1993). Facteurs écologiques de production du frêne (*Fraxinus excelsior* L.) en Condroz et productivité des stations potentielles. *Les Cahiers Forestiers de Gembloux*, n° 11, 21 p.

Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.

Clarke S.J. (2002). Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography*, 26 (2): 159-172.

Clinton B.D. & C.R. Baker (2000). Catastrophic windthrow in the southern Appalachians: charateristics of pits and mounds and initial vegetation responses. *Forest Ecology and Management*, 126: 51-60.

Cluzeau C. (1992). Dynamique de colonisation de l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa* L.) dans un marais eutrophe de la plaine alluviale du Rhône. *Annales des Sciences Forestières*, 49 : 539-548.

Cluzeau C. & B. Pont (1997). *Suivi à long terme de la dynamique spontanée des forêts alluviales dans 6 réserves naturelles*. Résultats de la première campagne de mesures. Réserves Naturelles de France - Ministère de l'Environnement, 43 p.

CMED [Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement] (1988). *Notre avenir à tous*. Éditions du Fleuve / Les publications du Québec, Montréal, 434 p.

Collin P. & P.M. Badot (1997). Le point des connaissances relatives à la croissance et au développement du frêne commun. *Acta Botanica Gallica*, 144 (2) : 253-267.

Collins B.S., K.P. Dunne & S.T.A. Pickett (1985). Responses of forest herbs to canopy gaps. *In*: Pickett S.T.A. & P.S. White [eds.], *The ecology of natural disturbances and patch dynamic*, Academic Press, 217-234.

Collins S.L. (2000). Disturbance frequency and community stability in native tallgrass prairie. *The American Naturalist*, 155: 311-325.

Combe P.M. (2003). Intérêt économique de la ripisylve. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 330-351.

Congalton R.G., K. Birch, R. Jones & J. Schriever (2002). Evaluating remotely sensed techniques for mapping riparian vegetation. *Computers and Electronics in Agriculture*, 37:113-126.

Connell J.H. (1978). Diversity in tropical forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.

Conner W.H. & J.W. Day Jr. (1988). The impact of rising water levels on tree growth in Louisiana. *In*: D.D.

Hook [coor.], *The ecology and management of wetlands*, Vol. 2: Management, use, and value of wetlands, Croom Helm Ltd Publishers, England, 219-224.

Connor E.F. & E.D. McCoy (1979). The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist*, 113: 789-796.

Cook E.R. & L.A. Kairiukstis [eds.] (1990). *Methods of dendrochronology - Applications in the environmental sciences*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 394 p.

Cook E.R., K. Briffa, S. Shiyatov & V. Mazepa (1990). Tree-ring standardization and growth trend estimation. *In*: Cook E.R. & L.A. Kairiukstis [eds.], *Methods of dendrochronology - Applications in the environmental sciences*, Kluwer Academic Publishers, 104-119.

Cordes L.D., F.M.R. Hughes & M. Getty (1997). Factors affecting the regeneration and distribution of riparian woodlands along a northern prairie river: the Red Deer River, Alberta, Canada. *Journal of Biogeography*, 24: 675-695.

Corenblit D. (en cours). *Etude des interactions entre la dynamique de la végétation et la morphodynamique fluviale – l'exemple du Tech (Pyrénées Orientales)*. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier Toulouse.

Cornelissen J.H.C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Díaz, N. Buchmann, D.E. Gurvich, P.B. Reich, H. der Steege, H.D. Morgan, M.G.A. van der Heijden, J.G. Pausas & H. Poorter (2003). A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51 (4): 335-380.

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 Français Rabelais Tours, 227 p.

Creuzé des Châtelliers M., D. Poinsart & J.P. Bravard (1994). Geomorphology of alluvial groundwater ecosystems. *In*: Gibert J., D.L. Danielopol & J.A. Stanford [eds.], *Groundwater Ecology*, Academic Press, 157-185.

CSA & ONF [Conservatoire des Sites Alsaciens & Office National des Forêts] (2004). *Référentiel des habitats reconnus d'intérêt communautaire de la bande rhénane : description, états de conservation et mesures de gestion*. Programme LIFE Nature de conservation et restauration des habitats de la bande rhénane, 158 p.

Da Lage A. & G. Métailié [coor.] (2000). *Dictionnaire de biogéographie végétale*. CNRS éditions, 579 p.

Dagnelie P., J. Rondeux & A. Thill (1969). Etude dendrométrique du frêne (*Fraxinus excelsior* L.). *Bulletin de Recherche Agronomique de Gembloux*, IV, (3-4) : 378-410.

Dalton P.A., R.J. Smith & P.N.V. Truong (1996). Vetiver grass hedges for erosion control on a cropped floodplain: hedge hydraulics. *Agricultural Water Management*, 31: 91-104.

Daniels R.B & J.W. Gilliam (1996). Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 246-251.

Daubrée L. (1912). *Statistiques et atlas des forêts en France*. Ministère de l'Agriculture, Direction générale des eaux et Forêts.

Décamps H., A.M. Planty-Tabacchi & E. Tabacchi (1995). Changes in the hydrological regime and invasions by plant species along riparian systems of the Adour River, France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11: 23-33.

Décamps H., J. Joachim & J. Lauga (1987). The importance for birds of the riprian woodlands within the alluvial corridor of the river Garonne, S.W. France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1: 301-316.

Décamps H., M. Fortuné, F. Gazelle & G. Pautou (1988). Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology*, 1: 163-173.

Deiller A.F., J.M.N. Walter & M. Trémolières (2003). Regeneration strategies in a temperate hardwood floodplain forest of the Upper Rhine: sexual versus vegetative reproduction of woody species. *Forest Ecology and Management*, 180: 215–225.

Demars J.J. (2000). Peuplements piscicoles. *In* : Albert M.B. [coor.], *Impact de l'entretien de la végétation rivulaire et du bois mort sur les communautés biologiques et la morphologie des cours d'eau*, rapport intermédiaire, Agence Loire Bretagne – Ministère Environnement, 89-115.

Des Châtelliers D. (1995). *Etude géomorphologique : Bilan du transit, de l'érosion et du dépôt de la charge solide - Réserve Naturelle de la Platière ; Rhône court-circuité de Péage-de-Roussillon*. ARALEPBP, Agence RMC, 58 p.

Devauchelle R. & G. Lévy (1977). Propriétés stationnelles et croissance du frêne dans l'Est de la France, étude de certaines caractéristiques de cette essence. *Annales des Sciences Forestières*, 34 (3) : 231-244.

Didier M. (1994). Relation entre l'enfoncement du lit de l'Isère et la stabilité de ses îles dans le Grésivaudan. *Revue de Géographie Alpine*, 2 : 147-155.

Digan P. & L. Bren (2003). A study of the effect of logging on the understory light environment in riparian buffer strips in a south-east Australian forest. *Forest Ecology and Management*, 172: 161-172.

Disalvo A.C. & S.C. Hart (2002). Climatic and stream-flow controls on tree growth in a Western Montane riparian forest. *Environmental Management*, 30 (5): 678-691.

Dittmar C., W. Zech & W. Elling (2003). Growth variations of common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe - a dendroecological study. *Forest Ecology Management*, 173: 63–78.

Dominick D.S. & M.P. O'Neill (1998). Effect of flow augmentation on stream channel morphology and riparian vegetation: upper Arkansas River basin, Colorado. *Wetlands*, 18 (4): 591-607.

Douhovnikoff V., J.R. McBride & R.S. Dodd. (2005). *Salix exigua* clonal growth and population dynamics in relation to disturbance regime variation. *Ecology*, 86 (2): 446-452.

Drake D.C., R.J. Naiman & J.M. Helfield (2002). Reconstructing salmon abundance in rivers: an initial dendrochronological evaluation. *Ecology*, 83 (11): 2971-2977.

Dubois J.J. (1987). Les notions phytodynamiques et leur validité pour une étude de biogéographie historique : l'exemple des forêts du Nord de la France. *In* : Association Française de Géographie Physique, *Paysages, Aménagement, Cadre de vie, mélange offert à Gabriel Rougerie*, 147-157.

Duchaufour P., M. Bonneau, E.F. Debazac & J. Pardé (1961). Types de forêt et aménagement : la forêt de la Controlerie en Argonne. *Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherche et Expérience*, XVIII (1) : 2-45.

Duckworth J.C., M. Kent & P.M. Ramsay (2000). Plant functional types: an alternative to taxonomic plant community description in biogeography. *Progress in Physical Geography*, 24 (4): 515-542.

Ducrey M. (1975). Utilisation des photographies hémisphériques pour le calcul de la perméabilité des couverts forestiers au rayonnement solaire. II. Etude expérimentale. *Annales des Sciences Forestières*, 32 (4) : 205-221.

Dufour S. (2001). *La dynamique sédimentaire dans les bouchons alluviaux de la basse vallée de l'Ain : recherche de bio-indicateurs*. Mémoire de DEA, Université Jean Moulin Lyon 3, 51 p.

Dufour S. & H. Piégay (2004). *Guide de gestion des forêts riveraines de cours d'eau*. ONF, Agence RMC, CNRS, Université Lyon 3, 132 p.

Dufour S. & H. Piégay (2005). Restoring Floodplain Forests. *In*: Vallauri D., N. Dudley & S. Mansourian [eds.], *Forest Landscape Restoration*, Island Press, Washington 306-312.

Dufour S., H. Piégay, N. Landon & B. Moulin (sous presse). Production, répartition et effets hydro-morphologiques du bois mort dans un petit cours d'eau français de moyenne montagne. *Zeitschrift für Geomorphologie*.

Dufour S. & B. Pont (soumis). Protocole de suivi des forêts alluviales : l'expérience du réseau des réserves naturelles de France. *Revue Forestière Française*.

Dumas S. (2004). *Les habitats forestiers de la basse vallée de l'Ain, catalogue des stations et guide de sylviculture*. Programme LIFE Nature "Conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière d'Ain", ONF-CREN, 36 + 22 p.

Durand E. (2000). *Dossier scientifique en vue de la création de la réserve naturelle volontaire agréée du Rhinwald Centre-Alsace*. ONF, Région Alsace, 199 p.

Durand E. (2003). *Evolution historique des forêts rhénanes de la ville de Strasbourg aux 19e et 20e siècles*. ONF, Strasbourg, 125 p.

Dwyer J.P., B.E. Cutter & J.J. Wetteroff (1995). A dendrochronological study of black and scarlet oak decline in the Missouri Ozarks. *Forest Ecology and Management*, 75: 69-75.

Edwards P.J., J. Kollmann, A.M. Gurnell, G.E. Petts, K. Tockner & J.V. Ward (1999). A conceptual model of vegetation dynamics on gravel bars of a large Alpine river. *Wetlands Ecology and Management*, 7: 141-153.

Ehrlich P.R. & E.O. Wilson (1991). Biodiversity studies: science and policy. *Science*, 253: 758-762.

Emborg J. (1998). Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 106: 83-95.

Ewing K. (1996). Tolerance of four wetland plant species to flooding and sediment deposition. *Environmental and Experimental Botany*, 36 (2): 131-146.

Fagot P., P. Gadiolet, M. Magne & J.P. Bravard (1989). Etude de dendrochronologie dans le lit majeur de l'Ain : la forêt alluviale comme descripteur d'un changement morphodynamique. *Revue de Géographie de Lyon*, 64 : 213-223.

Fathi-Maghadam M. & N. Kouwen (1997). Nonrigid, nonsubmerged, vegetative roughness on floodplains. *Journal of Hydraulic Engineering*, 123 (1): 51-57.

Ferry O. (2004). *Etat actuel des politiques publiques concourrant à une participation des forêts à l'application de la Directive cadre sur l'eau (DCE)*. ONF, LIFE "forests for water", 24 p.

Finegan B. (1984). Forest succession. *Nature*, 312: 109-114.

Fischer R.A., C.O. Martin, J.T. Ratti & J. Guidice (2001). *Riparian terminology: confusion and clarification*. ERDC TN-EMRRP-SR-25, US Army Engineer Research and Development Center Vicksburg, MS, 7 p, disponible (08/2005) sur : http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/sr25.pdf.

Ford C.R. & J.R. Brooks (2002). Detecting forest stress and decline in response to increasing river flow in southwest Florida, USA. *Forest Ecology and Management*, 160: 45-64.

Forman R.T.T. & M. Gordon (1986). *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, 619 p.

Foussadier R. (1998). *Initiation des successions végétales dans les lits endigués des cours d'eau alpins, influence des paramètres abiotiques sur la régénération des Salicacées*. Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble, 219 p.

Fox J.F. (1979). Intermediate-disturbance hypothesis. *Science*, 204: 1344-1345.

Franc A. & F. Ruchaud (1996). *Autécologie des feuillus précieux : frêne commun, merisier, érable sycomore, érable plane*. CEMAGREF Editions, 170 p.

Franc O. & D. Marchianti (1997). *La réhabilitation des lônes de Ciselande, de Jaricot et de Table Ronde - Sondage d'évaluation*. CNR, 16 p.

Franchon C. (1996). *Cartographie phytoécologique de la réserve naturelle des Ramières du Val de Drôme dans une optique de dynamique*. Mémoire de maîtrise, Université Joseph Fourier, Grenoble 30 p.

Francis R.A., A.M. Gurnell, G.E. Petts & P.J. Edwards (2005). Survival and growth responses of *Populus nigra*, *Salix elaeagnos* and *Alnus incana* cuttings to varying levels of hydric stress. *Forest Ecology and Management*, 210: 291-301.

Freeman R.E., E.H. Stanley & M.G. Turner (2003). Analysis and conservation implications of landscape change in the Wisconsin River floodplain, USA. *Ecological Applications*, 13 (2): 416-431.

Friedman J.M., W.R. Osterkamp & W.M. Lewis Jr. (1996a). Channel narrowing and vegetation development following a Great Plains flood. *Ecology*, 77: 2167-2181.

Friedman J.M., W.R. Osterkamp & W.M. Lewis Jr. (1996b). The role of vegetation and bed-level fluctuations in the process of channel narrowing. *Geomorphology*, 14: 341-351.

Friedman J.M., W.R. Osterkamp, M.L. Scott & G.T. Auble (1998). Downsteam effects of dams on channel geometry and bottomland vegetation: regional pattern in the Great Plains. *Wetlands*, 18 (4): 619-633.

Fritts H.C. & T.W. Swetnam (1989). Dendroecology: a tool for evaluating variations in past and present forest environments. *Advances in Ecological Research*, 19: 111-188.

Frochot B., B. Faivre, V. Godreau & J. Roché (2003). Des oiseaux dans la ripisylve. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 156-168.

Gallois-Montbrun B. (1983). *Impact de la pression humaine sur la végétation de la basse vallée de la Durance*. Thèse de 3ième cycle, Faculté des Sciences et Techniques St-Jérome Aix Marseille, 87 p.

Galuszka D.M. & T.E. Kolb (2002). Tree growth and regeneration response to climate and stream flow in a species-rich southwestern riparian forest. *Western North American Naturalist*, 62 (3): 266-279.

Gautier E. (1992). *Recherches sur la morphologie et la dynamique fluviales dans le bassin du Buech (Alpes du Sud)*. Thèse de Doctorat, Paris X Nanterre, 439 p.

Gautier E., S. Kunesch & J.N. Gautier (2000). Evaluation de la vitesse de sédimentation et des modes de dépôt des particules solides sur 25 ans en Loire moyenne. Séminaire SHF, *Interactions entre l'évolution des cours d'eau et végétation*, 09 nov. 2000, Université Lyon 2, Bron.

George L.O. & F.A. Bazzaz (1999a). The fen understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. *Ecology*, 80 (3): 833-845.

George L.O. & F.A. Bazzaz (1999b). The fen understory as an ecological filter: growth and survival of canopy-tree seedlings. *Ecology*, 80 (3): 846-856.

Gilbert F., A. Gonzalez & I. Evans-Freke (1998). Corridors maintain species richness in the

fragmented landscapes of a microecosystem. *Proc. R. Soc. Lon. B*, 265: 577-582.

Gilvear D.J., J. Cecil & H. Parsons (2000). Channel change and vegetation diversity on a low-angle alluvial fan, River Feshie, Scotland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 10: 53-71.

Girel J. (1986). Télédétection et cartographie à grande échelle de la végétation alluviale : exemple de la basse vallée de l'Ain. *In* : Roux A.L. [ed.], *Document de Cartographie Ecologique*, recherches interdisciplinaires sur les écosystèmes de la basse-plaine de l'Ain (France) : potentialités évolutives et gestion, 29 : 45-74.

Girel J., B. Garguet-Duport & G. Pautou (1997). Present structure and construction processes of landscapes along diked European valleys. *Environmental Management*, 21 (6): 891-907.

Girel J., F. Vautier & J.L. Peiry (2003). Biodiversity and land use history of the alpine riparian landscapes (the examples of the Isère river valley, France). *In*: Mander U. & M. Antrop [eds.], *Multifonctional landscapes: continuity and changes in landscapes*, Volume 3, WIT PRESS, Southampton, UK, 167-200.

Golet F.C. & D.J. Lowry (1987). Water regimes and tree growth in Rhode Island Atlantic white cedar swamps. *In*: Laderman A.D., *Atlantic white cedar wetlands*, Westview Press, Boulder, CO, USA, 91-110.

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.

Goodson J.M., A.M. Gurnell, P.G. Angold & I.P. Morrissey (2002). Riparian seed banks along the lower River Dove, UK: their structure and ecological implications. *Geomorphology*, 47 (1): 45-60.

Goreaud F. (2000). *Apports de l'analyse de la structure spatiale en forêt tempérée à l'étude et la modélisation des peuplements complexes*. Thèse de Doctorat, ENGREF, 362 p.

Gosselin M. & O. Laroussinie [coor.] (2004). *Biodiversité et gestion forestière, connaître pour préserver. Synthèse bibliographique*. CEMAGREF, GIP-ECOFOR, 320 p.

Graham M.H. & P.K. Dayton (2002). On the evolution of ecological ideas: paradigms and scientific progress. *Ecology*, 83 (6): 1481-1489.

Granier A., P. Biron & D. Lemoine (2000). Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 100: 291-308.

Greco S.E., R.E. Plant & R.H. Barret (2002). Geographic modelling of temporal variability in habitat quality of the Yellow-billed Cuckoo on the Sacramento River, miles 196-219, California. *In*: Scott J.M., M.L. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Haufler, M.G. Raphael, W.A. Wall & F.R. Samson, *Predicting species occurences, issues of accuracy and scale*, Island Press, 183-195.

Greco S.E & R.E. Plant (2003). Temporal mapping of riparian landscape change on the Sacramento River, miles 196-218, California, USA. *Landscape Research*, 28 (4): 405-426.

Gren I.M., K.H. Groth & M. Sylvén (1995). Economic values of Danube floodplains. *Journal of Environmental Management*, 45: 333-345.

Grime J.P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111: 1169-1194.

Grime J.P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. 2nd ed., John Wiley & Sons, Chichester, UK. 417 p.

Groom P.K., R.H. Froend & E.M. Mattiske (2000). Impact of groundwater abstraction on a Banksia woodland, Swan Coastal Plain, Western Australia. *Ecological Management and Restoration*, 1 (2): 117-124.

Guénat C., F. Bureau & F. Charnet (2003). Genèse, diversité et fonctionnement des sols sous la dépendence d'un cours d'eau. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 46-71.

Guilloy-Froget H., E. Muller, N. Barsoum & F.M.R. Hughes (2002). Regeneration of *Populus nigra* L. (Salicaceae): dispersal, germination and survival in changing hydrological conditions. *Wetlands*, 22: 478-488.

Guinier P. (1963). La végétation du Haut Giffre. *Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherche et Expérience*, XX, 4 : 481-532.

Guo Q. & W.L. Berry (1998). Species richness and biomass: dissection of the hump-shaped relationships. *Ecology*, 79 (7): 2555-2559.

Gurnell A.M. & K.J. Gregory (1995). Interactions between semi-natural vegetation and hydrogeomorphological processes. *Geomorphology*, 13: 49-69.

Gurnell A.M., G.E. Petts, D.M. Hannah, B.P.G. Smith, P.J. Edwards, J. Kollmann, J.V. Ward, & K. Tockner (2001). Riparian vegetation and island formation along the gravel-bed fiume Tagliamento, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 31-62.

Gustafson E.J. (1998). Quantifiyng spatial landscape pattern: what is the state of art? *Ecosystems*, 1: 143-156.

Haddad N.M. (1999). Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications*, 9 (2): 612-622.

Hadibi Saadi A. (2005). *Etude de l'impact des aménagements sur la disparition du tressage dans le bassin versant du Rhône*. Mémoire de master 1, Université Jean Moulin Lyon 3, 42 p.

Hall F.R. (1968). Base-flow recessions – a review. *Water Ressources Research*, 4 (5): 973-983.

Hall R.B. & P.A. Harcombe (1998). Flooding alters apparent position of floodplain saplings on a light gradient. *Ecology*, 79 (3): 847-855.

Hammer Ø., D.A.T. Harper & P.D. Ryan (2004). *PAST - PAlaeontological STatistics*. Version 1.32, 65 p., disponible (08/2005) sur : http://folk.uio.no/ohammer/past.

Hanson P.J., D.E. Todd Jr. & J.S. Amthor (2001). A six-year study of sapling and tree growth and mortality responses to natural and induced variability in precipitation and throughfall. *Tree Physiology*, 21: 345-358.

Harner M.J. & J.A. Stanford (2003). Differencies in cottonwood growth between a losing and a gaining reach of an alluvial floodplain. *Ecology*, 84 (6): 1453-1458.

Harvey M.D. & S.A. Schumm (1994). Alabama River: variability of overbank flooding and deposition. *In*: Schumm S.A. & B.R. Winkley [eds.], *The variability of large alluvial rivers*, ASCE Press, 313-337.

Hey R.D. & C.R. Thorne (1986). Stable channels with mobile gravel beds. *Journal of Hydraulic Engineering*, 112: 671-689.

Higgins S.I., K.H. Rogers & J. Kemper (1997). A description of the functional vegetation pattern of a semi-arid floodplain, South Africa. *Plant Ecology*, 129: 95-101

Hill W.R., P.J. Mulholland & E.R. Marzolf (2001). Stream ecosystem responses to forest leaf emergence in spring. *Ecology*, 82 (8): 2306-2319.

Hohensinner S., H. Habersack, M. Jungwirth & G. Zauner (2004). Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812-1991). *River Research and Applications*, 20 (1): 25-41.

Holt R.D., J.H. Lawton, G.A. Polis & N.D. Martinez (1999). The trophic rank and the species-area relationship. *Ecology*, 80: 1495-1504.

Honnay O., K. Verheyen, J. Butaye, H. Jacquemyn, B. Bossuyt & M. Hermy (2002). Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters*, 5: 525-530.

Horton J.L., T.E. Kolb & S.C. Hart (2001). Physiological response to groundwater depth varies among species and with river flow regulation. *Ecological Applications*, 11 (4): 1046-1059.

Houzard G. (1987). A quels systèmes se vouer ? *In* : Association Française de Géographie Physique, *Paysages, Aménagement, Cadre de vie, mélange offert à Gabriel Rougerie*, 23-32.

Hruska J., J. Cermak & S. Sustek (1999). Mapping tree root systems with ground-penetrating radar. *Tree Physiology*, 19: 125-130.

Huenneke L.F. (1983). Understory response to gap cause by death of *Ulmus americana* in central New York. *Bull. Torrey Bot. Club*, 110: 170-175.

Huges J.W. & T.J. Fahey (1991). Colonization dynamics of herbs and shrubs in a disturbed northern hardwood forest. *Journal of Ecology*, 79: 605-616.

Huges J.W. & W.B. Cass (1997). Pattern and process of a floodplain forest, Vermont, USA: predicted responses of vegetation to perturbation. *Journal of Applied Ecology*, 34: 594-612.

Hughes F., T. Harris, K. Richards, G. Pautou, A. El Hames, J. Girel, J.L. Peiry & N. Barsoum (1997). Woody riparian species response to different soil moisture conditions: laboratory experiments on *Alnus incana* (L.) Moench. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6: 247-256.

Hughes F.M.R. (1997). Floodplain biogeomorphology. *Progress in Physical Geography*, 21 (4): 501-529.

Hughes F.M.R. [coor.] (2003). *The flooded forest: guidance for policy makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain forests*. FLOBAR2, Departement of Geography, University of Cambridge, UK, 96 p.

Hughes F.M.R., N. Barsoum, K.S. Richards, M. Winfield & A. Hayes (2000). The response of male and female black poplar (*Populus nigra* L. subspecies *betulifolia* (Pursh) W. Wettst.) cutting to different water table depths and sediment types: implications for flow management and river corridor biodiversity. *Hydrological Processes*, 14: 3075-3098.

Hughes F.M.R., W.M. Adams, E. Muller, C. Nilsson, K.S.R. Richards, N. Barsoum, H. Decamps, R. Foussadier, J. Girel, H. Guilloy, A. Hayes, M. Johansson, L. Lambs, G. Pautou, J.L. Peiry, M. Perrow, F. Vautier & M. Winfield (2001). The importance of different scale processes for the restoration of floodplain woodlands. *Regulated Rivers: Research and Management*, 17: 325-345.

Hughes F.M.R. & S.B. Rood (2003). Allocation of river flows for restoration of floodplain forest ecosystems: a review of approaches and their applicability in Europe. *Environmental Management,* 32 (1) : 12-33.

Hupp C.R. & W.R. Osterkamp (1985). Bottomland vegetation distribution along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. *Ecology*, 66 (3): 670-681.

Hupp C.R. & E.E. Morris (1990). A dendrogeomorphic approach to measurement of sedimentation in a forested wetland, Black swamp, Arkansas. *Wetlands*, 10 (1): 107-123.

Hupp C.R. & D.E. Bazemore (1993). Temporal and spatial patterns of wetland sedimentation, West Tennessee. *Journal of Hydrology*, 141: 179-196.

Hupp C.R. & W.R. Osterkamp (1996). Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology*, 14: 277-295.

Hupp C.R. & G. Bornette (2003). Vegetation as a tool in the interpretation of fluvial geomorphic processes and landforms in humid temperate areas. *In*: Kondolf G.M. & H. Piégay [eds.], *Tools in fluvial geomorphology*, Wileys, 269-288.

Huston M. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113: 81-101.

Huston M (1994). *Biological diversity*. Cambridge University Press, 681 p.

Jacobson R.B. & D.J. Coleman (1986). Stratigraphy and recent evolution of Maryland piedmont floodplains. *American Journal of Science*, 286: 617-637.

Jacquemyn H., J. Butaye & M. Hermy (2003). Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11, 417-423.

Jansson R., C. Nilsson & B. Renöfält (2000). Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology*, 81 (4): 899-903.

Jeffries R., S.E. Darby & D.A. Sear (2003). The influence of vegetation and organic debris on floodplain sediment dynamics: case study of a low-order stream in the New-Forest, England. *Geomorphology*, 51 (1-3): 61-80.

Johnson S.L., F.J. Swanson, G.E. Grant & S.M. Wondzell (2000). Riparian forest disturbance by mountain flood - the influence of floated wood. *Hydrological Processes*, 14: 3031-3050.

Johnson W.C. (1994). Woodland expansion in the Platte River, Nebraska. *Ecological Monographs*, 64: 45-84.

Johnson W.C. (2002). Riparian vegetation diversity along regulated rivers: contribution of novel and relict habitats. *Freshwater Biology*, 47: 749-758.

Johnston C.A. & R.J. Naiman (1987). Boundary dynamics at the aquatic-terrestrial interface: the influence of beaver and geomorphology. *Landscape Ecology*, 1: 47-57.

Jollivet M. [coor.] (1992). *Sciences de la nature/Sciences de l'homme : les passeurs de frontières*. CNRS, Paris, 496 p.

Jones P.D., K.R. Briffa & J.R. Pilcher (1984). Riverflow reconstruction from tree rings in southern Britain. *Journal of Climatology*, 4: 461-472.

Julve P. (1999). Carte phytogéographique de la France. *Cahiers de Géographie Physique*, 13 : 30-43.

Jund S., C. Paillard, P.A. Frossard, B. Lachat, J.C. Bessaguet, P. Goetghebeur, P. Russo & S. Walter (2000). *Guide de la végétation des bords de cours d'eau, rapport général*. Agence de l'eau Rhin-Meuse, 54 p.

Junk W.J., P.B. Bayley & R.E. Sparks (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.

Jurik T.W., S.C. Wang & A.G. Vandervalk (1994). Effects of sediment load on seedling emergence from wetland seed banks. *Wetlands*, 14 (3): 159-165.

Kalischuk A.R., S.B. Rood & J.M. Mahoney (2001). Environmental influences on seedling growth of cottonwood species following a major flood. *Forest Ecology and Management*, 144: 75-89.

Kalliola R. & M. Puhakka (1988). River dynamics and vegetation mosaicism: a case study of the River Kamajohka, northernmost Finland. *Journal of Biogeography*, 15: 703-719.

Karrenberg S., P.J. Edwards & J. Kollmann (2002). The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology*, 47: 733-748.

Karrenberg S., S. Blaser, J. Kollmann, T. Speck & P.J. Edwards (2003). Root anchorage of saplings and cuttings of woody pioneer species in a riparian environment. *Functional Ecology*, 17: 170-177.

Kauffman J.B., R.L. Beschta, N. Otting & D. Lytjen (1997). An ecological perspective of riparian and

stream restoration in the western United States. *Fisheries*, 22 (5): 12-24.

Keeland B.D., W.H. Conner & R.R. Sharitz (1997). A comparaison of wetland tree growth response to hydrologic regime in Louisiana and South Carolina. *Forest Ecology Management*, 90: 237-250.

Keller E.A. & F.J. Swanson (1979). Effects of large organic material on channel form and fluvial processes. *Earth Surface Processes and Landforms*, 4: 361-380.

Kent M., N.M. Owen, P. Dale, R.M. Newham & T.G. Giles (2001). Studies of vegetation burial: a focus for biogeography and biogeomorphology? *Progress in Physical Geography*, 25 (4): 455-482.

King A.W. & S.L. Pimm (1983). Complexity, diversity and stability: a reconciliation of theoretical and empirical results. *The American Naturalit*, 122: 229-239.

Klaassen G.J. & J.J. Van der Zwaard (1974). Roughness coefficients of vegetated floodplains. *Journal of Hydraulic Research*, 12: 43-63.

Kleyer M. (2002). Validation of plant functional types across two contrasting landscapes. *Journal of Vegetation Science*, 13: 167-178.

Klimo E. (1998). History, condition and management of floodplain forest ecosystems in Europe. Proceeding of the *IUFRO Division 8 Conference Environmental Forest Science*, 19-23 oct. 1998, Kyoto University, Japan, 173-185.

Koebelé F. (1961). Problèmes forestiers posés par l'aménagement du Rhin, estimations forestières dans l'emprise du Grand Canal d'Alsace. *Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherche et Expérience*, XVIII (1) : 46-71.

Kollmann J., M. Vieli, P.J. Edwards, K. Tockner & J.V. Ward (1999). Interactions between vegetation development and island formation in the Alpine river Tagliamento. *Applied Vegetation Science*, 2: 25-36.

Kondolf G.M. (1997). Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*. 21(4):533-551.

Kozlowski T.T. [ed.] (1962). *Tree growth*. The Ronald Press Company, New York, 442 p.

Kozlowski T.T., P.J. Kramer & S.G. Pallardy (1991). *The physiological ecology of woody plants*. Academic Press, San Diego, California, 657 p.

Kranjcec J., J.M. Mahoney & S.B. Rood (1998). The responses of three riparian cottonwwod species to water table decline. *Forest Ecology and Management*, 110: 77-87.

Kuhn T. (1970). *The structure of scientific revolutions*. University of Chicago Press, 2nd ed., Chicago, 210 p.

Kuntson K.L. & V.L. Naef (1997). *Management recommandations for Washington priority habitats: riparian*. Wash. Dept. Fish and Wildl., Olympia, 181 p.

Kupfer J.A. & G.P. Malanson (1993). Observed and modelled directional change in riparian forest composition at cutbank edge. *Landscape Ecology*, 8 (3): 185-199.

Küßner R. (2003). Mortality patterns of *Quercus*, *Tilia*, and *Fraxinus* germinants in a floodplain forest on the river Elbe, Germany. *Forest Ecology and Management*, 173: 37-48.

Laerm J., M.A. Menzel, D.J. Wolf & J.R. Welch (1997). The effect of riparian zones in structuring small mammal communities in the southern Appalachian. Proceedings from the *First Biennial North American Forest Ecology Workshop*, North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, USA, 14 p.

Lamarche V.C. (1966). *An 800 year history of stream erosion as indicated by botanical evidence*. Professional Paper USGS, 550D D83-D86, 267 P.

Lambert R., J.M. Lami & F. Senges (1991). *Analyse hydraulique de la sécheresse 1990 (à l'amont du Mas d'Agenais)*. Toulouse, Ministère de l'Environnement – Université Toulouse le Mirail.

Lambs L. (2004). Interactions between groundwater and surface water at river banks and the confluence of rivers. *Journal of Hydrology*, 288: 312-326.

Lambs L. & E. Muller (2002). Sap flow and water transfer in the Garonne River riparian woodland, France: first results on poplar and willow. *Annales des Sciences Forestières*, 59: 301-315.

Lamontagne S., P.G. Cook, A. O'Grady & D. Eamus (2005). Groundwater use by vegetation in a tropical savanna riparian zone (Daly River, Australia). *Journal of Hydrology*, 310: 280-293.

Lamouroux N., J.F. Fruget, J. Barbe, H. Piégay, C. Bedeaux, S. Dufour, P. Joly, S. Plenet, C. Amoros, C. Henry, M. Babut & A. Chandesris (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. (1999). *L'évolution contemporaine du profil en long des affluents du Rhône moyen, constat régional et analyse d'un hydrosystème complexe, la Drôme*. Thèse de Doctorat, Université Sorbonne Paris IV, 560 p.

Large A.R.G., P.M. Wade, G. Pautou & C. Amoros (1993). Producteurs et productions primaires. *In* : Amoros C. & G.E. Petts [eds.], *Hydrosystèmes Fluviaux*, Masson, 107-124.

Larkin R.G. & J.M. Sharp (1992). On the relationship between river-basin geomorphology, aquifer hydraulics, and ground-water flow direction in alluvial aquifers. *Geological Society of America Bulletin*, 104: 1608-1620.

Laurans Y. & A. Cattan (2000). Une économie au service du débat : l'évaluation économique des services rendus par les zones humides. *In* : Fustec E. & J.C. Lefeuvre [coor.], *Fonctions et valeurs des zones humides*, Dunos, Paris, 311-328.

Le Goff N. (1982). Productivité du frêne (*Fraxinus excelsior*) dans la région Nord Picardie, A. courbes de croissance en hauteur. *Annales des Sciences Forestières*, 39 (3): 259-288.

Le Goff N. & G. Lévy (1984). Productivité du frêne (*Fraxinus excelsior*) en région Nord Picardie, B. étude des relations entre la productivité et les conditions de milieu. *Annales des Sciences Forestières*, 41 (2) : 135-170.

Le Lay (en cours). *Les hommes et le bois en rivière : représentations, pratiques et stratégie de gestion en France*. Thèse de Doctorat, Université Jean Moulin Lyon 3.

Leclerc D. & R. Michon (2003). La peupleraie de Chautagne (Savoie) : bilan d'une gestion de plus d'un demi-siècle. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 437-437.

Leclercq A. (1975). La qualité du bois de frêne. *Bull. Rech. Agron. Gembloux*, 10 : 497-526.

Ledoux B, S. Crozet & X. Larrouy-Castera (2001). *Gestion équilibrée de l'eau et gestion de l'espace - Guide juridique et pratique pour les interventions publiques sur terrains privés*. DIREN LR, 255 p.

Lefèvre F., N. Barsoum, B. Heinze, D. Kajba, P. Rotach, S.M.G. de Vries & J. Turok (2001). *EUFROGEN technical bulletin: In situ conservation of* Populus nigra. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy, 58 p.

Legionnet A. (1996). *Diversité et fonctionnement génétique des populations naturelles de* Populus nigra *L., espèce pionnière des ripisylves européennes.* Thèse de Doctorat, Université Montpellier II, 115 p.

Lepart J. & J. Escarre (1983). La succession végétale, mécanismes et modèles : analyse bibliographique. *Bulletin d'Ecologie*, 14 : 133-178.

Lévêque F. & M. Glachant (1992). Diversité biologique. La gestion mondiale des ressources vivantes. *La recherche*, 239 : 114-123.

Levine J.M. (2000). Complex interactions in a streamside plant community. *Ecology*, 81 (12): 3431-3444.

Lévy G., N. Le Goff, Y. Lefèvre & L. Garros (1992). Les exigences stationnelles du frêne dans le Nord et le Nord-Est de la France. *Revue Forestière Française*, XLIV (n° spécial) : 20-26.

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 Lumières Lyon 2, 357 p.

Liébault F. & H. Piégay (2002). Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers and streams of Southeastern France. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27: 425-444.

Lite S.J. & J.C. Stromberg (2005). Surface water and ground-water thresholds for maintaining *Populus–Salix* forests, San Pedro River, Arizona. *Biological Conservation*, 125 (2): 153-167

Loiseau J.E. & R. Braque (1972). Flore et groupements végétaux du lit fluvial dans le bassin de la Loire moyenne. *Etudes ligériennes*, 11 : 99-167.

Lomolino M.V. (2001). The species-area relationship: new challenges for an old pattern. *Progress in Physical Geography*, 25 (1): 1-21.

Loreau M. & N. Behera (1999). Phenotypic diversity and stability of ecosystem processes. *Theorical Population Biology*, 56: 29-47.

Lorimer C.G., J.W. Chapman & W.D. Lambert (1994). Tall understory vegetation as a factor in the poor development of oak seedlings beneath mature stands. *Journal of Ecology*, 82: 227-237.

Lucot E. & M. Gaiffe (1995). Méthode pratique de description des sols forestiers caillouteux sur substrat calcaire. *Etude et Gestion des Sols*, 2 (2) : 91-104.

Lucot E., P.M. Badot & S. Bruckert (1995). Influence de l'humidité du sol et de la distribution des racines sur le potentiel hydrique du xylème dans des peuplements de chêne (*Quercus* sp.) de basse altitude. *Annales des Sciences Forestières*, 52 : 173-182.

Lugo A.E., M. Brinson & S. Brown (1990). Synthesis and search for paradigms in wetland ecology. *In*: Lugo A.E., S. Brown & M. Brinson [eds.], *Forested wetlands*, Ecosystems of the world 15, Elsevier, Amsterdam, 447-460.

Luszczak-Clussmann G. (1995). *Etude dendro-écologique du chêne pédonculé (*Quercus robur *L.) et du frêne commun (*Fraxinus excelsior *L.) en forêt de l'Illwald (Bas-Rhin)*. Mémoire de DESS, Université Louis Pasteur de Strasbourg, 47 p.

Lyon J. & C.L. Sagers (1998). Structure of herbaceous plant assemblages in a forested riparian landscape. *Plant Ecology*, 138: 1-16.

MacArthur R.H. & E.O. Wilson (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, 224 p.

Mackey R.L. & D.J. Currie (2001). The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology*, 82 (12): 3479-3492.

Madesclaire A. [coor.] (2001). *Les milieux forestiers de la vallée du Rhin : guide pour l'identification des stations et le choix des essences*. CR Alsace, CRPF Lorraine Alsace, ONF direction régionale Alsace, 83 p.

Maekawa M. & N Nakagoshi (1997). Riparian landscape changes over a period of 46 years, on the Azusa River in central Japan. *Landscape and Urban Planning*, 37: 37-43.

Magilligan F.J. & P.F. McDowell (1997). Stream channem adjustments folowing elimination of cattle grazing. *Journal of the American Water Resources Association*, 33 (4): 867-878.

Mahoney J.M. & S.B. Rood (1992). Response of hybrid poplar to water table decline in different substrates. *Forest Ecology and Management*, 54: 141-146.

Mahoney J.M. & S.B. Rood (1993). A model for assessing the effects of altered river flows on the recruitment of riparian cottonwoods. *In*: *Riparian management: common threads and shared interests*, February 4-6 1993, Albuquerque, New Mexico, USDA Forest Service, General technical report RM 226, 228-232.

Maître V., A.C. Cosandey, E. Desagher & A. Parriaux (2003). Effectivness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of hydrogeological conditions. *Journal of Hydrology*, 278: 76-93.

Mäkinen H. & P. Vanninen (1999). Effect of sample selection on the environmental signal derived from tree-ring series. *Forest Ecology and Management*, 113: 83 –89.

Malanson G.P. (1993). *Riparian landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 296 p.

Mander Ü., Y. Hayakawa & V. Kuusemets (2005). Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering*, 24 (5): 421-432.

Mandier P. (1984). *Le relief de la moyenne vallée du Rhône au Tertiaire et au Quaternaire*. Thèse d'Etat, Université Lumières Lyon 2, 654 p.

Marigo G., J.P. Peltier, J. Girel & G. Pautou (2000). Success in the demographic expansion of *Fraxinus excelsior* L. *Trees*, 15: 1-13.

Marston R.A., J. Girel, G. Pautou, H. Piégay, J.P. Bravard & C. Arneson (1995). Channel metamorphosis, floodplain disturbance, and vegetation developpement: Ain river, France. *Geomorphology*, 13: 121-131.

Mathieu B., X. Pin, X. Martin & J.L. Verrel (2002). *Maîtrise foncière des champs d'expansion des crues*. Inspection générale de l'environnement, Conseil général des ponts et chaussées, Conseil général du génie rural, des eaux et des forêts, Ministère de l'écologie et du développement durable, Paris, Documentation française, 94 p.

Mathys N., S. Brochot, M. Meunier & D. Richard (2003). Erosion quantification in the small marly experimental catchments of Draix (Alpes de Haute Provence, France) Calibration of the ETC rainfall-runoff-erosion model. *Catena*, 50: 527 - 548.

McAlister S.D., M.W. Palmer, J.R. Arévalo & J.K. DeCoster (2000). Species composition on tip up mounds and pits created by catastrophic windthrow in Minnesota forest. Proceedings *IAVS Symposium*, 104-107.

McBride J.R. & J. Strahan (1984). Establishment and survival of woody riparian species on gravel bars of an intermittent stream. *The American Midland Naturalist*, 112: 235-245.

McGrady-Steed J., P.M. Harris & P.J. Morin (1997). Biodiversity regulates ecosystem predictability. *Nature*, 390: 162-165.

McKee A., S. Gregory & L. Ashkenas (1996). *Riparian management references*. National Forest in Minnesota, USDA, Oregon State University, Corvallis, Oregon, 110 p.

McKenney R., R.B. Jacobson & R.C. Wertheimer (1995). Woody vegetation and channel morphogenesis in low-gradient, gravel-bed streams in the Ozark Plateaus, Missouri and Arkansas. *Geomorphology*, 13: 175-198.

McNaughton S.J. (1977). Diversity and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in ecology. *The American Naturalist*, 111: 515-525.

Megonigal J.P., W.H. Conner, S. Kroeger & R.R. Sharitz (1997). Aboveground production in southeastern

floodplain forests: a test of the subsidy-stress hypothesis. *Ecology*, 78 (2): 370-384.
Mendonça-Santos M.L., C. Guenat, C. Thevoz, F. Bureau & J.C. Vedy (1997). Impacts of embanking on the soil-vegetation relationships in a floodplain ecosystem of a pre-alpine river. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6: 339-348.
Mendonça-Santos M.L. & C. Claramunt (2000). An integrated landscape and local analysis of land cover evolution in an alluvial zone. *Computers, Environment, and Urban Systems*, 25: 557-577.
Menges E.S. & D.M. Waller (1983). Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs. *The American Naturalist*, 122: 454-473.
Merigliano M.F. (1998). Cottonwood and willow demography on a young island, Salmon River, Idaho. *Wetlands*, 18: 571-576.
Merrit D.M. & D.J. Cooper (2000). Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the green River basin, USA. *Regulated Rivers: Research and Management*, 16: 543-564.
MFR [Ministry of Forests & Range] (1995). *Riparian management area guidebook*. Province of British Colombia, disponible (08/2005) sur: www.for.gov.bc.ca/tasb/legsregs/fpc/fpcguide/riparian/rip-toc.htm.
Michelot J.L. (1983). Evolution des paysages fluviaux de la vallée du Rhône dans le secteur du Péage-de-Roussillon. *Revue de Géographie de Lyon*, 58 (4) : 307-322.
Michelot J.L. (1989). *Les espaces naturels de la vallée du Rhône, éléments pour une politique de gestion intégrée*. Thèse de Doctorat, Université Jean Moulin Lyon 3, 459 p.
Michelot J.L., N. Greff & B. Pont (2003). Ripisylves et sites protégés. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 352-367.
Miller J.R., T.T. Schulz, N.T. Hobbs, K.R. Wilson, D.L. Schrupp & W.L. Baker (1995). Changes in the landscape structure of a southeastern Wyoming riparian zone following shifts in stream dynamics. *Biological Conservation*, 72: 371-379.
Miller R.I. (1979). Conservation the genetic integrity of faunal populations and communities. *Environmental Conservation*, 6: 297-304.
Miramont C. & X. Guibert (1997). Variations historiques de la fréquence des crues et évolution de la morphogénèse fluviale en moyenne Durance (France du Sud-Est). *Géomorphologie : Reliefs, Processus et Environnement*, 4 : 325-338.
Mitsch W.J. & W.G. Rust (1984). Tree growth responses to flooding in a bottomland forest in northeastern Illinois. *Forest Science*, 30: 499-510.
Mitsch W.J., J.R. Taylor & K.B. Benson (1991). Estimating productivity of forested wetland communities in different hydrologic landscapes. *Landscape Ecology*, 5 (2): 203-217.
Mittelbach G.G., C.F. Steiner, S.M. Scheiner, K.L. Gross, H.L. Reynolds, R.B. Waide, M.R. Willig, S.I. Dodson & L. Gough (2001). What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology*, 82 (9): 2381-2396.
Morier I. (2000). *Fonctionnement hydrique, variabilité pédologique et dynamique de la végétation en forêt alluviale (Haut-Rhône français)*. Mémoire de DESS, EPFL-UNIL, 84 p.
Moulin B. & H. Piégay (2004). *Les corps flottants dans le bassin versant de l'Isère: propositions pour une gestion durable*. CNRS, EDF, Agence RMC, DIREN RA, SMDEA, Région RA, 21 p.
Muller E. (1997) Mapping riparian vegetation along rivers: old concepts and new methods. *Aquatic Botany*, 58: 411-437.
Muzika R.M. & A.M. Liebhold (1999). Changes in radial increment of host and non host tree species with gypsy moth defoliation. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1365-1373.
Naeem S., L.J. Thompson, S.P. Lawler, J.H. Lawton & R.M. Woodfin (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 368: 734-737.
Naiman R.J. & H. Décamps [eds.] (1990). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Man and the Biosphere Series, 4 UNESCO, Paris, 315 p.
Naiman R.J., J.A. Stanford & H. Décamps (1991). The application of ecological knowledge to river management. *Quels fleuves pour demains*, Orléans, 47 P.
Naiman R.J., H. Décamps & M. Pollock (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Application*, 3 (2): 209-212.
Naiman R.J. & K.H. Rogers (1997). Large animals and system-level characteristics in river corridors. *Bioscience*, 47 (8): 521-529.
Naiman R.J., S.R. Elliott, J.M. Helfield & T.C. O'Keefe (2000). Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia*, 410: 79-86.
Nakamura F., T. Yajima & S. Kikuchi (1997a). Structure and composition of riparian forests with special reference to geomorphic site conditions along the Tokachi River, northern Japan. *Plant Ecology*, 133: 209-219.
Nakamura F., S. Tadashi, S. Kameyama & M. Jitsu (1997b). Influences of channelization on discharge of suspend sediment and wetland vegetation in Kushiro Marsh, northern Japan. *Geomorphology*, 18: 279-289.
Nakamura F., M. Jitsu, S. Kameyama & S. Mizugaki (2002). Changes in riparian forests in the kushiro mire, Japan, associated with stream channelization. *River Research and Applications*, 18: 65-79.
Nanson G.C. & H.F. Beach (1977). Forest succession and sedimentation on a meandering-river floodplain, northeast British Columbia, Canada. *Journal of Biogeography*, 4: 229-251.
Nebois R. (1971). *Ile de la Platière, exemple de mutations agricoles d'une zone marginale*. Mémoire de maîtrise, Université de St Etienne, 99 p.
Nelson J.C., A. Redmond & R.E. Sparks (1994). Impacts of settlement on floodplain vegetation at the confluence of the Illinois and Mississippi Rivers. *Transactions of the Illinois State Academy of Science*, 87 (3-4): 177-133.
Nepveu G. (1992). L'utilisation des bois de frêne et de merisier : aptitudes technologiques, facteurs de variabilité. *Revue Forestière Française*, XLIV (n° spécial) : 142-149.
Nicault A., C. Rathgeber, L. Tessier & A. Thomas (2001). Observations sur la mise en place du cerne chez le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) : confrontation entre les mesures de croissance radiale, de densité et les facteurs climatiques. *Annales des Sciences Forestières*, 58 : 769-784.
Nilsson C. (1987). Distribution of stream-edge vegetation along a gradient of current velocity. *Journal of Ecology*, 75: 513-522.
Nilsson C., G. Grelsson, M. Johansson & U. Sperens (1989). Patterns of plants species richness along riverbanks. *Ecology*, 70: 77-84.
Nilsson C., E. Andersson, D.M. Merrit & M.E. Johansson (2002). Differences in riparian flora between riverbanks and river lakeshores explained by dispersal traits. *Ecology*, 83 (10): 2878-2887.
NRC [National Research Council] (1992). *Restoration of aquatic ecosystems*. National Academic Press, Washington DC, 576 p.

NRC [National Research Council] (2002). *Riparian areas, functions and strategies for management*. National Academy Press, Washington DC,428 p.

Odum E.P. (1978). Ecological importance of the riparian zone. *In*: *National Symposium on Strategies for Protection and Management of Floodplain Wetlands and other Riparian Ecosystems*, Callaway Gardens, Georgia, Dec. 11-13 1978.

Ogaya R., J. Peñuelas, J. Martínez Vilalta & M. Mangirón (2003). Effect of drought on diameter increment of *Quercus ilex*, *Phillyrea latifolia*, and *Arbutus unedo* in a holm oak forest of NE Spain. *Forest Ecology and Management*, 180: 175-184.

Ogle K., T.G. Whitham & N.S. Cobb (2000). Tree-ring variation in pinyon predicts likelihood of death following severe drought. *Ecology*, 81 (11): 3237-3243.

O'Grady A., D. Eamus, P. Cook, S. Lamontagne, G. Kelly & L. Hutley (2003). *Tree water use and sources of transpired water in riparian vegetation along the Daly River, Northern Territory*. Department of the Environment and Heritage, 157 p.

Olano J.M. & M.W. Palmer (2003). Stand dynamics of an Appalachian old-growth forest during a severe drought episode. *Forest Ecology and Management*, 174: 139-148.

O'Neil R.V., J.R. Krummel, R.H. Gardner, G. Sugihara, B. Jackson, D.L. DeAngelis, B.T. Milne, M.G. Turner, B. Zygmunt, S.W. Christensen, V.H. Dale & R.L. Graham (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1 (3): 153-162.

ONF [Office National des Forêts] (2000). *Aménagement forestier de la forêt communale de Blyes*. ONF, D.R. Rhône Alpes, 79 p.

ONF [Office National des Forêts] (2005). *LIFE "Eaux et forêts", étude de la forêt alluviale de l'Arve*. ONF, SM3A, 34 p.

Ortigosa L. & J.M. Garcia Ruiz (1995). Geomorphological consequences of afforestation at a basin scale, an example from the Central Pyrenees. *Phys. Chem. Earth*, 20 (3-4): 345-349.

Orwig D.A. & M.D. Abrams (1997). Variation in radial growth responses to drought among species, site, and canopy strata. *Tree*, 11: 474–484.

Osterkamp W.R. (1998). Processes of fluvial-island formation, with examples from Plum Creek, Colorado, and Snake River, Idaho. *Wetlands*, 18 (4): 530-545.

Osterkamp W.R. & C.R. Hupp (1996). The evolution of geomorphology, ecology, and other composite sciences. *In*: Rhoads B.L. & C.E. Thorn [eds.], *Proceedings of the 27th Binghamton Symposium in Geomorphology*, 27-29 September 1996, 415-441.

Oszlanyi J. (1999). Consequences of anthropic impact on Danube floodplain forests in Slovakia. *Ekologia* (Bratislava), 18 (Suppl. 1): 103-110.

Otto H.J. (1998). Ecologie forestière. IDF, Paris, 397 p.

Owens P.N. & D.E. Walling (2002). Changes in sediment sources and floodplain deposition rates in the catchment of the river Tweed, Scotland, over the last 100 years: the impact of climate and land use change. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27: 403-423.

Pabst R.J. & T.A. Spies (1999). Structure and composition of unmanaged riparian forests in the coastal mountains of Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1557-1573.

Page K. & G. Nanson (1982). Concave-bank benches and associated floodplain formation. *Earth Surface Processes and Landforms*, 7: 529-543.

Pagney P. (1988). *Climats et cours d'eau de France*. Masson, Paris, 248 p.

Palmer M.W. & P.M. Dixon (1990). Small-scale environmental heterogeneity and the analysis of species distributions along gradients. *Journal of Vegetation Science*, 1: 57-65.

Palmer M.W., S.D. McAlister, J.R. Arévalo & J.K. DeCoster (2000). Changes in the understory during 14 years following catastrophic windthrow in two Minnesota forests. *Journal of Vegetation Science*, 11 841-854.

Pan C., S.J. Tajchman & J.N. Kochenderfer (1997). Dendroclimatological analysis of major forest species of the central Appalachians. *Forest Ecology and Management*, 98: 77-87.

Parma A.M. & NCEAS working group on population management (1998). What can adaptive management do for our fish, forests, food and biodiversity? *Integrative Biology*, 1: 16-28.

Parson H. (2000). *An analysis of landscape diversity on the floodplain of a Scottish wandering gravel-bed river*. Ph. D thesis, University of Stirling, 438 p.

Pastre J.F., C. Leroyer, N. Limondin-Lozouet, P. Antoine, A. Gauthier, Y. Le Jeune & P. Orth (2003). Quinze mille ans d'environnement dans le bassin parisien (France) : mémoires sédimentaires des fonds de vallée. *In* : Muxart T., F.D. Vivien, B. Villalba & J. Burnouf [eds.], *Des milieux et des hommes : fragents d'histoires croisées*, Elsevier, 43-55.

Pautou G. (1984). L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon ; comparaison avec d'autres systèmes fluviaux. *Document de Cartographie Ecologique*, 27 : 43-64.

Pautou G. (1988). Perturbations anthropiques et changements de végétation dans les systèmes fluviaux, l'organisation du paysage fluvial rhodanien entre Genève et Lyon. *Document de Cartographie Ecologique*, 31 : 73-96.

Pautou G., J. Thomas, G. Ain, R. Meriaudeau, B. Gilot & M.C. Neuburger (1972). *Etude écologique des îles du Rhône entre Seyssel et Lyon, organisation opérationnelle de la démoustication*. Université de Grenoble, CNR, EID, 54 p.

Pautou G. & H. Décamps (1985). Ecological interactions between the alluvial forests and hydrology of the upper Rhône. *Archiv für Hydrobiologie*, 104: 13-37.

Pautou G., J. Girel & L. Maman (1985a). 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*, Bailleul 1985, J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 656-667.

Pautou G., H. Décamps, C. Amoros & J.P. Bravard (1985b). Successions végétales dans les couloirs fluviaux : l'exemple de la plaine alluviale du Haut-Rhône français. *Bulletin d'Ecologie*, 16 (3) : 203-212.

Pautou G. & J. Girel (1986). La végétation de la basse vallée de l'Ain : organisation et évolution. *In* : Roux A.L. [ed.], *Document de Cartographie Ecologique*, recherches interdisciplinaires sur les écosystèmes de la basse-plaine de l'Ain (France) : potentialités évolutives et gestion, 29 : 75-96.

Pautou G. & J. Wuillot (1989). La diversité spatiale des forêts alluviales dans les îles du Haut-Rhône français. *Bulletin d'Ecologie*, 20 (3) : 211-230.

Pautou G., J. Girel & J.L. Borel (1992). Initial repercussions and hydroelectric developments in the French Upper Rhône Valley: A lesson for predictive scenarios, propositions. *Environmental Management*, 16 (2): 231-242.

Pautou G. & J. Girel (1994). Interventions humaines et changements de la végétation alluviale dans la vallée de l'Isère (de Montmélian au Port de St Grevais). *Revue de Géographie Alpine*, 2 : 127-146.

Pautou G., J. Girel, J.L. Peiry, F. Hughes, K. Richards, R. Foussadier, B. Garguet-Duport, T. Harris & N. Barsoum (1996). Les changements de végétation dans les hydrosystèmes fluviaux. L'exemple du Haut-Rhône et de l'Isère dans le Grésivaudan. *Revue d'Ecologie Appliquée*, III : 41-66.

Pautou G., A. Ponsero & P. Jouannaud (1997). Les changements de biodiversité dans les interfaces alluviales. Application à la plaine d'inondation du Rhône entre Genève et Lyon et à la réserve naturelle du marais de Lavours. *Rev. Ecol. Alp.*, IV : 35-63.

Pautou G., H. Piégay & C. Ruffinoni (2003). Forêts riveraines, ripisylves ou forêts alluviales : un compartiment complexe de l'hydrosystème. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 10-28.

Peeters E.T.H.M. & H. Tachet (1989). Comparison of macrobenthos in braided and channelized sectors of the Drôme river, France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 4: 317-325.

Peiry J.L. (1986). Dynamique fluviale historique et contemporaine du confluent Giffre-Arve (Haute-Savoie). *Revue de Géographie de Lyon*, 1 : 79-96

Peiry J.L. (1988). *Approche géographique de la dynamique spatio-temporelle des sédiments sur un cours d'eau intramontagnard ; l'exemple de la plaine alluviale de l'Arve (Haute-Savoie)*. Thèse de Doctorat, Université Jean Moulin Lyon 3, 376 p.

Peiry J.L. (1997). *Recherches en géomorphologie fluviale dans les hydrosystèmes fluviaux des Alpes du Nord*. Diplôme d'Habilitation à Diriger les Recherches, Université Jospeh Fourier, 308 p.

Peiry J.L. & H. Vivian (1994). Dynamique des crues et réduction de la capacité du chenal consécutive à la construction d'un barrage hydroélectrique : l'exemple du Drac inférieur à l'amont de Grenoble. *In* : SHF, *23ième journées de l'Hydraulique : crues et inondations*, Nîmes, 1 : 321-329.

Peltier J.P. & G. Marigo (1998). Tolérance du frêne commun (*Fraxinus excelsior* L.) à la sécheresse. *Ecologie*, 29 (1-2): 399-402.

Peltier J.P. & G. Marigo (1999). Drought adaptation in *Fraxinus excelsior* L.: physiological basis of the elastic adjustment. *Journal of Plant Physiology*, 154: 529-535.

Perrez Correa M. (2004). *Classification orientée objet d'images à très haute résolution spatiale : application à la cartographie de l'occupation des sols le long des cours d'eau*. CEMAGREF, Mastère SILAT, 43 p.

Petit F. & C. Daxhelet (1989). Détermination de débit à pleins bords et de sa récurrence dans différentes rivières de moyenne et haute Belgique. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 25 : 69-84.

Pettitt A.N. (1979). A non-parametric approach to the change-point problem. *Applied statistics*, 28 (2): 126-135.

Petts G.E., H. Möller & A.L. Roux [eds.] (1989). *Historical change of large alluvial rivers: Western Europe*. John Wiley & Sons, Chichester, 355 p.

Phipps R.L. (1983). Streamflow of the Occoquan River in Virginia as resconstructed from tree-ring series. *Water Ressources Bulletin*, 19: 735-743.

Pianka E.R. (1970). On r- and K- selection. *The American Naturalist*, 104: 592-597.

Pickett S.T.A. & P.S. White [eds.] (1985). *The ecology of natural disturbances and patch dynamic*. Academic Press, 456 p.

Piégay H. & E. Lama (1995). L'intégration des stratégies foncières individuelles dans la gestion des lits majeurs boisés (exemple de quatre rivières de rang intermédiaire du bassin du Rhône). *Revue de Géographie Alpine*, 1 : 89-110.

Piégay H. (1993). Nature, mass and preferential sites of coarse woody debris deposits in the lower Ain valley (Mollon reach), France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 8: 359-372.

Piégay H. (1995). *Dynamiques 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 (19e -20e siècles)*. Thèse de Doctorat, Université Paris IV – Sorbonne, 455 p.

Piégay H. (1997). Interactions between floodplain forests and overbank flows: data from three piedmont rivers of south-eastern France. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6: 187-196.

Piégay H. (2000). Le bois mort en rivière faut-il toujours l'enlever ? *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 86 (7) : 97-107.

Piégay H., P. Joly, R. Foussadier, V. Mourier & G. Pautou (1997). Principes de réhabilitation des marges du Rhône à partir d'indicateurs géomorphologiques, phytoécologiques et batrachologiques (cas du RCC de Pierre Bénite). *Revue de Géographie de Lyon*, 72 (1) : 7-22.

Piégay H., N. Landon & D. Saulnier (2000). *Etude géomorphologique de la basse rivière d'Ain, propositions pour une gestion physique équilibrée des lits mineurs*. Rapport final, SAGE "basse vallée de l'Ain", 86 p.

Piégay H., G. Bornette, A. Citterio, E. Herouin, B. Moulin & C. Statiotis (2000). Channel instability as a control on silting dynamics and vegetation patterns within perifluvial aquatic zones. *Hydrological Processes*, 14: 3011-3029.

Piégay H., G. Pautou & J.P. Bravard (2003). L'histoire contemporaine des marges fluviales : entre renaturation et dénaturation. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 72-92.

Piégay H., D.E. Walling, N. Landon, Q. He, F. Liébault & R. Petiot (2004). Contemporary changes in sediment yield in an alpine montane basin due to afforestation (the upper Drôme in France). *Catena*, 55: 183-212.

Piégay H. C.R. Hupp, A. Citterio, B. Moulin & D.E. Walling (en prep.). Spatial and temporal variability in sedimentation rates along plugs of former channels: Ain River, France.

Pilard-Landeau B. & N. Le Goff (1996). *La sylviculture du frêne*. ONF, Bull. Techn., 31 : 9-14.

Pinay G. & J.C. Clément (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.

Poinsart D. (1994). Gestion des systèmes fluviaux aménagés : structure des dépôts et mobilité des alluvions du lit dans les vieux Rhône de Miribel et Donzère-Mondragon. *La Houille Blanche*, 5-6 : 13-22.

Poinsart D. & P.G. Salvador (1993). Historique de l'endiguement du Rhône à l'aval de Lyon (19e siècle). *In* : *Le fleuve et ses métamorphoses*, Université Lyon 3 (texte réunis par F. Piquet), Lyon 13-15 mai 1992, Didier Erudition, Paris, 299-313.

Point P. (2000). Les évaluations économiques des services rendus par les zones humides. *In* : Fustec E. & J.C. Lefeuvre [coor.], *Fonctions et valeurs des zones humides*, Dunos, Paris, 295-309.

Pollock M.M., R.J. Naiman & T.A. Hanley (1998). Plant species richness in riparian wetlands - A test of biodiversity theory. *Ecology*, 79 (1): 94-105.

Pont B. (1995). *Suivi à long terme de la dynamique forestière spontanée des ripisylves*. Première phase : mise au point de la méthode et test sur 6 réserves. Réserves Naturelles de France, 12 p.

Pont B. & N. Le Bot (2002). *Suivi à long terme de la dynamique spontanée de la forêt alluviale de l'île des Graviers, résultats de la seconde campagne de relevés*. RN de l'île de la Platière, 25 p.

Prosser I.P., W.E. Dietrich & J. Stevenson (1995). Flow resistance and sediment transport by concentrated overland flow in a grassland valley. *Geomorphology*, 13: 71-86.

Proux M. & A. Mazumder (1998). Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology*, 79 (8): 2581-2592.

Quinton J.N., G.M. Edwards & R.P.C. Morgan (1997). The influence of vegetation species and plant properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in Southeast Spain. *Soil Use and Management*, 13: 143-148.

Rameau J.C., D. Manson, G. Dumé, J. Timbal, A. Lecointe, P. Dupont & R. Keller (1989). *Flore forestière française*. Guide écologique illustré. IDF, 1785 p.

Raunkiaër C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford, Clarendon Press, 632 p.

Reed R.A., R.K. Peet, M.W. Palmer & P.S. White (1993). Scale dependence of vegetation-environment correlations: a case study of a North Carolina piedmont woodland. *Journal of Vegetation Science*, 4: 329-340.

Reich M. (1994). Les impacts de l'incision des rivières des Alpes bavaroises sur les communautés terrestres de leur lit majeur. *Revue de Géographie de Lyon*, 69 : 25-30.

Reilly P.W. & W.C. Johnson (1982). The effects of altered hydrologic regime on tree growth along Missouri River in North Dakota. *Canadian Journal of Botany*, 60 : 2410-2423.

Reineck H.C. & I.B. Singh (1980). *Depositional sedimentary environnements*. Springer - Verlag, Berlin, 549 p.

Rex K.D. & G.P. Malanson (1990). The fractal shape of a riparian forest patches. *Landscape Ecology*, 4 (4): 249-258.

Richards K., J. Brasington & F. Hughes (2002). Geomorphic dynamics of floodplains: ecological implications and a potential modelling strategy. *Freshwater Biology*, 47: 559-579.

Ricks C. (1995). Effects of channelization on sediment distribution and aquatic habitat at the mouth of Redwood Creek, northwestern California. *In*: Nolan, K.M., H.M. Kelsey, & D.C. Marron [eds.], *Geomorphic processes and aquatic habitat in the Redwood Creek basin, northwestern California*, U.S. Geological Survey Professional Paper 1454, Washington, Q1-Q17.

RipFor-Team (2003). *Riparian forest management - Guidelines for end-users*. RipFor-Team, European Commission, "Quality of Life and Management of Living Resources", Vienna, 60 p.

Robertson K.M. & C.K. Augspruger (1999). Geomorphic processes and spatial patterns of primary forest succession on the Bogue Chitto River, USA. *Journal of Ecology*, 87: 1052-1063.

Rohde S. (2004). *River Restoration: Potential and limitations to re-establish riparian landscapes. Assessment & Planning*. Thèse de Doctorat, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, 133 p.

Rollet A.J. (2002). *Les effets du barrage d'Allement sur la granulométrie du lit de la basse rivière d'Ain*. Mémoire de maîtrise, Université Jean Moulin Lyon 3, 84 p.

Rollet A.J., H. Piégay, J. Lejot, A. Citterio & S. Dufour (2005). *Expertise hydrogéomorphologique en vue du diagnotisc fonctionnel des habitats, de la restauration du transit sédimenatire et des lônes*. LIFE Nature conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière d'Ain, CNRS – SIVU BVBVA, 173 p.

Rood S.B. & J.M. Mahoney (1990). Collapse of riparian poplar forests downstream from dams in western prairies: probable causes and prospects for mitigation. *Environmental Management*, 14: 451-464.

Rood S.B. & J.M. Mahoney (2000). Revised instream flow regulation enables cottonwood recruitment along the St. Mary River, Alberta, Canada. *Rivers*, 7: 109-125.

Rosenberg D.K., B.R. Noon & E.C. Meslow (1997). Biological corridors: form, function and efficacy. *Bioscience*, 47 (10): 677-687.

Rosnay J. (1975). Le *macroscope*. Editions du Seuil, 346 p.

Roulier C., F. Teuscher & B. Weber (1999a). *Concepts de gestion des forêts alluviales*. L'environnement pratique – Recommendations, OFEFP, Berne 92 p.

Roulier C., F. Teuscher, M. Tognola & R. Thielen (1999b). Zones alluviales et revitalisation. *Génie Biologique*, 4 : 26-38.

Roux A.L. [ed.] (1982). *Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux ; étude d'un hydrosystème fluvial : le Haut-Rhône français*. Editions CNRS, Lyon, 116 p.

Roxburgh S.H., K. Shea & J.B. Wilson (2004). The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85 (2): 359-371.

Rozas V. (2001). Detecting the impact of climate and disturbances on tree-rings of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in a lowland forest in Cantabria, Northern Spain. *Annales des Sciences Forestières*, 58: 237-251

Ruffinoni C., M. Trémolière & J.M. Sanchez-Peréz (2003). Végétation alluviale et flux de nutriments. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 134-154.

Runkle J.R. (1985). Disturbance regime in temperate forests. *In*: Pickett S.T.A. & P.S. White [eds.], *The ecology of natural disturbances and patch dynamic*, Academic Press, 17-34.

Rutledge D. (2003). *Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?* DOC Science Internal Series, New Zealand Departement of Conservation, 27 p.

Sabater S., A. Butturini, J.C. Clement, T. Burt, D. Dowrick, M. Hefting, V. Maître, G. Pinay, C. Postolache, M. Rzepecki & F. Sabater (2003). Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosystems*, 6: 20-30.

Sabo J.L., R. Sponseller, M. Dixon, K. Grade, T. Harms, J. Heffernan, A. Jani, G. Katz, C Soykan, J. Watts & J. Welter (2005). Riparian zones increase regional species richness by harbouring different, not more, species. *Ecology*, 86 (1): 56-62.

Sale P.P. (1977). Maintenance of high diversity in coral reef communities. *The American Naturalist*, 111: 337-359.

Salo J., R. Kalliola, I. Hakkinen, Y. Makinen, P. Niemela, M. Puhakka & P.D. Coley (1986). River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, 332: 254-258.

Salvador P.G. (1983). *Les impacts de l'aménagement du Rhône à l'aval de Pierre-Bénite (km 1-16) ; l'évolution du fleuve et des paysages de la vallée (1838-1980)*. Mémoire de maitrise, Université Jean Moulin Lyon 3, 120 p.

Sanchez-Pérez J.M., M. Trémolières, A. Schnitzler, B. Badre & R. Carbiener (1993). Nutrient content in alluvial soils submitted to flooding the Rhine alluvial deciduous forest. *Acta Oecologica*, 14 (3): 371-387.

Schilling K.E., Y.K. Zhang & P. Drobney (2004). Water table fluctuations near an incised stream, Walnut Creek, Iowa. Journal of Hydrology, 286: 236-248.

Schnitzler A. (1988). Typologie phytosociologique, écologie et dynamique des forêts alluviales du complexe géomorphologique ello-rhénan. Thèse de 3e cycle, Université Louis Pasteur Strasbourg, 485 p.

Schnitzler A. (1997). River dynamics as a forest process: interaction between fluvial systems and

alluvial forests in large European rivers plains. *The Botanical Review*, 63 (1): 40-64.

Schnitzler-Lenoble A. (2002). *Ecologie des forêts naturelles d'Europe*. Biodiversité, sylvigénèse, valeur patrimoniale des forêts primaires. Editions TEC & Doc, 270 p.

Schuck A., R. Päivinen, T. Hytönen & B. Pajari (2002). *Compilation of forestry terms and definitions*. European Forest Institute, Internal Report n°6, 48 p.

Schume H., M. Gabner & O. Eckmüller (2004). The influence of an altered groundwater regime on vessel properties of hybrid poplar. *Trees*, 18: 184-194.

Schumm S.A. (1977). *The fluvial system*. John Wiley & Sons, New-York, 338 p.

Schweingruber F.H. (1988). *Tree rings basics and applications of dendrochronology*. Springer, 292 p.

Scott M.L. G.C. Lines & G.T. Auble (2000). Channel incision and patterns of cottonwood stress and mortality along the Mojave River, California. *Journal of Arid Environment*, 44: 399-414.

Scott M.L., M.E. Miller & J.C. Schmidt (2004). *The structure and functionning of riparian ecosystems of the Colorado Plateau, conceptual models to inform the vital-sign selection process.* USGS, SCPN, Inventory and monitoring program, Phase 2, 40 p.

Sedell J.R. & K.J. Luchessa (1982). Using the historical record as an aid to salmon habitat enhancement. *In*: Neil E. & B. Armantrout [eds.], *Symposium on acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information held*, Portland, Oregon, 210-223.

Shafer E.L. & R.O. Brush (1977). How to measure preferences for photographs of natural landscapes. *Landscape Planning*, 4: 237-256.

Shafroth P.B., G.T. Auble, J.C. Stromberg & D.T. Patten (1998). Establishment of woody riparian vegetation in relation to annual patterns of streamflow, Bill Williams River, Arizona. *Wetlands*, 18: 577-590.

Shafroth P.B., J.C. Stromberg & D.T. Patten (2000). Woody riparian vegetation response to different alluvial water table regimes. *Western North American Naturalist*, 60 (1): 66-76.

Shankman D. (1993). Channel migration and vegetation patterns in the Southern coastal plain. *Conservation Biology*, 7: 176-183.

Shea K., S.H. Roxburgh & E.S.J. Rauschert (2004). Moving form pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecology Letters*, 7: 491-508.

Sherman D.J. (1996). Fashion in geomorphology. *In*: Rhoads B.L. & C.E. Thorn [eds.], *Proceedings of the 27th Binghamton Symposium in Geomorphology*, 27-29 September 1996, 87-114.

Sidle R.C. & A. Sharma (1996). Stream channel changes associated with mining and grazing in the Great Basin. *Journal of Environmental Quality*, 25 (5): 1111-1121.

Siebel H.N. & C.W.P.M. Blom (1998). Effects of irregular flooding on establishment of tree species. *Acta Bot. Neerl.*, 47 (2): 231-240.

Smelko S. & L. Scheer (2000). Dendrochronological analysis of diameter growth and increment of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in Danube floodplain forests. *Ekologia* (Bratislava), 19 (2): 125-140.

Smith K.T. & W.C. Shortle (2003). Radial growth of hardwoods following the 1996 ice strom in New Hampshire and Maine. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 325-329.

SOGREAH (2000). *Etude des transports solides sur l'Arve, rapport d'étude*. SM3A, 90 p.

SOGREAH, CERREP & Cabinet GAY (1994). *Schéma de gestion du Haut-Rhône du confluent du Fier aux gorges de Saint-Alban*. Syndicat Intercommunal de Protection des Berges et Bordures du Rhône en Savoie.

Stanfield B.J., J.C. Bliss & T.A. Spies (2002). Land ownership and landscape structure: a spatial analysis of sixty-six Oregon (USA) Coast Range watersheds. *Landscape Ecology*, 17: 685-697.

Steiger J. & A.M. Gurnell (2003). Spatial hydrogeomorphological influences on sediment ad nutrient deposition in riparian zones: observations from the Garonne River, France. *Geomorphology*, 49 (1-2): 1-23.

Steiger J., A.M. Gurnell & G.E. Petts (2001a). Sediment deposition along the channel margins of a reach of the middle River Serven, UK. *Regulated Rivers: Research and Management*, 17 (4-5): 443-460.

Steiger J., A.M. Gurnell, P. Ergenzinger & D. Snelder (2001b). Sedimentation in the riparian zone of an incising river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26 (1): 91-108.

Steiger J., M. James & F. Gazelle (1998). Channelization and consequences on floodplain system functioning on the Garonne River, SW France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 14 (1): 13-23

Stoecker MA., M. Smith & E.D. Melton (1995). Survival and aerenchyma development under flooded conditions of *Boltonia decurrens*, a threatened floodplain species and *Conyza canadensis*, a widely distributed competitor. *The American Midland Naturalist*, 134: 117-126.

Strahler A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions*, 38 : 913-920.

Stromberg J.C. & D.T. Patten (1996). Instream flow and cottonwood growth in the eastern Sierra Nevada of California, USA. *Regulated River: Research and Management*, 12: 1-12.

Stromberg J.C. (2002). Flood flows and population dynamics of Arizona sycamore (*Platanus wrightii*). *Western North American Naturalist*, 62 (2): 170-187.

Suding K.N. & D. Goldberg (2001). Do disturbances alter competitive hierarchies ? mechanisms of change following gap creation. *Ecology*, 82 (8): 2133-2149.

Suzuki W., K. Osumi, T. Masaki, K. Takahashi, H. Daimaru & K. Hoshizaki (2002). Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management*, 157: 285-301.

Swanson F.J., S.L. Johnson, S.V. Gregory & S.A. Acker (1998). Flood disturbance in a forested mountain landscape, interactions of land use and floods. *Bioscience*, 48 (9): 681-689.

Syms C. & G.P. Jones (2000). Disturbance, habitat structure and the dynamics of a coral-reef fish community. *Ecology*, 81 (10): 2714-2729.

Tabacchi E. (1992). *Variabilité des peuplements riverains de l'Adour. Influence de la dynamique fluviale à différentes échelles d'espace et de temps*. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier Toulouse, 227 p.

Tabacchi E., A.M. Planty-Tabacchi, J. Salinas & H. Décamps (1996). Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. *Regulated River: Research and Management*, 12: 367-390.

Tabacchi E., A.M. Planty-Tabacchi, L. Roques & E. Nadal (2005). Seed inputs along riparian zones: implications for plant invasion. *River Research and Applications*, 21, (2-3): 299-313.

Tabacchi E., L. Lambs, H. Guilloy, A.M. Planty-Tabacchi, E. Muller & H. Décamps (2000). Impact of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14: 2959-2976.

Tague C. & L. Band (2001). Simulating the impact of road construction and forest harvesting on hydrologic response. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 135-151.

Tal M., K. Gran, A.B.Murray, C. Paola & D.M. Hicks (2004). Riparian vegetation as a primary control on channel characteristics in multi-thread rivers. *In*: Bennett S.J. & A. Simon [eds.], *Riparian vegetation and fluvial geomorphology: hydraulic, hydrologic, and geotechnical interaction*, American Geophysical Union Monograph, 16 p.

Tardif J. & Y. Bergeron (1993). Radial growth of *Fraxinus nigra* in a Canadian boreal floodplain in response to climatic and hydrological fluctuations. *Journal of Vegetation Science*, 4: 751-758.

Tardif J. & Y. Bergeron (1997). Comparative dendroclimatological analysis of black ash and two white cedar populations from contrasting sites in the Lake Duparquet region, northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 108-116.

Teskey R.O. & T.M. Hinckley (1977). *Impact of water level changes on woody riparian and wetland communities*. Six volumes, FWS/OBS 77/58, 77/59, 77/60, 78/87, 78/88, 78/89, US Fish and Wildelife Service, Office of Biological Service, Washington DC, USA.

Tessier L., F. Serre-Bachet & J. Guiot. (1990). Pollution fluorée et croissance radiale des conifères en Maurienne (Savoie, France). *Annales des Sciences Forestières*, 47 : 309-323.

Thébaud C. & M. Debussche (1991). Rapid invasion of *Fraxinus ornus* L. along the Hérault River system in the southern France: the importance of seed dispersal by water. *Journal of Biogeography*, 18: 7-12.

Thévenet A. (1998). *Intérêt des débris ligneux grossiers pour les poissons dans les grands cours d'eau*. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, 100 p.

Thévenet A., A. Citterio & J. Haury (2003). Ripisylves et populations piscicoles. *In* : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 170-186.

Thibaut A., H. Claessens & J. Rondeux (1992). Etablissement de courbes de productivité pour les peuplements de frêne (*Fraxinus excelsior* L.) en région limono-calcaire du Condrozet de l'Entre-Sambre-et-Meuse. *Les Cahiers Forestiers de Gembloux*, n° 7, 20 p.

Thill A. (1970). *Le Frêne et sa culture*. J. Duculot, Gembloux, 85 p.

Thompson D.M. (1995). The effects of large organic debris on sediment processes and stream morphology in Vermont. *Geomorphology*, 11: 235-244.

Tilman D. (1996). Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77: 350-363.

Tilman D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80 (5): 1455-1474.

Tilman D., D. Wedin & J. Knops (1996). Productivity and sustainability influrenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379: 718-720.

Tockner K., D. Pennetzdorfer, N. Reiner, F. Schiemer & J.V. Ward (1999). Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology*, 41: 521-535.

Tockner K., F. Malard & J.V. Ward (2000). An extension of the floodpulse concept. *Hydrological Processes*, 14: 2861-2883.

Townsend C.R. (1989). The pacth dynamics concept of stream community ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8: 36-50.

Traub N., P. Tabouret, S. Pissavin & B. Pont (2001). *Guide pour la gestion des forêts alluviales de la moyenne vallée du Rhône*. CRPF Rhône-Alpes et Association des amis de la réserve naturelle de l'île de la Platière,32 p.

Trémolières M., A. Schnitzler & D. Carbiener (2002). Quel système de référence pour la restauration des systèmes alluviaux rhénans ? *Revue d'Ecologie* (Terre Vie), suppl. 9 : 131-147.

Trémolières M., J.M. Sànchez-Pérez, A. Schnitzler & D. Schmitt (1998). Impact of river management history on the community structure, species composition and nutrient status in the Rhine alluvial hardwood forest. *Plant Ecology*, 135: 59-78.

Turner J.P. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on processes. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20: 171-197.

Turner M.G., W.H. Romme, R.H. Gardner, R.V. O'Neill & T.K. Kratz (1993). A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology*, 8 (3): 213-227.

Tweedy K.L., E. Scherrer, R.O. Evans & T.H. Shear (2001). Influence of microtopography on restored hydrology and other wetland functions. *ASAE Annual International Meeting*, Sacramento, California, USA, july 31 august 1 2001, Paper n° 01-2061, 13 p.

Vallauri D. [coor.] (2003). *Livre blanc sur la protection des forêts naturelles en France*. WWF-France, Editions Tec & Doc, 288 p.

Vallauri D., O. Gilg, L. Poncet & C. Schwoehrer (2001). *Références scientifiques sur la conservation d'un réseau représentatif et fonctionnel de forêts naturelles*. WWF, RNF, 91 p.

Van Coller A.L., K.H. Rogers & J.L. Heritage (1997). Linking riparian vegetation types and fluvial geomorphology along the Sabie River within the Kruger National Park, South Africa. *Afr. J. Ecol.*, 35: 194-212.

Van der Maarel E. (1993). Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability. *Journal of Vegetation Science*, 4: 733-736.

Van der Nat D., K. Tockner, P.J. Edwards, J.V. Ward & A.M. Gurnell (2003). Habitat change in braided floodplains (Tagliamento, NE Italy). *Freshwater Biology*, 48: 1799-1812.

Van der Valk A.G., S.D. Swanson & R.F. Nuss (1983). The response of plant species to burial in three types of Alaskan wetlands. *Canadian Journal of Botany*, 61: 1150-1164.

Van Splunder I. (1998). *Floodplain forest recovery. Softwood forest development in relation to hydrology, riverbank morphology and management*. Ph. D thesis, Universiteit Comeniuslaan 2 Nijmegen, Netherlands, 100 p.

Van Splunder I., H. Coops, L.A.C.J. Voesenek & C.W.P.M. Blom (1995). Establishment of alluvial forest species in floodplains: the role of dispersal timing, germination characteristics and water level fluctuation. *Acta Bot. Neerl.*, 44: 269-278.

Vandekerckhove L., B. Muys, J. Poesen, B. De Weerdt & N. Coppé (2001). A method for dendrochronological assessment of medium-term gully erosion rates. *Catena*, 45: 123-161.

Vannote R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

Vautier F. (2000). *Dynamique géomorphologique et végétalisation des cours d'eau endigués : l'exemple de l'Isère dans le Grésivaudan*. Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier Grenoble, 378 p.

Verheyen K., B. Bossuyt, O. Honnay & M. Hermy (2003). Herbaceous plant community structure of ancient and recent forests in two contrasting forest types. *Basic and Applied Ecology*, 4: 537-546.

Vérot M. (2003). *Eau et aménagement du territoire en RMC*. Guide Technique n°8, SDAGE RMC, 84 p.

Vervuren P.J.A., C.W.P.M. Blom & H. De Kroon (2003). Extreme flooding events on the Rhine and the

survival and distrubution of riparian plant species. *Journal of Ecology*, 91: 135-146.
Vitousek P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco & J.M. Melillo (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.
Vivian-Smith G. (1997). Microtopography heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland community. *Journal of Ecology*, 85: 71-82.
Walford G.M. & W.L. Baker (1995). Classification of the riparian vegetation along a 6 km reach of the Animas River, southwestern Colorado. *The Great Basin Naturalist*, 55 (4): 287-303.
Walker B., A. Kinzig & J. Langridge (1999). Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature of dominant and minor species. *Ecosystems*, 2: 95-113.
Walling D.E. & Q. He (1998). The spatial variability of overbank sedimentation on river floodplains. *Geomorphology*, 24: 209-223
Walling D.E. (1999). Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia*, 410: 223-240.
Walling D.E., P.N. Owens & G.J.L. Leeks (1997). The characteristics of overbank deposits associated with a major flood event in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, UK. *Catena*, 31: 53-75.
Ward J.K., T.E. Dawson & J.R. Ehleringer (2002a). Responses of *Acer negundo* genders to interannual differences in water availability determined from carbon isotope ratios of tree ring cellulose. *Tree* Physiology, 22: 339-346.
Ward J.V. (1998). Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation. Biological Conservation, 83: 269-278.
Ward J.V., K. Tockner, B.D. Arscott & C. Claret (2002b). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47: 517-539.
Ward J.V., K. Tockner, P.J. Edwards, J. Kollmann, A.M. Gurnell, G.E. Petts, G. Brestschko & B. Rossaro (2000). Potential role of island dynamics in river ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limonol.*, 27: 2582-2585.
Wemple B.C., F.J. Swanson & J.A. Jones (2001). Forest roads and geomorphic process interactions, Cascade Range, Oregon. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 191-204.
Werner K.J. & J.B. Zedler (2002). How sedge meadow soils, microtopography, and vegetation respond to sedimentation. *Wetlands*, 22 (3): 451-466.
White P.S. & A. Jentsch (2001). The search of generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany*, 62: 399-450.
Whittaker R.H. & D. Goodman (1979). Classifying species according to their demographic strategy. I. Population fluctuations and environmental heterogeneity. *The American Naturalist*, 113: 185-200.
Whittaker R.H. (1975). *Communities and ecosystems*. MacMillan, New York, 385 p.
Wilkinson D.M. (1999). The disturbing history of intermediate disturbance. *Oikos*, 84: 145-147.
Willems H.P.L., M.D. Rotelli, D.F. Berry, E.P. Smith, R.B. Reneau Jr. & S. Mostaghimi (1997). Nitrate removal in riparian wetland soils: effects of flow rate, temperature, nitrate concentration and soil depth. *Water Resources*, 31 (4): 841-849.
Williams C.B. (1964). *Patterns in the balance of nature*. Academic Press, London, 324 p.
Willms J., S.B. Rood, W. Willms & M. Tyree (1998). Branch growth of riparian cottonwoods: a hydrologically sensitive dendrochronoligical tool. *Trees*, 12: 215-223.
Wilson S.D. & D. Tilman (2002). Quadratic variation in old-field species richness along gradients of disturbance and nitrogen. *Ecology*, 83 (2): 492-504.
Winter T.C., J.W. Harvey, O.L. Franke & W.M. Alley (1998). *Groundwater and surface water, a single resource*. USGS Circular 1139, 79 p.
Woessner W.W. (2000). Stream and fluvial plain ground water interactions: rescaling hydrogreologic thought. *Ground Water*, 38 (3): 423-429.
Wolfert H.P., P.W.F.M. Hommel, A.H. Prins & M.H. Stam. (2002). The formation of natural levees as a disturbance process significant to the conservation of riverine pastures. *Landscape Ecology*, 17 (Suppl. 1): 47-57.
Wootton J.T. (1998). Effects of disturbance on species diversity: a multitrophic perspective. *The American Naturalist*, 152 (6): 803-825.
Wu J. & J.L. Vankat (1995). Island biogeography: theory and applications. *In*: Nierenberg [ed.], *Encyclopedia of environmental biology*, Vol. 2, Academic Press, 371-379.
Wyzga B. (1999). Estimating mean flow velocity in channel and floodplain areas and its use for explaining the pattern of overbank deposition and floodplain retention. *Geomorphology*, 28: 281-297.
Yachi S. & M. Loreau (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environement: the insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 96: 1463-1468.
Yanosky T.M. & W.M. Kappel (1997). Effects of solution mining of salt on wetland hydrology as inferred from tree rings. *Water Resources Research*, 33 (3): 457-470.
Yon D. & G. Tendron (1981). *Les forêts alluviales en Europe, élément du patrimoine naturel international*. Conseil de l'Europe, 76 p.
Young P.J., B.D. Keeland & R.R. Sharitz (1995). Growth response of baldcypress to an altered hydrologic regime. *The American Midland Naturalist*, 133: 206-212.
Zhang Q., R.I. Alfaro & R.J. Hebda (1999). Dendroecological studies of tree growth, climate and spruce beetle outbreaks in central British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 121: 215-225.
Zhao Y., S. Marriott, J. Rogers & K. Iwugo (1999). A preliminary study of heavy metal distribution on the floodplain of the River Serven, UK by a single flood event. *The Science of Total Environment*, 243/244: 219-231.
Zwolinski Z. (1992). Sedimentology and geomorphology of overbank flows on meandering river floodplains. *Geomorphology*, 4: 367-379.

Liste des figures

Chapitre 1

Figure 1.1 – Concepts clés dans l'étude de plaines alluviales (modifié d'après Schumm, 1977 ; Vannote et al., 1980 ; Amoros & Petts, 1993) ... 12
Figure 1.2 – Schéma conceptuel des facteurs de contrôle des flux structurants les boisements riverains ... 15
Figure 1.3 – Schéma des axes de recherches développés dans le cadre de la thèse ... 28
Figure 1.4 – Variabilité des régimes hydrologiques au sein du bassin versant du Rhône ... 30
Figure 1.5 – Site d'étude de Brégnier-Cordon, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) l'aménagement CNR, C) photographie IGN du complexe des îles du haut Rhône en 1998 ... 32
Figure 1.6 – Site d'étude de Pierre-Bénite, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) l'aménagement CNR, C) l'île de Ciselande ... 34
Figure 1.7 – Site d'étude de l'île de la Platière A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) l'aménagement CNR et l'île de la Platière ... 35
Figure 1.8 – Sites d'étude de la basse vallée de l'Arve, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) la basse vallée ... 36
Figure 1.9 – Site d'étude de la basse vallée de l'Ain, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) localisation des principaux barrages sur le continuum, C) la basse vallée ... 38
Figure 1.10 – Site d'étude de la basse vallée de la Drôme, A) localisation du tronçon à l'échelle régionale, B) la Drôme et ses principaux affluents, C) la basse vallée ... 40

Chapitre 2-A

Figure 2.1 – Schéma conceptuel de travail ... 53
Figure 2.2 – Les unités physionomiques du corridor de l'Ain, photographies IGN ... 58
Figure 2.3 – Schéma simplifié de la dynamique d'évolution des unités physionomiques, les évolutions régressives ne sont pas figurées et l'échelle de temps est qualitative ... 58
Figure 2.4 – Débits journaliers maximum à la station de Chazey-sur-Ain, période 1913/2004, source : Banque HYDRO et DDE ... 62
Figure 2.5 – Evolution des surfaces des unités physionomiques du corridor de l'Ain entre 1945 et 2000 ... 63
Figure 2.6 – Evolution des boisements post-pionniers dans la plaine moderne de la basse vallée de l'Ain entre 1945 et 2000, d'après les photographies IGN, pour la définition des secteurs cf. fig. 2.8 ... 64
Figure 2.7 – Sectorisation longitudinale de l'Ain, A) caractéristiques des 5 types issus de la classification sur les tronçons de 250 m, B) répartition spatiale des types par tronçon de 250 m ... 66
Figure 2.8 – Sectorisation longitudinale et latérale du corridor de l'Ain, mobilité latérale, érosion et rétraction de la bande active par tronçon de 250 m pour chaque secteur ... 67
Figure 2.9 – Evolution de l'activité morphologique (érosion et rétraction) des secteurs entre 1945 et 2000, pour la définition des secteurs cf. fig. 2.8 ... 68
Figure 2.10 – Evolution de la part relative des unités physionomiques au sein des 6 secteurs du corridor de l'Ain entre 1945 et 2000 ... 70
Figure 2.11 – Evolution des surfaces des milieux pionniers et des boisements post-pionniers au sein du corridor de l'Ain entre 1945 et 2000 ... 71
Figure 2.12 – Dynamique de colonisation de la bande active et des milieux prairiaux ... 72
Figure 2.13 – Taux de changement au sein des 6 secteurs à l'échelle des zones remaniée et non remaniée, moyenne calculée par tronçon de 250 m, intervalle de confiance, les lettres indiquent les groupes homogènes (ANOVA) ... 74
Figure 2.14 – Diversité des unités physionomiques au sein des 6 secteurs à l'échelle de la plaine moderne et de la zone de remaniement ... 74
Figure 2.15 – Evolution du tracé de la bande active et de la surface des unités physionomiques dans le corridor riverain de l'Arve, A) site de Contamine, B) site d'Anterne, C) Site de Vernaz ... 77
Figure 2.16 – Evolution de la largeur moyenne de la bande active (rapport surface/longueur) ... 78
Figure 2.17 – Evolution de la superficie des différentes unités depuis 1936 sur chaque site avec, pour chaque année, le détail de l'origine des surfaces (c'est-à-dire leur nature lors de la mission précédente) ... 80
Figure 2.18 – Carte des boisements de l'Arve entre 1936 et 2000 sur le site de Contamine ... 81
Figure 2.19 – Evolution de la diversité et de la densité de lisière du corridor de l'Arve entre 1936 et 2000 ... 82
Figure 2.20 – La notion d'écotone appliquée à l'évolution temporelle du paysage ... 85
Figure 2.21 – Parcelles cadastrales du corridor fluvial de l'Arve pour les communes de Contamine-sur-Arve et de Scientrier ... 87

Chapitre 2-B

Figure 2.22 – Schéma conceptuel de travail ... 91
Figure 2.23 – Croissance moyenne des frênes en fonction du degré d'hygrophilie du site, les lettres indiquent les groupes homogènes (ANOVA, $p < 0,05$) ... 98
Figure 2.24 – Modèle de croissance, A) relation "rayon/âge", B) écarts au modèle pour les différents tronçons ... 99
Figure 2.25 – La haute Drôme, A) localisation du site, B) localisation des transects (Piégay et al., 2004), C) écart au modèle de croissance "rayon/âge" pour les placettes de la Drôme, les lettres indiquent les groupes homogènes (ANOVA, $p < 0,05$) ... 100
Figure 2.26 – Modèle de correction de l'effet âge construit à partir de la largeur brute, moyenne calculée sur 215 individus provenant de tous les sites, intervalle de confiance à 95 % et ajustement polynomial ... 102

Figure 2.27 – Evolution des conditions climatiques sur les tronçons d'étude, moyennes mobiles sur 5 ans et rupture (valeur de p en %, test de Pettitt) 104
Figure 2.28 – Evolution des conditions hydrologiques sur les tronçons d'étude, moyennes mobiles sur 5 ans 105
Figure 2.29 – Courbes des fréquences cumulées des débits journaliers pour les aménagements du Rhône (RCC et Rhône total), période 1997/2002 pour Brégnier-Cordon, 1993/2001 pour Pierre-Bénite et 1982/1993 pour Péage-de-Roussillon (source : CNR, Banque HYDRO et Des Châteliers, 1995) 106
Figure 2.30 – Evolution altitudinale de la position de la nappe, A) entre les années 1960 et aujourd'hui (source : Pont & Le Bot, 2002), B) du fait des pompages industriels en 1968 (source : Nebois, 1971), C) chronologie schématique de l'évolution altimétrique de la nappe 109
Figure 2.31 – Comparaison de la croissance du frêne sur les sites du Rhône avant et après la dérivation des débits, n= 15 ans sauf pour Pierre-Bénite n= 9 ans 110
Figure 2.32 – Chronique de la croissance ligneuse sur le site de l'île de Ciselande, moyenne et intervalle de confiance, seuil significatif au test de Pettitt 111
Figure 2.33 – Chronique de la croissance ligneuse sur les deux sites de l'île de la Platière, moyenne et intervalle de confiance, placette 1 : référence et placette 2 : proche des pompages, seuil significatif au test de Pettitt. 112
Figure 2.34 – Chronique de la croissance ligneuse sur le site des îles de Brégnier-Cordon, moyenne et intervalle de confiance, seuil significatif au test de Pettitt 113
Figure 2.35 – Localisation des placettes dendrologiques étudiées sur l'Ain 114
Figure 2.36 – Reconstitution de la position altitudinale des placettes par rapport au chenal à partir des données topographiques 115
Figure 2.37 – Chronique de la croissance ligneuse sur les sites incisés (n = 100) et exhaussés (n = 95) de la basse vallée de l'Ain, moyenne et intervalle de confiance, seuil significatif au test de Pettitt 116
Figure 2.38 – Exemple de courbe hauteur/débit et d'estimation du débit de connexion pour les placettes de Planet et Gévrieux, Q_b = débit de débordement 118
Figure 2.39 – Exemple de suivi en continu des hauteurs d'eau sur les placettes de Mollon et de Bellegarde lors de la crue de janvier 2004, l'altitude 0 correspond à la position relative de la placette par rapport au chenal 118
Figure 2.40 – Position altitudinale des placettes par rapport au chenal, A) reconstitution à partir des données topographiques, B) en fonction du débit actuel de connexion, les placettes "1" sont situées en bord de chenal et les placettes "2" à plus de 50 m de celui-ci 118
Figure 2.41 – Composition des placettes dendrologiques de la forêt riveraine de l'Ain, répartition par classe de diamètre, la composition des groupes est détaillée dans le texte 119
Figure 2.42 – Croissance au cours de la dernière décennie selon le niveau de connexion de la placette 121
Figure 2.43 – Caractéristiques de la répartition des racines chez le frêne commun et le peuplier noir, A) en fonction de la profondeur du toit de galets, B) comparaison frêne et peuplier (test Mann Withney) 124
Figure 2.44 – Profondeur d'enracinement des sédiments fins des 15 frênes étudiés en fonction de leur âge 125
Figure 2.45 – Schéma simplifié de la relation entre connexion hydrologique et croissance du frêne en milieu alluvial. 127
Figure 2.46 – Représentation schématique de l'influence de l'évolution du niveau de la nappe sur la répartition des racines de frêne, A) cas d'une nappe relativement basse, B) cas d'une nappe haute 128

Chapitre 3-A

Figure 3.1 – Schéma simplifié des réponses prédites et généralement observées de la végétation, et notamment de la diversité, à un gradient croissant de perturbation, A) sur un gradient simple, B) sur un double gradient (Huston, 1994) 137
Figure 3.2 – Schéma conceptuel de travail 138
Figure 3.3 – Localisation des placettes et stratégie d'échantillonnage 139
Figure 3.4 – Débit moyen journalier à Chazey-sur-Ain durant la période d'étude 141
Figure 3.5 – Relation entre la position altitudinale et le débit de connexion des placettes de l'Ain 143
Figure 3.6 – Caractéristiques des sédiments déposés lors de la crue de novembre 2002, A) relation entre la granulométrie des sédiments de surface et les apports de sédiments lors de la crue, les lettres (a, b et c) indiquent les groupes homogènes (ANOVA), B) distribution des masses déposées 144
Figure 3.7 – Plans factoriels F1xF2 résultants de la DCA des relevés de la strate basse (80 quadrats, 59 espèces) .. 146
Figure 3.8 – Influence des gradients de perturbation sur la fréquence absolue des espèces dominantes 147
Figure 3.9 – Intensité de la modification de la composition floristiques après une crue, A) valeurs prédites vs. valeurs observées, B) selon l'intensité des processus sédimentaires, les lettres (a, b et c) indiquent les groupes homogènes 151
Figure 3.10 –Variabilité des processus de sédimentation et d'érosion des sédiments sableux en fonction de la vitesse du courant 152
Figure 3.11 – Modification du régime de perturbation liée à la mobilité du chenal, A) mobilité verticale, B) mobilité latérale, C) niveau de perturbation associé 154
Figure 3.12 – Variabilité des perturbations liées aux crues à grande échelle, A) ampleur des processus en fonction de la vitesse du courant, B) variabilité spatiale des vitesses et des processus 156

Chapitre 3-B

Figure 3.13 – Schéma conceptuel de travail 163
Figure 3.14 – Localisation des transects topographiques réalisés en 2005, A) au sein du secteur endigué,B) au sein du secteur en tresses, photographies IGN de 1991 164
Figure 3.15 – Exemple de profil en travers, A) dans la zone en tresses, B) dans la zone endiguée de la basse vallée de la Drôme 165
Figure 3.16 – Distribution des altitudes par classe de 25 cm, pourcentage calculé sur les longueurs cumulées des 5 transects, en pointillé = valeur moyenne 166
Figure 3.17 – Débit moyen journalier de la Drôme à Saillans durant la période d'étude et chronique des relevés 167
Figure 3.18 – Comparaison hydrologique entre le secteur en tresses et le secteur endigué pour un événement, A) hauteur des laisses de crue, B) suivi hydrologique en continu 168
Figure 3.19 – Stratégie d'échantillonnage dans les milieux pionniers de la Drôme 169

Figure 3.20 – Caractéristiques sédimentaires des unités pionnières des secteurs endigués et en tresses de la Drôme 171
Figure 3.21 – Répartition spatiale des sédiments fins sur les îles pionnières de la basse vallée de la Drôme, carte obtenue par triangulation (modèle TIN, module 3D analyst sous ArcGIS) puis interpolation par la méthode du plus proche voisin 171
Figure 3.22 - Plan factoriel F1xF2 de l'analyse décentrée (DCA), A) les relevés rassemblés par île, B) les espèces .. 174
Figure 3.23 – Similarité floristique des relevés dans les unités pionnières de la basse vallée de la Drôme (indice de Sorensen), les lettres indiquent les groupes homogènes..... 175
Figure 3.24 – Distribution de la richesse spécifique pour les 4 îles de la Drôme 176
Figure 3.25 – Densité des espèces ligneuses dans îles pionnières de la basse vallée de la Drôme 177
Figure 3.26 – Répartition spatiale des densités des 5 principales espèces ligneuses sur les îles pionnières de la basse vallée de la Drôme..... 178

Chapitre 4

Figure 4.1 – Les principes de gestion en fonction du niveau de pression anthropique et du niveau de fonctionnement du site 192
Figure 4.2 – Logique de gestion des forêts alluviales 197
Figure 4.3 – Modalités recommandées en fonction du type de boisement et du niveau actuel de connexion..... 202
Figure 4.4 – Choix d'une essence adaptée en fonction du niveau actuel de connexion et de son évolution probable.. 203
Figure 4.5 – Logique de restauration/réhabilitation des forêts alluviales..... 205
Figure 4.6 – Articulation des principaux outils de gestion des forêts alluviales..... 206

Conclusion

Figure C.1 – Représentation schématique de la trajectoire d'un système sous l'influence de plusieurs processus..... 212
Figure C.2 – Exemple d'une dérive écologique simple, l'incision du chenal entraîne une modification de la nature des milieux forestiers (Pautou et al., 2003) 214
Figure C.3 – Exemple d'interactions complexes entre facteurs de contrôle : modèle conceptuel simplifié des facteurs de contrôle de la croissance ligneuse en milieu alluvial (note : les interactions biologiques ne sont pas figurées) 214
Figure C.4 – Exemples de questions scientifiques susceptibles de structurer une thématique de recherche sur les boisements riverains (d'après Arnould, 2003) 216

Liste des tableaux

Chapitre 1

Tableau 1.I – Caractéristiques hydrologiques des tronçons étudiés (source : banque HYDRO) 29
Tableau 1.II – Caractéristiques générales des tronçons étudiés (sources : CNR ; Peiry, 1988 ; Des Châteliers, 1995 ; Piégay *et al.*, 1997 ; Landon, 1999 ; Piégay *et al.*, 2000 ; SOGREAH, 2000) 31

Chapitre 2-A

Tableau 2.I – Causes de la rétraction des bandes actives (Liébault & Piégay 2002) 51
Tableau 2.II – Missions aériennes utilisées pour l'analyse du paysage 55
Tableau 2.III – Définitions et caractéristiques des unités physionomiques du corridor de l'Ain 57
Tableau 2.IV – Définitions et caractéristiques des unités physionomiques du corridor de l'Arve 59
Tableau 2.V – Construction de la matrice de transition des unités physionomiques entre deux dates 60
Tableau 2.VI – Incision du chenal sur les sites d'étude au cours du 20e s. (sources : Peiry, 1988 ; SOGREAH, 2000).. 76
Tableau 2.VII – Evolution de la structure des boisements de l'Arve entre 1936 et 2000 : surface, nombre de taches et indice de dimension fractale 80

Chapitre 2-B

Tableau 2.VIII – Caractéristiques des tronçons d'étude (sources : Pagney, 1988 ; Des Châteliers, 1995 ; Landon, 1999 ; Morier, 2000 ; Brun, 2001; Piégay *et al.*, 2004 ; ONF, 2005) 96
Tableau 2.IX – Comparaison inter-tronçons des croissances individuelles du frêne 97
Tableau 2.X – Caractéristiques des tronçons étudiés 101
Tableau 2.XI– Evolution de la connexion hydrologique au sein des tronçons court-circuités du Rhône (sources : CNR ; Besnard ,1987 ; SOGREAH *et la.*, 1994 ; Des Châteliers, 1995 ; Piégay *et al.*, 1997 ; Morier, 2000 ; Pont & Le Bot, 2002) 107
Tableau 2.XII – Résumé de la régression pas à pas ascendante pour la croissance sur la période 1992/2002, F pour entrer = 4 120

Chapitre 3-A

Tableau 3.I – Caractéristiques des placettes dendrologiques, moyenne et écart type, les lettres (a et b) indiquent les groupes homogènes (ANOVA et ANOSIM) 142
Tableau 3.II – Régime de perturbation, moyenne et écart type, les lettres (a, b et c) indiquent les groupes homogènes (ANOVA) 144
Tableau 3.III – Caractéristiques de la strate basse, médiane et intervalle inter-quartiles, les lettres (a, b et c) indiquent les groupes homogènes (test de Mann Withney sur les groupes pris 2-à-2) 147
Tableau 3.IV – Différence entre les fréquences absolues après et avant la crue (en caractères gras, les évolutions statistiquement significatives, test des rangs de Wilcoxon pour séries appariées), les écarts inférieurs à 1 % n'ont pas été présentés 150
Tableau 3.V – Evolution en pourcentage des caractéristiques de la strate basse après une crue, test des rangs de Wilcoxon pour séries appariées 150
Tableau 3.VI – Répartition annuelle du nombre de jours où le débit est supérieur à 750 $m^3.s^{-1}$ sur la période 1960/2002 (source : Banque HYDRO) 153

Chapitre 3-B

Tableau 3.VII – Synthèse des principales exigences écologiques pour l'installation des espèces pionnières 162
Tableau 3.VIII – Distribution des altitudes, calcul effectué sur les longueurs cumulées des 5 transects 167
Tableau 3.IX – Caractéristiques des îles étudiées 170
Tableau 3.X – Fréquence absolue des espèces présentes dans les unités pionnières du secteur en tresses (n = 71 quadrats) et du secteur endigué (n = 37 quadrats) 172
Tableau 3.XI – Groupes biologiques dans les unités pionnières de la Drôme, médiane et intervalle inter-quartiles de la fréquence par quadrat en nombre d'espèces 175
Tableau 3.XII – Richesse spécifique dans les unités pionnières de la Drôme, médiane et intervalle inter-quartiles du nombre d'espèces par quadrat 176
Tableau 3.XIII – Densité et taille des trois principales essences ligneuses, médiane et intervalle inter-quartiles 177

Chapitre 4

Tableau 4.I – Indicateurs qualitatifs de caractérisation de la structure et du fonctionnement hydro-morphologique du corridor 199

Liste des photographies

Chapitre 1

Photographie 1.1 – L'Arve dans la plaine de Contamine, les plans d'eau dans le lit majeur sont d'anciennes gravières d'extraction, à l'arrière plan Bonneville-sur-Arve, Cliché SM3A..... 37
Photographie 1.2 – La rivière d'Ain, A) la haute vallée, un tronçon encaissé dans des gorges calcaires à l'extrémité sud du Jura, B) la basse vallée, chenal divaguant dans un corridor forestier et une matrice agricole..... 39
Photographie 1.3 – Réserve Naturelle des Ramières du Val de Drôme avec, au premier plan, la zone de tressage amont et, au second, plan la zone endiguée, cliché CNRS..... 40

Chapitre 2-A

Photographie 2.1 – Le corridor de l'Ain au niveau du secteur de Mollon, la mobilité du chenal est à l'origine d'un taux de renouvellement important des habitats et d'une forte diversité paysagère, A) prise de vue en direction de l'Est, B) en direction du Sud..... 74
Photographie 2.2 – Corridor fluvial de l'Arve en 1961, photographies IGN..... 78
Photographie 2.3 – Indice d'anciennes pratiques sylvicoles dans la structure des individus..... 87

Chapitre 2-B

Photographie 2.4 – Prélèvement et préparation des échantillons dendrologiques, A) extraction des carottes dendrologiques au moyen d'une tarière Pressler, B) mesure de la largeur des cernes de croissance après un ponçage pour améliorer la lisibilité..... 94
Photographie 2.5 – Fenêtre d'observation pour l'étude des systèmes racinaires de frêne, A) berge d'érosion dans la basse vallée de l'Ain, B) système racinaire dégagé en berge 123
Photographie 2.6 – Exemple de prospection racinaire chez le peuplier noir et le frêne commun, basse vallée de l'Ain 123
Photographie 2.7 – Exemple de morphologie d'une racine au contact du toit de galet..... 125

Chapitre 3-A

Photographie 3.1 – La strate basse des forêts riveraines de l'Ain A) et B) placettes peu perturbées, tapis dense de lierre et de lierre terrestre, C) et D) placettes fréquemment perturbées et situées en bord de chenal avec du bois flotté et du sable en grande quantité, E) et F) plantule de frêne et *Ranunculus ficaria* en milieu perturbé..... 148
Photographie 3.2 – Effet d'une crue sur la végétation, A) touffe de *carex* couchée, B) mise à nu des structures racinaires du fait du remaniement du substrat..... 152
Photographie 3.3 – Les perturbation en forêt alluviale, A) nappe de galets dans la forêt, B) un axe d'écoulement, et donc de perturbation, préférentiel dans la forêt, C) le bois flotté comme agent perturbant, D) une placette "rasée" en bord de chenal, E) érosion dans la forêt à plus de 50 m du chenal..... 155

Chapitre 3-B

Photographie 3.4 – Réserve Naturelle des Ramières du Val de Drôme, A) la zone endiguée, B) la zone de tresses actives amont..... 164
Photographie 3.5 – Ile de végétation pionnière dans le secteur en tresses de la Drôme 169

Table des matières

SOMMAIRE **3**
RESUME **4**
ABSTRACT **5**

PREAMBULE **7**

A/ CONTEXTE DE RECHERCHE **8**
B/ ORGANISATION GENERALE DU MANUSCRIT **9**

CHAPITRE 1

CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET OBJET D'ETUDE **10**

A/ CADRE THEMATIQUE : LES FACTEURS DE CONTROLE DES FORETS RIVERAINES **11**
1. Une interdisciplinarité nécessaire 11
2. Les forêts riveraines, un compartiment de l'hydrosystème 11
3. Les processus physiques structurant les boisements riverains 14
3.1. Les contrôles externes, à l'échelle du bassin versant 16
3.2. Les contrôles internes, à l'échelle du tronçon 17
3.3. Les conditions locales de milieu, à l'échelle de la formation végétale 21
4. Les forêts riveraines, un compartiment des hydrosystèmes anthropisés 24
4.1. Le contrôle des flux (longitudinaux, latéraux et verticaux) 25
4.2. Les actions directes sur les structures forestières (boisement, déboisement, entretien) 26
5. Problématique de recherche 27
B/ CADRE GEOGRAPHIQUE : LES HYDROSYSTEMES RHODANIENS **29**
1. Les tronçons du Rhône 31
1.1. Le site de Brégnier-Cordon, l'île des Molottes 32
1.2. Le site de Pierre-Bénite, l'île de Ciselande 33
1.3. Le site de Péage-de-Roussillon, l'île de la Platière 34
2. La basse vallée de l'Arve 36
3. La basse vallée de l'Ain 37
4. La basse vallée de la Drôme 39
C/ CADRE METHODOLOGIQUE : DEMARCHE ET OUTILS D'ANALYSE **41**
1. La démarche méthodologique et les sources de données 41
2. Les échelles d'études 42
3. L'analyse quantitative des données 42
3.1. Exploration et métriques descriptives 42
3.2. Comparaison et tests statistiques 44
3.3. Modélisation 44

CHAPITRE 2

EVOLUTION TEMPORELLE DE LA VEGETATION RIVERAINE SOUS CONTROLES HYDRO-MORPHOLOGIQUES ET ANTHROPIQUES **46**

DYNAMIQUE DE VEGETALISATION ET EVOLUTION DE LA STRUCTURE SPATIALE DES CORRIDORS RIVERAINS : LE CAS DE L'AIN ET DE L'ARVE.....48

A/ INTRODUCTION.....49
1. Des boisements en expansion.....49
2. L'origine de la colonisation dans les corridors fluviaux.....50
3. La structure spatiale des corridors et des boisements.....52
4. Objectif.....53
B/ MATERIEL ET METHODES.....54
1. Les tronçons d'étude.....54
2. Les données photographiques.....55
3. La reconnaissance des unités physionomiques.....56
4. Les métriques paysagères.....59
4.1. Les métriques de structure.....59
4.2. Les métriques de changement.....60
C/ DYNAMIQUE DE VEGETALISATION ET STRUCTURE DU CORRIDOR DE LA BASSE VALLEE DE L'AIN.....61
1. Evolution du corridor de l'Ain.....61
1.1. Analyse bibliographique.....61
1.2. Analyse des photographies aériennes.....62
2. Approche sectorisée du corridor de l'Ain.....65
2.1. Objectif et principe.....65
2.2. Sectorisation longitudinale.....65
2.3. Sectorisation latérale.....67
2.4. Dynamique morphologique de la zone de remaniement.....68
2.5. Évolution des différentes unités physionomiques au sein des secteurs.....69
3. Dynamique des boisements dans la plaine moderne.....70
4. Structure du corridor : diversité et changement.....73
D/ STRUCTURE ET EVOLUTION DU CORRIDOR DE LA VALLEE DE L'ARVE.....75
1. Evolution du corridor de l'Arve.....75
1.1. Analyse bibliographique.....75
1.2. Analyse des photographies aériennes.....76
2. Les boisements : origine et évolution structurelle.....79
3. Une diversité paysagère naturelle ou anthropique ?.....81
E/ SYNTHESE ET DISCUSSION.....82
1. La dynamique de végétalisation des plaines modernes.....82
2. La dynamique de la structure spatiale des boisements et de la diversité paysagère.....84
3. Perspectives.....85

CROISSANCE LIGNEUSE SOUS CONTROLE HYDRO-MORPHOLOGIQUE ET ANTHROPIQUE SUR LES MARGES DES COURS D'EAU RHODANIENS.....88

A/ INTRODUCTION.....89
1. L'alimentation en eau comme facteur de contrôle de la croissance ligneuse.....89
2. La réponse des espèces en milieu alluvial.....89
3. Objectif.....90
B/ MATERIEL ET METHODE D'ANALYSE DE LA CROISSANCE LIGNEUSE.....91
1. Choix du modèle biologique, le frêne.....91
2. Mesure de la croissance radiale.....93
2.1. Le choix de l'analyse dendrochronologique.....93
2.2. Prélèvements, préparation des échantillons et mesure des cernes.....94
C/ CONTROLE DES CONDITIONS DE CROISSANCE MOYENNE : COMPARAISON INTER-TRONÇONS.....96
1. Objectif.....96

2. Caractéristiques des tronçons fluviaux et choix des placettes d'étude 96
3. Comparaison inter-tronçons de la croissance radiale brute 97
3.1. Les conditions écologiques..... 98
3.2. L'âge des individus 99
3.3. Les contrôles locaux 99
3.4. La non prise en compte de l'évolution de la croissance 100
D/ CONTROLES LOCAUX DE L'EVOLUTION DE LA CROISSANCE RADIALE 101
1. Objectif 101
2. Construction et analyse des chroniques de croissance 101
2.1. Correction de l'effet âge..... 101
2.2. Recherche de seuils dans les chroniques 103
3. Evolution des conditions climatiques et hydrologiques générales.....103
3.1. Sélection des variables..... 103
3.2. L'évolution climatique..... 104
3.3. Le fonctionnement hydrologique général des tronçons..... 105
4. Patron temporel de la croissance ligneuse sur les marges du Rhône 106
4.1. Le fonctionnement hydrologique des secteurs court-circuités du Rhône..... 106
4.2. Evolution de la croissance radiale dans les forêts riveraines du Rhône 110
5. Patron temporel de la croissance ligneuse dans le corridor de l'Ain.....113
5.1. Evolution de la connexion hydrologique des placettes..... 113
5.2. Evolution de la croissance radiale 115
E/ CONTROLE DES CONDITIONS DE CROISSANCE A L'ECHELLE INTRA-TRONÇON, LE CAS DE L'AIN.....117
1. Objectif 117
2. Mobilité du chenal et niveau de connexion hydrologique.....117
2.1. Niveau de connexion hydrologique des placettes 117
2.2. Caractérisation de la végétation des placettes..... 119
2.3. Description du substrat des placettes..... 120
3. Prédire la croissance à court terme.....120
F/ DISTRIBUTION SPATIALE DU SYSTEME RACINAIRE CHEZ LE FRENE 121
1. Objectif 121
2. Méthode de description des systèmes racinaires.....122
3. Résultats 123
G/ SYNTHESE ET DISCUSSION 126
1. Conditions de croissance ligneuse en milieu alluvial.....126
2. Réponse des peuplements riverains à l'évolution des conditions de milieu.....129
3. Gérer des conditions stationnelles non stationnaires.....131
4. Perspectives.....132

CHAPITRE 3

CONTROLES DU NIVEAU DE CONNEXION HYDRO-MORPHOLOGIQUE, EFFET SUR LA STRUCTURE DES COMMUNAUTES RIVERAINES 133

CONTROLES ET EFFETS DU REGIME DE PERTURBATION SUR LA STRATE BASSE DES BOISEMENTS RIVERAINS : LE CAS DES FRENAIES DE LA BASSE VALLEE DE L'AIN.....135

A/ INTRODUCTION 136
1. L'effet des perturbations sur les systèmes biologiques.....136
2. Les perturbations dans les forêts alluviales.....137
3. Objectif 138

B/ STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE 139
1. Choix des placettes 139
2. Caractérisation de la strate basse végétale 140
3. Caractérisation de la formation végétale 141
C/ FACTEURS DE CONTROLE DU REGIME DE PERTURBATION 142
1. Mesure du régime des perturbations 142
2. Position spatiale, mobilité du chenal et régime de perturbation 143
D/ EFFETS DU REGIME DE PERTURBATION SUR LA COMMUNAUTE 145
1. Impact du régime moyen de perturbation 145
2. Impact d'un événement de crue 149
2.1. Comparaison inondé / non inondé 149
2.2. Intensité de la modification après une crue 151
E/ SYNTHESE ET DISCUSSION 151
1. Causes et effets des perturbations 151
2. Variabilité spatiale du régime de perturbation au sein du corridor 154
3. Effet potentiel à moyen terme et régénération des essences ligneuses 157
4. Perspectives 158

EFFET DE L'ENDIGUEMENT SUR LA GEOMETRIE DU CHENAL ET LA STRUCTURE DES UNITES PIONNIERES : L'EXEMPLE DE LA BASSE VALLEE DE LA DROME 159

A/ INTRODUCTION 160
1. Les milieux pionniers dans les hydrosystèmes 160
2. Les conditions écologiques de la régénération des espèces pionnières 161
3. Objectif 163
B/ COMPARAISON HYDRO-MORPHOLOGIQUE DES SECTEURS TRESSES ET ENDIGUES DE LA DROME 164
1. Comparaison du patron topographique 165
1.1. Méthode d'analyse 165
1.2. Résultats 165
2. Caractérisation hydrologique des deux secteurs 167
C/ CARACTERISTIQUES DE LA COMMUNAUTE VEGETALE DANS LES UNITES PIONNIERES DE LA DROME 168
1. La stratégie d'échantillonnage 168
2. La sédimentation des îles végétalisées 170
3. La composition et la richesse floristique des îles végétalisées 172
4. Les espèces ligneuses 177
D/ SYNTHESE ET DISCUSSION 179
1. La géométrie du chenal comme contrôle de la végétation 179
2. La taille des unités comme contrôle de la végétation 180
3. Gestion et restauration des milieux pionniers 181
4. Perspectives 182

CHAPITRE 4

POUR UNE GESTION COHERENTE DES MILIEUX FORESTIERS RIVERAINS 183

A/ VERS UNE GESTION DURABLE DES MILIEUX RIVERAINS BOISES ? 184
B/ UN ESPACE BOISE SPECIFIQUE A GERER 185
1. La lente reconnaissance d'une spécificité 185
2. Notions d'actif naturel et de fonction spécifique 187

3. Notions de contrainte et de risque naturel.....190
4. Les forêts riveraines, des forêts multifonctionnelles ?.....191
5. Notions de fonctionnalité, de diversité et de naturalité.....193
5.1. Fonctionnalité..... 193
5.2. Diversité 193
5.3. Naturalité..... 195
C/ LES ELEMENTS D'UNE GESTION COHERENTE 196
1. La cohérence géographique des boisements à gérer 197
1.1. Etendue et continuité physique des sites à gérer..... 197
1.2. Droit de propriété 198
2. Des diagnostics fonctionnels pour des boisements riverains dynamiques.....198
3. Hiérarchiser les objectifs et le choix des modalités de gestion 200
4. Prendre en compte le contexte hydro-morphologique et son évolution probable 201
5. Réhabiliter les sites : notions d'état actuel, d'état de référence et d'état souhaité 204
6. Assurer la cohérence des outils législatifs et financiers 206
7. La valorisation des retours d'expériences 207

CONCLUSION GENERALE.....208

A/ LES APPORTS SCIENTIFIQUES ET PRATIQUES.....209
1. La notion de connexion physique.....209
2. La notion de contrainte anthropique.....211
3. La notion de trajectoire.....212
4. De la recherche à la gestion et de la gestion à la recherche.....215
B/ LES BASES POUR LA CONSTRUCTION D'UNE THEMATIQUE DE RECHERCHE 215
REFERENCES.....218
LISTE DES FIGURES.....235
LISTE DES TABLEAUX.....238
LISTE DES PHOTOGRAPHIES.....239
TABLE DES MATIERES 240