



Guide de gestion des forêts riveraines de cours d'eau



décembre 2004



Ce guide constitue un des aboutissements d'un programme de recherche appliquée mené pendant trois ans par le CNRS (UMR 5600) et l'Université Lyon 3 : « réponse de la végétation riveraine à la dynamique fluviale : éléments pour la gestion des boisements alluviaux ». Cette étude a été réalisée pour le compte de l'Office National des Forêts avec le soutien financier de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse. La RN Nationale de l'île de la Platière, la RN Régionale des îles du haut-Rhône, le SIVU du bassin versant de la basse vallée de l'Ain et la Diren Rhône-Alpes ont également participé à ce projet. Par ailleurs, ce document constitue une contribution au programme LIFE « forests for water ».

Direction administrative :

P. Vogel Office National des Forêts
C. Barthelon Office National des Forêts

Direction scientifique :

H. Piégay UMR 5600 du CNRS "Environnement Ville Société"

Conception et réalisation :

S. Dufour Université Lyon Jean Moulin 3, UMR 5600 CNRS

Comité de Pilotage :

J.F. Bocquet Office National des Forêts
C. Desplanque Office National des Forêts
S. Dumas Office National des Forêts
X. Gauquelin Office National des Forêts
B. Pont Réserves Naturelles de France, Réserve Naturelle de l'île de la Platière
D. Rivière Agence de l'Eau RMC
J. Semelet SIVU Bassin Versant de la Basse Vallée de l'Ain
J.L. Traversier DIREN Rhône-Alpes

Remerciements :

Nous souhaitons vivement remercier les personnes qui ont contribué à améliorer la qualité du document par leurs conseils, la mise à disposition de données ou en relisant tout ou partie du texte : les membres du comité de pilotage, Bernard Ducruet (ONF), Olivier Ferry (ONF), Jean Luc Mabboux (ONF), Marc Vérot (agence RMC) et Marc Villar (INRA).

Référence :

Dufour S. & H. Piégay (2004). Guide de gestion des forêts riveraines de cours d'eau. ONF, Agence RMC, CNRS, Université Lyon 3, 132 p.

Enjeux

Si la valeur écologique, économique ou sociale des **boisements riverains des cours d'eau** est aujourd'hui largement reconnue, dans la pratique, **leur gestion 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, recul sur la dynamique des peuplements et sur les impacts anthropiques, autant d'éléments qui font défaut lors de la mise en place de la gestion de ces unités paysagères. Dans ces forêts où les enjeux sont particulièrement forts, des expériences locales montrent bien la nécessité d'une gestion revisitée intégrant potentialités physiques et enjeux sociétaux, mais surtout tenant compte des contrôles externes exercés par le chenal et les écoulements.

Objectifs

Le présent document fait la synthèse des connaissances acquises et des réflexions développées dans le cadre d'une étude ayant pour objectif est d'apporter d'une part des **éléments de connaissance sur les relations 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'autre part des **éléments concrets pour la gestion de l'hydrosystème** (comment prévoir l'évolution du corridor végétal à partir de ce que l'on sait du comportement du cours d'eau et comment intégrer ces connaissances dans les pratiques de gestion ?). En insistant sur les liens entre dynamique du chenal et dynamique des marges, elle se veut également une source d'éléments permettant de relier concrètement la gestion des deux.

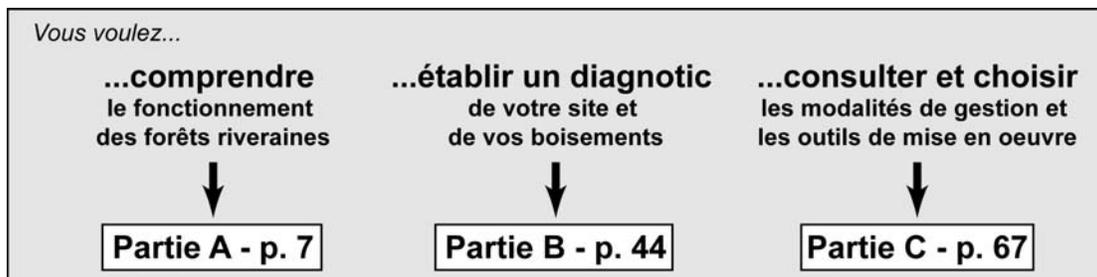
Public et types de milieux concernés

Cette brochure est destinée aux **gestionnaires de cours d'eau et de sites alluviaux** qui s'occupent de territoires dont l'échelle est comprise entre un massif forestier (ex : une réserve naturelle) et l'ensemble d'un bassin versant (SAGE, contrat rivière). Il ne s'adresse pas aux propriétaires privés ni aux élus locaux. Il s'agit d'un **document technique de travail** pour les gestionnaires. De plus, l'objet est centré sur les écosystèmes boisés (pionniers et matures, mais pas les ripisylves linéaires). Si la gestion des milieux ouverts de type *prairies* ou *bras morts* peut également être abordée cela se fera toujours en lien avec celle des unités forestières.

Ce document a pour vocation de fournir des éléments pour la **gestion conjointe des boisements riverains et des tronçons fluviaux** correspondants et surtout pour intégrer dans la gestion de ces boisements la **variabilité et l'évolution à moyen et à long terme des conditions hydro-morphologiques**. Concrètement : "je suis gestionnaire de boisements riverains ou d'un tronçon de cours d'eau avec des forêts alluviales, qu'est-ce que je fais ?"

Il ne présente pas de "modalités de gestion", au sens d'itinéraires sylvicoles, il ne fournit pas non plus de recettes toutes prêtes sur la conduite des peuplements mais il se veut une aide à la décision lors de la définition des objectifs.

Le document est articulé en trois parties : **comprendre, diagnostiquer et gérer**.



Partie A - Comprendre***Les dynamiques spatiales et temporelles des forêts riveraines***

A1. DEFINITIONS (HYDROSYSTEME, CORRIDOR, FORETS RIVERAINES)	8
A2. PROCESSUS PHYSIQUES STRUCTURANT LES BOISEMENTS RIVERAINS	11
2.1. LES FLUX D'EAU	11
2.1.1. LES CONTROLES EXTERNES AU TRONÇON	11
2.1.2. LES CONTROLES INTERNES DE LA REPARTITION DES FLUX D'EAU AU SEIN DES FORETS RIVERAINES	13
2.2. LES FLUX DE SEDIMENTS	17
2.2.1. LES FACTEURS EXTERNES	17
2.2.2. LES FACTEURS DE CONTROLE DES DEPOTS DES SEDIMENTS EN FORET ALLUVIALE	18
2.2.3. LA LOCALISATION DES DEPOTS PAR RAPPORT A LA REPARTITION DES AXES D'ENERGIE	20
2.3. LES FLUX DE NUTRIMENTS	21
2.3.1. LES TRANSFERTS A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT	21
2.3.2. LA DYNAMIQUE LOCALE	22
2.4. LES FLUX DE MATERIAUX BIOLOGIQUES	23
2.4.1. LES PROPAGULES ET LES SEMENCES	23
2.4.2. LE BOIS MORT	23
A3. STRUCTURE ET FONCTIONNEMENT DES FORETS RIVERAINES	25
3.1. ZONATION SPATIALE, SUCCESSION TEMPORELLE ET CONTROLES BIOLOGIQUES	25
3.1.1. VARIABILITE SPATIALE DES CONDITIONS DE MILIEU A L'ECHELLE DU TRONÇON	25
3.1.2. SUCCESSIONS ECOLOGIQUES ET INTERACTIONS BIOLOGIQUES	28
3.2. DES ECOSYSTEMES STRUCTURES PAR LES ACTIONS ANTHROPIQUES	30
3.2.1. LE CONTROLE DES FLUX (LONGITUDINAUX, LATERAUX ET VERTICAUX)	30
3.2.2. LES ACTIONS DIRECTES SUR LES STRUCTURES FORESTIERES (BOISEMENT, DEBOISEMENT, ENTRETIEN)	33
A4. UN ESPACE BOISE A GERER	36
4.1. NOTIONS D'ACTIF NATUREL ET DE FONCTION SPECIFIQUE	37
4.1.1. PATRIMOINE NATUREL	37
4.1.2. CORRIDOR BIOLOGIQUE	38
4.1.3. HABITAT PISCICOLE	38
4.1.4. RESSOURCE FORESTIERE	39
4.1.5. QUALITE DE L'EAU	39
4.2. NOTIONS DE CONTRAINTE ET DE RISQUE NATUREL	40
4.2.1. LA PRODUCTION DE BOIS MORT	41
4.2.2. LES INONDATIONS	42
4.2.3. LA CONSOMMATION EN EAU DES RIPISYLVES	42
4.3. NOTIONS D'ETAT ACTUEL, D'ETAT DE REFERENCE ET D'ETAT SOUHAITE	42

Partie B - Diagnostiquer

Caractériser et évaluer les potentialités d'un site

LOGIQUE D'UNE GESTION COHERENTE DU CHENAL ET DES FORETS	45
B1. COHERENCE SPATIALE DES BOISEMENTS ET STRUCTURE DE GESTION	46
1.1. ETENDUE ET CONTINUITÉ PHYSIQUE	46
1.2. DROIT DE LA PROPRIÉTÉ	46
1.3. UNE STRUCTURE DE GESTION EFFICACE	47
B2. DIAGNOSTIC : CARACTÉRISATION ET SUIVI DU SITE ET DES BOISEMENTS RIVERAINS	48
2.1. HISTORIQUE ET FONCTIONNEMENT ACTUEL DU CORRIDOR	48
2.1.1. LES FLUX D'EAU	48
2.1.2. RETRACER L'ÉVOLUTION HISTORIQUE DES FORMES FLUVIALES, DE LA FORÊT ET DE L'OCCUPATION DU SOL	50
2.1.3. GARDER LA MÉMOIRE DES ÉVÉNEMENTS DE PERTURBATION	52
2.2. DESCRIPTION ET SUIVI DES PEUPEMENTS	48
2.2.1. NIVEAU A : CARTOGRAPHIE DES HABITATS	52
2.2.2. NIVEAU B ET C : DESCRIPTION DES PEUPEMENTS ET DESCRIPTION DÉTAILLÉE ET SUIVI	53
B3. DIAGNOSTIC : IDENTIFICATION DES POTENTIALITÉS ET DES ENJEUX	61
3.1. ÉVALUER LE POTENTIEL GÉNÉRAL D'UN SITE	61
3.2.1. LA STRUCTURE DU CORRIDOR	61
3.2.2. LE FONCTIONNEMENT DU SITE	62
3.2. IDENTIFIER DES UNITÉS HOMOGENES DE GESTION AU SEIN D'UN SITE	63
3.2.1. LES UNITÉS FORESTIÈRES (HORS PLANTATIONS)	63
3.2.2. LES AUTRES UNITÉS	66

Partie C - Gérer

Choisir et mettre en œuvre des modalités de gestion

C1. CHOIX DES MODALITÉS DE GESTION	68
1.1. LES GRANDS PRINCIPES DE GESTION	68
1.1.1. PRÉSERVATION ET CONSERVATION DES BOISEMENTS ET DE LEUR FONCTIONNEMENT.	69
1.1.2. PRODUCTION DE MATÉRIAUX LIGNEUX.	69
1.1.3. ACCUEIL DU PUBLIC (LOISIR, DÉCOUVERTE, PÉDAGOGIE).	69
1.1.4. RÉHABILITATION DES MILIEUX DÉGRADÉS.	69
1.2. CHOISIR DES MESURES DE GESTION	70

1.2.1. LISTE DES MODALITES	70
1.2.2. PRENDRE EN COMPTE LE CONTEXTE HYDROMORPHOLOGIQUE ET SON EVOLUTION PROBABLE	72

C2. DESCRIPTION DES DIFFERENTES MODALITES DE GESTION **75**

2.1. MODALITES A - ACTIONS A L'ECHELLE DE L'HYDROSYSTEME	75
2.1.1. GESTION DES USAGES ET DES ASPECTS PAYSAGERS	75
2.1.2. CONNEXIONS AMONT/AVAL - DEBITS LIQUIDES	76
2.1.3. CONNEXIONS AMONT/AVAL – TRANSPORT SOLIDE	78
2.2. MODALITES B - ACTIONS A L'ECHELLE DU TRONÇON	81
2.2.1. CONNEXIONS HYDROLOGIQUES DES BOISEMENTS	81
2.2.2. RENOUVELLEMENT DES HABITATS	85
2.2.3. DIVERSITE AU SEIN DES CORRIDORS FORTEMENT ARTIFICIALISES	87
2.2.4. FREQUENTATION ET COMMUNICATION	89
2.3. MODALITES C - ACTIONS SUR LES STRUCTURES VEGETALES	91
2.3.1. SPECIFICITE ET DIVERSITE VEGETALE - NON INTERVENTION	91
2.3.2. SPECIFICITE ET DIVERSITE VEGETALE - RAJEUNISSEMENT ET MAINTIEN DE STADES PIONNIERS	93
2.3.3. SPECIFICITE ET DIVERSITE VEGETALE - GESTION ET REHABILITATION DES PLANTATIONS DE PEUPLIERS	94
2.3.4. SPECIFICITE ET DIVERSITE VEGETALE - ESPECES MENACEES	95
2.3.5. GESTION DES ESPECES EXOGENES ET DES ESPECES INVASIVES	96
2.3.6. PRODUCTION - SYLVICULTURE ADAPTEE	98
2.3.7. PRODUCTION – SYLVICULTURE « CLASSIQUE »	99
2.3.8. ACTION SUR LA QUALITE DE L'EAU	101
2.3.9. ACTION LE CORRIDOR BIOLOGIQUE	101
2.3.10. ACTION SUR LE PAYSAGE	102
2.3.11. ASPECTS LIES A LA FORMATION DES PROPRIETAIRES	104

C3. LES OUTILS LEGISLATIFS ET FINANCIERS DE LA GESTION DES BOISEMENTS ALLUVIAUX **107**

3.1. S'INSERER DANS UNE LOGIQUE DE GESTION INTEGREE	108
3.1.1. LES OUTILS DE PLANIFICATION A LARGE ECHELLE (GRANDS BASSINS VERSANTS, REGIONS FORESTIERES)	108
3.1.2. LES OUTILS DE PLANIFICATION ET DE CONTRACTUALISATION A L'ECHELLE LOCALE	110
3.1.3. LES PARCS NATURELS REGIONAUX (PNR)	113
3.2. ASSURER UN ESPACE COHERENT DE GESTION (PROTECTION, RACHAT...)	113
3.2.1. LA PROTECTION REGLEMENTAIRE INTERNATIONALE ET COMMUNAUTAIRE	114
3.2.2. LA PROTECTION REGLEMENTAIRE NATIONALE	115
3.2.3. LA MAITRISE FONCIERE COMME INSTRUMENT DE PROTECTION DES FORETS ALLUVIALES	119
3.3. AGIR AU SEIN DE CET ESPACE	121
3.2.1. INVENTAIRE ET CONNAISSANCES DES MILIEUX, PROTECTION DES ESPECES	121
3.2.2. LE FINANCEMENT DES OPERATIONS	121
3.2.3. LES PLANS PLURIANNUELS D'ENTRETIEN	123
3.2.4. L'ECOCERTIFICATION, UN MOYEN DE VALORISER UNE GESTION ENVIRONNEMENTALE DES FORETS ALLUVIALES	124

Partie A - Comprendre

Les dynamiques spatiales et temporelles des forêts riveraines

A1. Définitions (hydrosystème, corridor, forêts riveraines)

Dans le domaine de la géomorphologie fluviale, les cours d'eau sont classiquement décrits comme des **systèmes fluviaux** structurés par des transferts longitudinaux d'eau, d'énergie et de matière de l'amont vers l'aval avec une succession de zones dominées par des processus différents : production, transfert et stockage des sédiments (Schumm, 1977) (figure 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** (figure 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 (CCMF ou RCC, Vannote *et al.*, 1980).

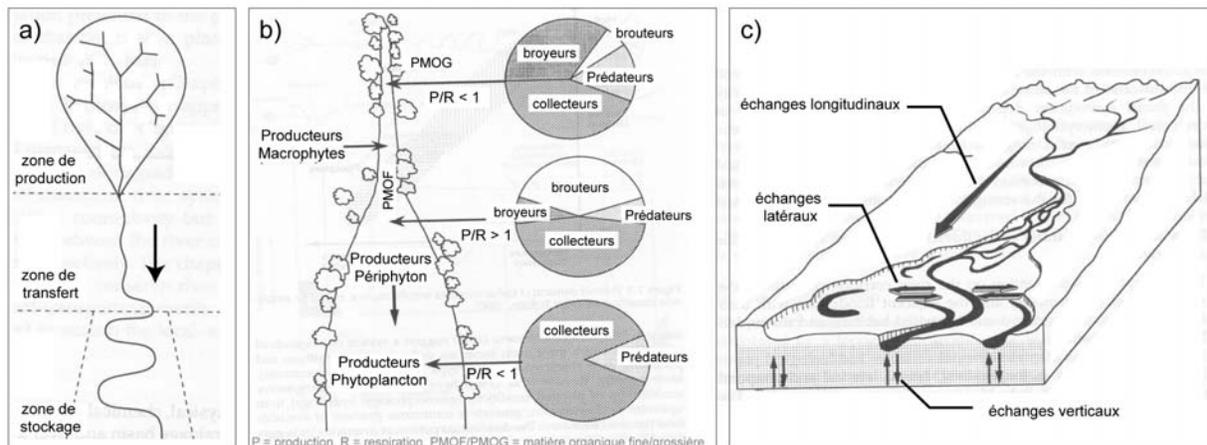


Figure 1 : les flux au sein du bassin versant, du réseau hydrographique et de la plaine alluviale : a) système fluvial, b) continuum fluvial et c) hydrosystème fluvial (d'après Schumm, 1977 dans Petts & Bravard, 1993 ; Vannote *et al.*, 1980 dans Richardot-Coulet & Greenwood, 1993 ; Amoros & Petts, 1993).

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) (figure 1c). Ces auteurs décrivent la plaine alluviale comme un éco-complexe (au sens de Blandin & Lamotte, 1985) composé d'écosystèmes (ou de compartiments, cf. encadré I) reliés entre eux par des flux nombreux. Ils insistent sur trois caractéristiques fondamentales des échanges : (1) ils sont bidirectionnels, (2) se

déroulent dans un espace à quatre dimensions (longitudinale, transversale, verticale et temporelle) et (3) leur principal vecteur est l'eau. Ce système est un élément du système fluvial des géomorphologues. Il est lui-même 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 (ex : formes fluviales comme le chenal ou un bras mort), les unités fonctionnelles (ex : boucle de méandre) et les micro habitats.

Encadré 1 - définitions des entités de l'hydrosystème (figure 2, SDAGE RMC)

Lit mineur = espace fluvial, formé d'un chenal unique ou de chenaux multiples et de bancs de sable ou de galets, recouverts par les eaux coulant à plein bord avant débordement.

Lit majeur = espace situé entre le lit mineur et la limite de la plus grande crue historique répertoriée (note : plus ou moins équivalent avec la plaine d'inondation). Les termes « plaine moderne » et « plaine alluviale » sont également parfois employés, ils renvoient à une vision plus géomorphologique du fond de vallée conscript comme l'espace recouvert par les alluvions fluviales charriées par le cours d'eau sur la période holocène.

Espace de mobilité (de liberté) = espace du lit majeur à l'intérieur duquel le ou les chenaux fluviaux assurent des translations latérales permettant la mobilisation des sédiments ainsi que le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et terrestres.

Crue = phénomène caractérisé par une montée plus ou moins brutale du niveau d'un cours d'eau, liée à une croissance du débit jusqu'à un niveau maximum. Ce phénomène peut se traduire par un débordement du lit mineur.

Annexes fluviales = ensemble des zones humides au sens de la loi sur l'eau, en relation permanente ou temporaire avec le milieu courant par des connexions soit superficielles soit souterraines : iscles, îles, brotteaux, bras morts, prairies inondables, forêts inondables, ripisylves, sources et rivières phréatiques....

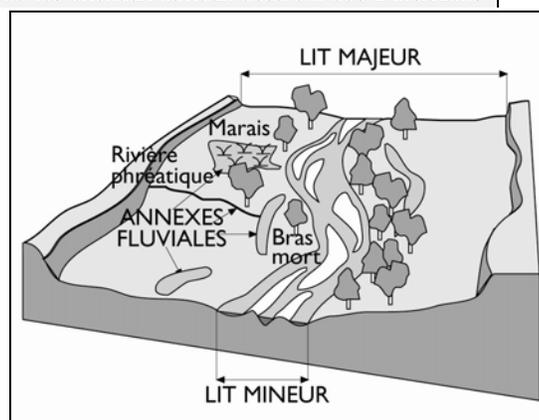


Figure 2 : les entités de l'hydrosystème.

Dans l'étude de la végétation terrestre au sein de l'hydrosystème, il est également classique de s'appuyer sur le vocabulaire issu de l'écologie du paysage (*patch* ou taches, matrice, corridor, mosaïque). Ainsi, 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 (voir aussi 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 au sein de ce corridor créent 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). Ce corridor est une zone de transition entre systèmes aquatiques et systèmes terrestres à l'échelle de la plaine ; la forte imbrication des entités de ce corridor 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) et
- 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.... Au-delà du terme employé, il nous semble 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 ce document (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 est souvent associé à des formations linéaires étroites en bord de chenal) :

1. 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* et *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). La gestion spécifique des ripisylves linéaires composées d'un simple rideau d'arbres ne sera pas abordée dans ce guide.

2. unités végétales incluses dans l'hydrosystème. Ces boisements présentent un certain nombre de caractéristiques communes à l'ensemble des écosystèmes forestiers, mais ils s'en distinguent par la présence proche d'un cours d'eau. Cette proximité ne se limite pas à une distance spatiale (photo 1), 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 qui sont particulières pour la végétation : forte humidité de l'air et du sol, températures favorables, entrées régulières de nutriments lors des crues...



Photo 1 : forêt riveraine dans le delta de la Sauer, plaine d'Alsace.

A2. Processus physiques structurant les boisements riverains

Les flux de matières et d'énergie structurent les plaines alluviales. Ils 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. Les flux d'eau sont prépondérants dans la mesure où ils servent de vecteur préférentiel aux autres flux : sédiments, nutriments et 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. 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, et de matériaux biologiques assurant la propagation des espèces.

La distribution spatiale, la répartition temporelle et l'amplitude de ces flux au sein d'un tronçon de plaine alluviale sont contrôlées par (figure 3) :

- des **facteurs externes**, qui s'expriment à l'échelle du bassin versant et du réseau hydrographique (climat, géologie,...). Ils affectent essentiellement la quantité totale d'eau, de sédiments, de nutriments et de matériaux biologiques entrant dans un tronçon et la distribution temporelle de ces entrées.
- des **facteurs internes** variant d'une forme fluviale à l'autre (altitude, végétation,...). Ces facteurs internes régissent surtout le patron spatial de répartition de chaque flux.

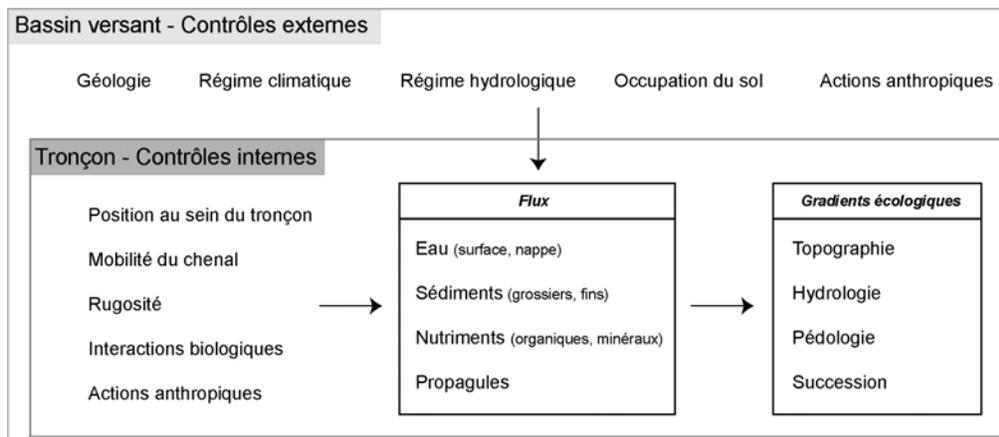


Figure 3 : facteurs de contrôle des flux structurant les forêts alluviales.

2.1. Les flux d'eau

2.1.1. Les contrôles externes au tronçon

2.1.1.a. Le régime climatique

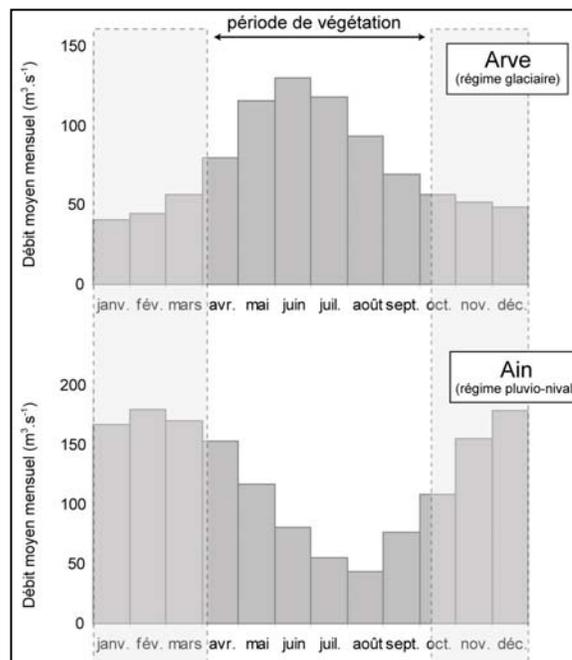
Le régime climatique du bassin versant en amont et au niveau d'un tronçon contrôle la quantité potentielle d'eau susceptible d'atteindre ce tronçon (rapport entre les précipitations totales et l'évapotranspiration), les périodes de l'année durant lesquelles les volumes les plus importants ou les plus

faibles sont introduits et la durée de ces périodes. En France, le volume total annuel précipité varie entre 600 et 2000 mm d'eau selon la région (Pagney, 1988). En se basant sur la répartition temporelle des écoulements et l'origine préférentielle de l'eau (pluie, neige, glaciers), il est possible de distinguer trois principaux régimes hydrologiques, chacun d'eux étant composé de sous-types :

- le régime pluvial (hautes eaux en hiver, basses eaux en été),
- le régime mixte pluvio-nival (glissement des hautes eaux depuis l'hiver et le printemps vers le printemps et l'été au fur et à mesure de l'augmentation de la part de la neige) et
- le régime glaciaire (hautes eaux en été et basses eaux en hiver).

Ainsi, sur l'Arve, cours d'eau alpin drainant la vallée de Chamonix, les débits moyens les plus importants sont enregistrés durant les mois de mai à juillet, c'est-à-dire durant la saison de végétation, alors que sur l'Ain qui draine la partie sud du Jura, ils ont lieu entre décembre et mars (figure 4).

Figure 4 : moyenne mensuelle des débits dans deux contextes hydrologiques différents : régime glaciaire pour l'Arve à la station de Arthaz - pont Notre Dame (sur une période de 43 ans) et régime pluvio-nival sur l'Ain à Chazey sur Ain (sur une période de 46 ans), source : Banque Hydro.



2.1.1.b. Les caractéristiques du bassin versant : géologie, forme et occupation du sol

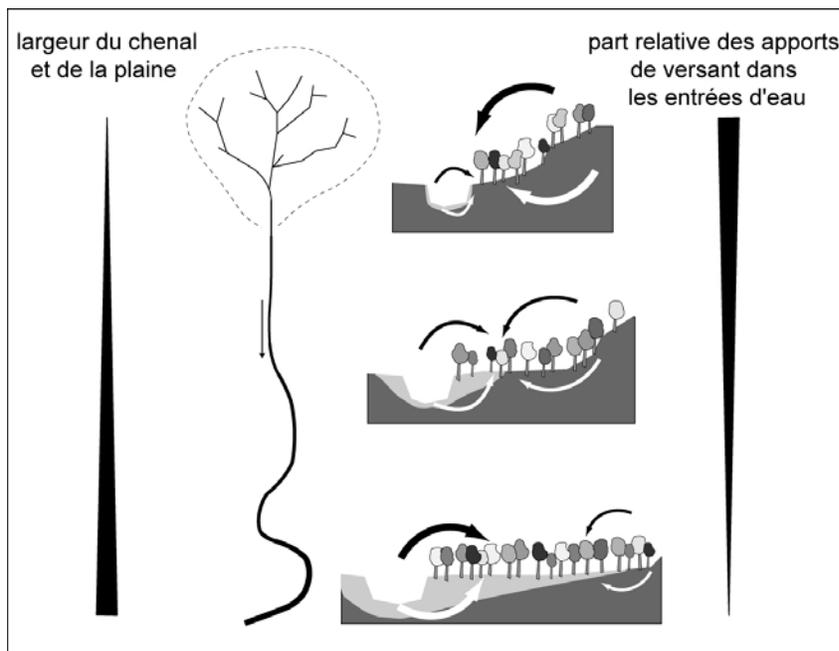
La forme, la nature géologique et l'occupation des sols du bassin versant influencent la part d'eau issue des précipitations et restituée au réseau hydrographique, ainsi que la rapidité de cette restitution (intensité du ruissellement et temps de concentration des écoulements).

La couverture végétale des versants intervient sur la formation des écoulements selon plusieurs processus : **interception** des précipitations, **évapotranspiration**, **consommation** direct de l'eau et **création d'un sol épais et perméable** possédant une capacité de rétention plus importante qu'un sol nu (Cosandey *et al.*, 2002). Globalement, une végétation arborée abondante sur les versants se traduit par une baisse de l'écoulement total, des pics de crue et du débit d'étiage. Cependant, ces effets varient considérablement en fonction du contexte climatique (intensité, durée, fréquence et forme des précipitations) et géologique (nature des roches). L'ampleur de la modification des écoulements dépend également du type de végétation (espèces, structure, densité, âge). Par exemple, l'interception opérée par des peuplements de résineux varie entre 17 et 60 % du volume précipité, alors que pour des peuplements de feuillus, elle est en moyenne moins importante (entre 12 et 35 %) (Richard, 2002). En augmentant la superficie de bassin imperméabilisé, l'urbanisation modifie également la réponse hydrologique d'un bassin versant dans le sens d'une augmentation du pic de crue et des écoulements totaux (White & Greer, 2002).

2.1.2. Les contrôles internes de la répartition des flux d'eau au sein des forêts riveraines

L'alimentation en eau des ripisylves se fait de l'amont, par des **apports du chenal et de la nappe** qui l'accompagne, et **des versants adjacents**, par le ruissellement superficiel et les échanges phréatiques entre nappe alluviale et nappes de versant. De l'amont à l'aval du réseau hydrographique, la part relative des apports de versant diminue significativement au profit des apports provenant du cours d'eau (Brinson, 1993) (figure 5). Ainsi, dans la partie amont du bassin, l'hydrologie des ripisylves est fortement influencée par la nature géologique des versants, l'épaisseur des terrasses et par la pente transversale de la ripisylve (Vidon & Hill, 2004), alors que dans la section aval les flux dépendent majoritairement des fluctuations du niveau d'eau dans le chenal principal.

Figure 5 : alimentation en eau des ripisylves, évolution longitudinale de la part respective des apports de versant et des apports du chenal (modifié d'après Brinson, 1993).



2.1.2.a. Les flux de surface

L'écoulement d'eau libre dans la forêt alluviale se produit lorsque le niveau d'eau dans la bande active est suffisamment important pour déborder dans la plaine (débit de débordement), c'est à dire lorsque le **débit de plein bord** est dépassé. La fréquence de retour de ce débit augmente d'amont en aval du réseau hydrographique et sur les substrats perméables. Ainsi, 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 est supérieure à 1 000 km² et toujours supérieures à 2 ans pour des substrats perméables.

Lorsque le débit de plein bord est dépassé, l'inondation de la plaine se déroule de manière progressive. L'eau suit un patron préférentiel d'écoulement qui dépend de l'environnement de la plaine : niveaux topographiques, chenaux de crue, présence de végétation, de bois mort... (Zwolinski, 1992 ; Piégay, 1997).

Au sein d'un tronçon, la rugosité contrôle la répartition des flux d'eau. Elle résulte de l'ensemble des forces de friction qu'exerce la surface d'écoulement sur les flux. Elle est couramment exprimée par le coefficient de Manning dont la valeur varie en fonction de la taille des sédiments, la densité de végétation, la forme de la section d'écoulement... D'après la formule de Manning (encadré II), lorsque la rugosité augmente (végétation dense, section irrégulière, sédiments grossiers), la vitesse d'écoulement diminue, toutes conditions étant égales par ailleurs.

Encadré II - formule de manning

$$V = \frac{Rh^{2/3} \times Se^{1/2}}{n}$$

avec : V = vitesse d'écoulement ($m.s^{-1}$) ; Rh = rayon hydraulique (m) ; Se = pente de la ligne d'énergie ($m.m^{-1}$) ; n = coefficient de rugosité de Manning

La topographie

Lors de la montée des eaux, les premiers milieux inondés sont les **unités basses et proches du chenal** (souvent des saulaies) et, dans la plaine, les microchenaux qui présentent des axes préférentiels d'écoulement (photo 2). Puis, si le niveau d'eau monte encore, toute la plaine est inondée. Cette inondation augmente le stockage de l'eau, qui, associé aux forces de friction, augmente le temps de montée de la crue et réduit la valeur du pic de crue à l'aval du tronçon. Les flux d'eau dans la plaine peuvent également se faire par retour d'eau et par remontée de la nappe dans les points bas de la plaine.



Photo 2 : début de débordement dans un micro-chenal de la plaine alluviale de l'Ain.

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 relative 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 érode les levées, entraînant une diminution de la hauteur des berges et une augmentation de la fréquence de débordement.

La végétation

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 (qui présentent une variabilité spatiale et interannuelle) (Piégay, 1997). En effet, la végétation offre une résistance aux écoulements qui se traduit par (1) une **réduction de la vitesse** des écoulements et (2) un **détournement des flux** avec des zones d'écoulements concentrés (accélérés) ou des zones de ralentissement et de retour d'eau (photo 3) et (3) une **augmentation de la hauteur** d'eau (Klaassen & Van der Zwaard, 1974). 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).



Photo 3 : effet de la végétation sur les écoulements superficiels lors de débordements dans la forêt alluviale de l'Ain sur le site de Bublane.

2.1.2.b. Les flux 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 et la quantité (volume et vitesse) des flux d'eau dans les matériaux alluvionnaires de la plaine dépendent des caractéristiques, de la distribution et des discontinuités des dépôts alluvionnaires (granulométrie, porosité, perméabilité, transmissivité) au sein du chenal et dans la plaine (Creuzé des Chatelliers *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 2.10^{-9} m.s⁻¹). Même à cette 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 un autre cours d'eau modifient également les échanges entre nappe et chenal (Lambs, 2004).

Au cours de l'année, les échanges nappe - chenal varient en fonction de la situation hydrologique (figure 6).

- 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 associée à une crue 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 sur un petit cours d'eau incisé (Walnut Creek, Iowa, USA) une augmentation de la pente de la nappe en direction du chenal et donc de l'effet de drainage. De plus, cela réduit la largeur de la bande de sédiments saturés par la montée d'eau en période de crue. Sur l'Ain, l'incision et l'exhaussement passés ont modifié l'altitude actuelle des unités par rapport à la ligne d'eau et donc leur niveau de connexion et les possibilités de débordement (figure 7).

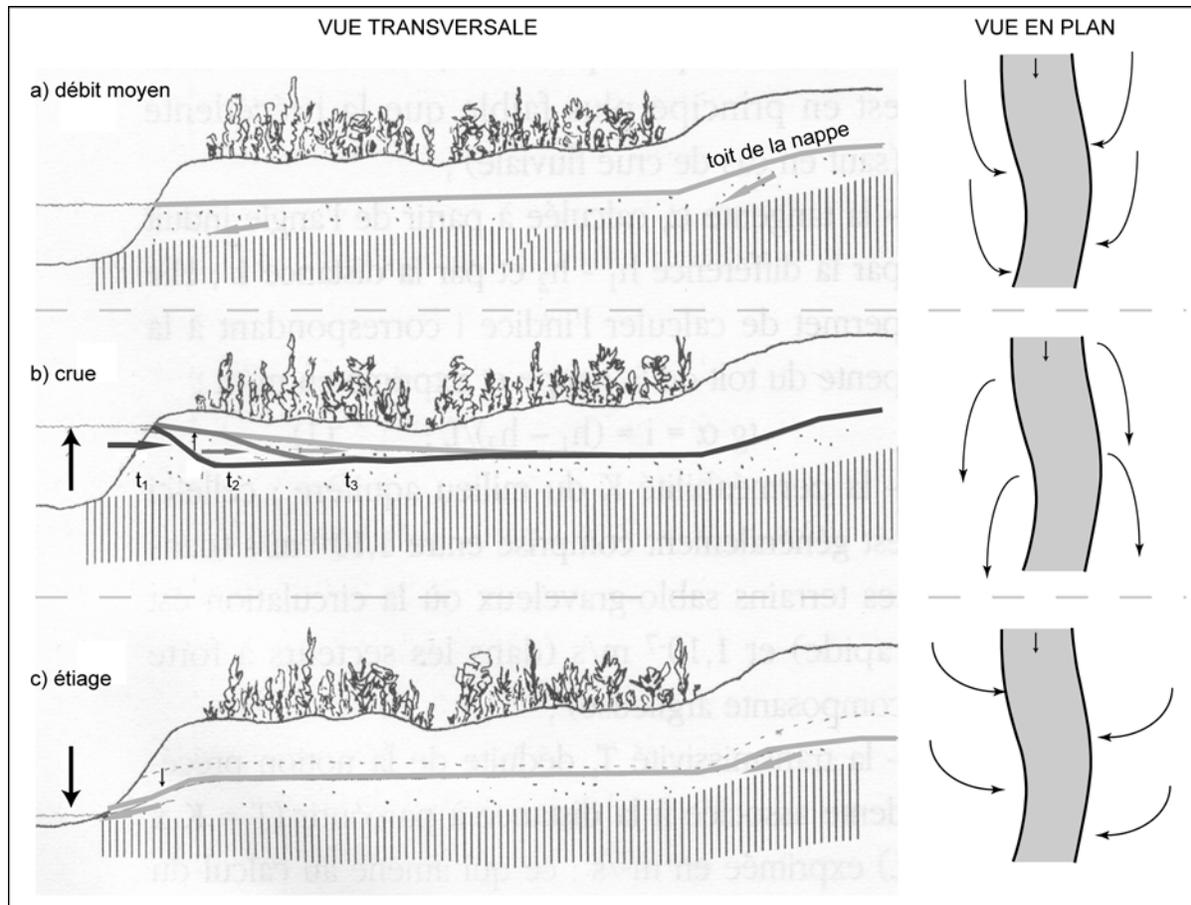


Figure 6 : relation nappe d'accompagnement - rivière (modifié d'après Piégay et al., 2003).

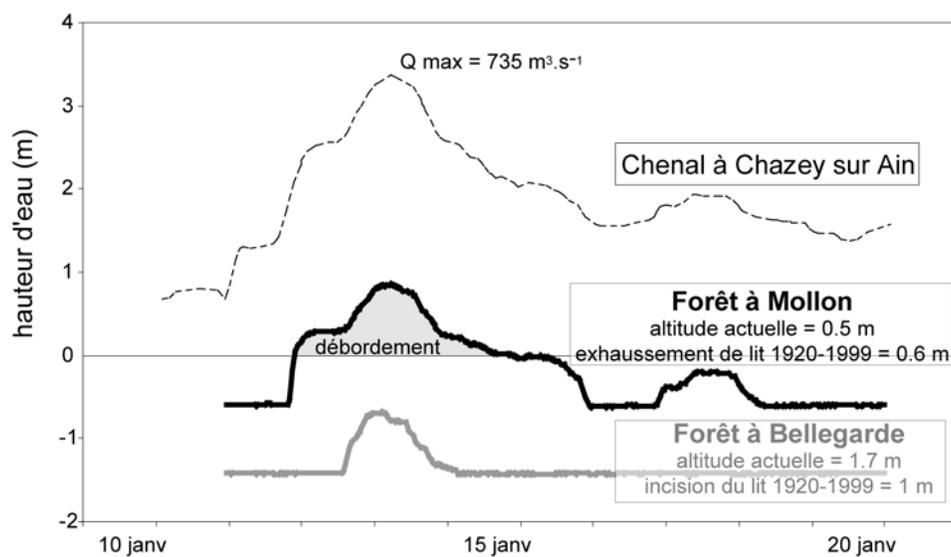


Figure 7 : variation des niveaux d'eau dans la couche de sédiments fins de deux sites de la forêt alluviale de l'Ain durant la crue de janvier 2004. Pour les deux sites le 0 est arbitraire et correspond au niveau topographique de l'unité ; les mesures des hauteurs d'eau ont été réalisées par tensiomètre dans les dépôts de sédiments fins. Pour la station hydrologique de Chazey, les données à pas de temps variables sont issues de la banque Hydro.

2.2. Les flux de sédiments

Les flux de sédiments sont contrôlés par leur vecteur, c'est-à-dire les flux d'eau de surface. Il y a érosion lorsque, pour une taille et une densité de sédiments données, 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. Au sein du bassin versant, les forêts alluviales constituent 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 (photo 4). Pour une taille donnée, le déplacement de ces éléments se fait selon trois modalités différentes en fonction de la vitesse des écoulements : suspension, saltation et charriage (Abbot & Francis, 1977). Les paragraphes suivants se concentrent sur les sédiments fins susceptibles d'être déposés sous forêt. Mais la dynamique sédimentaire dans le chenal agit également sur la forêt alluviale ; par exemple un déficit de la charge grossière, qui se manifeste par une incision du chenal, provoque un abaissement de la nappe d'accompagnement et donc une déconnexion des unités de la plaine. Ce déficit peut également se traduire par une rétraction de la bande active qui est recolonisée par la végétation et donc par une augmentation des surfaces forestières dans l'ancien lit mineur (Liébault, 2003).



Photo 4 : zone pionnière à la confluence de l'Ain et du Rhône, le banc de galet n'est pas végétalisé, la zone arbustive enregistre une sédimentation sableuse.

2.2.1. Les facteurs externes

2.2.1.a. Le régime hydrologique et la géologie du bassin versant

A l'échelle du bassin versant, le transfert principal 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 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. Ainsi, le régime des crues et les caractéristiques de chaque événement (fréquence et intensité) influencent fortement les entrées et les sorties de sédiments pour chaque unité de la plaine (Steiger *et al.*, 2001a ; Jeffries *et al.*, 2003).

2.2.1.b. L'occupation du sol dans le bassin versant

L'occupation des sols sur l'ensemble du bassin influence les quantités de sédiments entrant dans le système. Walling (1999) cite 5 exemples différents, aux Etats-Unis, en Grande Bretagne et en Nouvelle Zélande, où des changements d'activités au sein du bassin versant (mise en culture, urbanisation, foresterie) ont accru la production de sédiments, de 8 à 300 fois. De même, sur 7 petits cours d'eau du

piedmont du Maryland (USA, bassins versants entre 11 et 215 km²), Jacobson & Coleman (1986) observent 3 périodes distinctes en termes de sédimentation de la plaine d'inondation : (1) avant l'arrivée des européens en 1730, (2) entre 1730 et 1930, une occupation importante du bassin versant avec une forte augmentation de la sédimentation et (3) depuis 1930 un abandon et une fixation des versants, une réduction de l'érosion et donc une baisse du taux de sédimentation. En effet, à l'échelle du bassin versant, Ortigosa & Garcia-Ruiz (1995) observent que le développement des plantations forestières (Pyrénées) entraîne une baisse des pics de 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). Ainsi, dans un contexte climatique (méditerranéen) et géologique (marnes noires) très sensible à l'érosion, Mathys (2003) mesure une production sédimentaire (fins plus grossiers) 160 fois plus importante dans un bassin qui présente 68 % de sols nus que dans un bassin avec 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). 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.

2.2.2. Les facteurs de contrôle des dépôts des sédiments en forêt alluviale

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 microtopographie (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, processus fondamental pour l'établissement et le développement des unités forestières (encadré III), 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).

2.2.2.a. La topographie et la micro-topographie

Verticalement et latéralement, la topographie joue sur la connexion hydrologique avec 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 faibles (production de matière organique). C'est ce qu'observent Hupp & Bazemore (1993) dans les forêts riveraines de la Big Sandy River et de la Hatchie River (Tennessee, USA), où la variabilité de la sédimentation dépend de l'altitude et de la micro-topographie. 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 en relief.

Sur un secteur, ces différences se traduisent par des taux de sédimentation variant d'un type de forme géomorphologique à l'autre (plaine, île, ride, chenal latéral) et au sein même de chaque forme (Steiger & Gurnell, 2003).

2.2.2.b. La mobilité locale du chenal (incision, exhaussement et mouvements latéraux)

Globalement, l'incision du chenal principal réduit 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 2 cours d'eau en tête du bassin de la Vistule (Pologne).

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 Beaton River en Colombie britannique (Canada), Nanson & Beach (1977) mesurent une migration du chenal de 0,3 et 0,7 m par an. Ainsi, 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.

Encadré III - l'agencement sédimentaire est un éléments clé du développement racinaire en milieu alluvial.



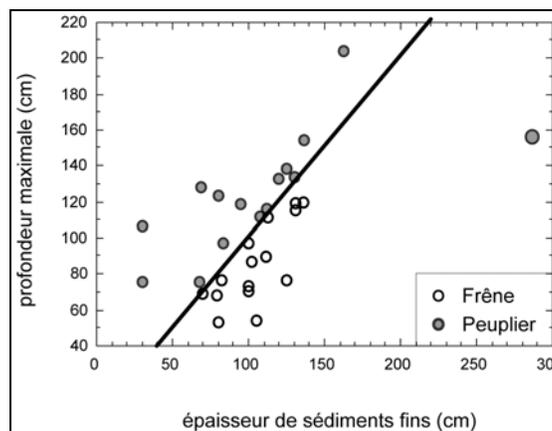
La répartition spatiale des structures racinaires du frêne (*Fraxinus excelsior*) et du peuplier noir (*Populus nigra*) a été étudiée en milieu alluvial pour déterminer dans quelle mesure le toit du galet représente ou non un obstacle physique à la prospection des racines. En effet, pour un arbre, l'impossibilité à s'enraciner dans un substrat grossier présente deux contraintes susceptibles d'affecter sa croissance :

- lorsque le toit de galets est proche de la surface, le volume disponible pour l'alimentation en eau et en nutriment est plus restreint
- lorsque la nappe s'enfonce (étiage, incision, pompage) et que son niveau passe en dessous du toit du galet, l'alimentation en eau est interrompue et les remontées capillaires deviennent très faibles.

Photo 5 : système racinaire de frêne.

Les résultats obtenus sur 15 frênes et 15 peupliers dans la forêt alluviale de la basse vallée de l'Ain montrent deux stratégies d'enracinement différentes (figure 8). En effet, pour le frêne, la profondeur maximale de prospection des racines n'est jamais supérieure à l'épaisseur de sédiments fins ; le **substrat grossier n'est donc pas prospecté** par cette essence (photo 5). Au contraire, pour le peuplier noir, le toit du galet ne représente pas une limite à l'enracinement, ce qui est peu surprenant dans la mesure où il colonise les substrats grossiers et s'y développe. Ces résultats mettent en évidence que la croissance du frêne est potentiellement plus sensible que celle du peuplier à l'épaisseur de sédiments fins et à un enfouissement de la nappe sous le toit de galets.

Figure 8 : profondeur maximale de l'enracinement du frêne commun et du peuplier noir en fonction de la profondeur du toit de galets.



2.2.2.c. La végétation

Dans la mesure où la végétation offre une résistance aux écoulements, elle diminue la vitesse des flux 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, 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 / rétro-actions) et non-linéaire, car il varie selon la structure du peuplement (densité, hauteur) et la période de l'année (période de repos / période de végétation).

La strate arborée de la forêt alluviale joue également un rôle important en produisant des débris ligneux (Gurnell & Gregory, 1995). La présence de bois s'accompagne d'un ralentissement et d'une diversification des écoulements au sein du chenal (Trotter, 1990 ; Shields & Smith, 1992). Les embâcles de bois mort créent des pertes de charge localisées (Keller & Swanson, 1979), une baisse des forces de cisaillement (Lisle, 1986 ; Fetherston *et al.*, 1995) et une diversification du milieu physique (Mosley, 1981). Ces travaux portant sur le chenal sont confirmés par d'autres résultats acquis dans le lit majeur (Piégay, 1993 ; Brown, 1997).

2.2.3. La localisation des dépôts par rapport à la répartition des axes d'énergie

Toutes les études portant sur la sédimentation en plaine alluviale montrent une **grande variabilité des dépôts**, en quantité et en texture, selon le type d'unité géomorphologique, la place de cette unité dans le corridor (par rapport au chenal) et la position au sein même de cette unité (Brunet & Gazelle, 1995 ; Brunet, 1997 ; Walling & He, 1998 ; Berger, 2000 ; Gautier *et al.*, 2000 ; Steiger & Gurnell, 2003). Cette variabilité est entretenue par des conditions locales complexes et par les migrations du chenal et les changements de styles fluviaux (Taylor & Lewin, 1996).

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. Dans la frange proche du chenal de la Severn River (rivière à méandres, Grande Bretagne), où les dépôts sont importants, 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. Au sein des zones humides et des unités forestières, les dépressions de la topographie enregistrent les taux de sédimentation les plus élevés (Hupp & Morris, 1990).

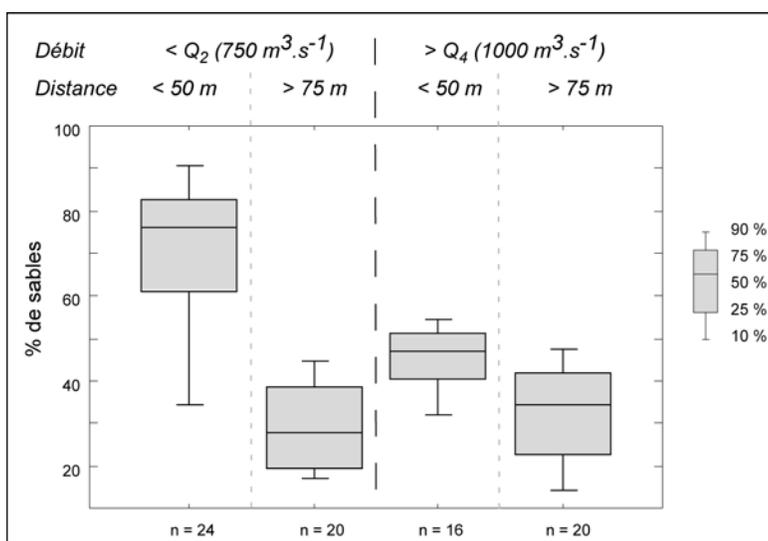
Les apports de sédiments dans la plaine entraînent un exhaussement progressif de celle-ci par rapport au chenal et donc des débordements moins fréquents. Ainsi le taux de sédimentation décroît lorsque l'âge des surfaces augmente (Nanson & Beach, 1977). Sur les berges et les îles récentes de la Loire, Gautier *et al.* (2000) enregistrent un taux de sédimentation maximum de 20 cm.an⁻¹. Sur les bancs de convexité de l'Ain, Berger (2000) mesure une sédimentation maximum 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 (figure 9). 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 connues une déconnexion brutale (incision rapide, endiguement) et donc une faible sédimentation.

Figure 9 : fraction sableuse de la couche superficielle des alluvions dans la forêt alluviale (frênaie) de la basse vallée de l'Ain.

La part des alluvions sableuses est plus importante en bord de chenal qu'à l'intérieure de la forêt, dans les secteurs fréquemment inondés comme dans les autres.



2.3. Les flux de nutriments

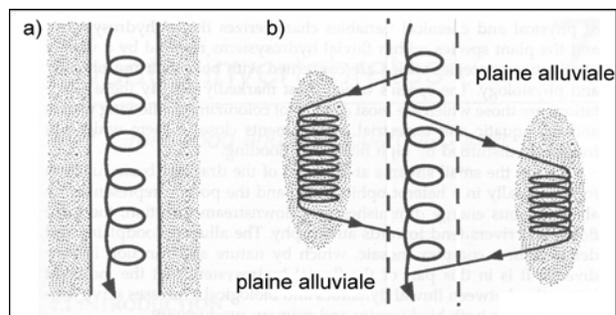
L'étude des nutriments dans les forêts riveraines est essentiellement abordée depuis les années 1980 sous l'aspect de la capacité de rétention des ripisylves en azote et phosphore (cf. Pinay & Clément, 2003 ; Ruffinoni *et al.*, 2003). Les flux d'azote ont été particulièrement étudiés car les enjeux en termes de santé publique (consommation de l'eau potable) et de modification des écosystèmes aquatiques (eutrophisation) sont très forts. De fait, c'est pour ces éléments que les processus sont les mieux connus.

2.3.1. Les transferts à l'échelle du bassin versant

Le vecteur des transferts de nutriments au sein du bassin versant est l'eau. Il s'agit soit d'un vecteur direct depuis le chenal et les versants pour les **formes dissoutes**, soit d'un vecteur indirect pour les **formes associées aux dépôts de sédiments** lors de crues débordantes depuis le chenal. Le schéma conceptuel classiquement utilisé pour décrire la dynamique des éléments nutritifs est celui des flux en hélice (Webster & Patten, 1979 ; Minshall *et al.*, 1983) (figure 10). Les éléments nutritifs transitent par le chenal. Lorsque la plaine est connectée, ces éléments y sont assimilés, c'est à dire stockés sous forme organique par la végétation, les micro-organismes et les animaux. Après une période dont la longueur

dépend de la durée de vie de l'organisme, ils sont restitués dans le système sous forme minérale (dégradation de la matière organique).

Figure 10 : transfert des nutriments au sein d'un tronçon fluvial, a) plaine déconnectée du chenal (ex : endiguement), b) connexions latérales et stockage dans la plaine (modifié d'après Large et al., 1993).



Les transferts d'azote à l'échelle du bassin versant se font majoritairement sous forme minérale dissoute (NO_3^-) car les sols ont en général une faible capacité de rétention de ces formes. Les transferts d'azote minéral dissout sont également majoritaires en amont de bassin versant où la part des apports en eau par le cours d'eau est plus faible que celle des versants. Inversement, la part des formes organiques particulières ou minérales ammoniacales liées à des argiles augmente vers l'aval du bassin versant.

Comme l'azote, le carbone organique peut être apporté par les matières en suspension (MES) qui se déposent durant les épisodes de crue. Par exemple, Ruffinoni (1994) mesure des apports moyens de 1,3 à 3,8 mg d'azote organique par gramme de sol sec (soit 21 à 39 g.m^{-2}) et de 18 à 38 mg de carbone organique (soit 205 à 477 g.m^{-2}) sur 2 sites de la Garonne suite à deux crues. Sur le Rhin, Trémolières *et al.* (1998) enregistrent une valeur moyenne de 2 $\text{g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ d'azote apporté par les eaux de crue et de 335 $\text{g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ de carbone organique apporté par les MES. Pour les mêmes sites, les apports internes de carbone organique par la litière ont été évalués à moins de 200 $\text{g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$.

2.3.2. La dynamique locale

L'origine et la forme des entrées de nutriments au sein d'un tronçon dépend de la part relative des apports en eau du chenal et des versants et donc de la position de la placette au sein du réseau hydrographique (cf. figure 5). Localement, les flux de nutriments sont également le fait de changements de forme (organique/minérale, stockage/relargage). Dans certains cas, les nutriments peuvent être exportés sans qu'ils aient participé aux cycles locaux. Ainsi, en période de hautes eaux, la concentration sous formes dissoutes peut fortement diminuer par effet de dilution. Lorsqu'il y a des écoulements superficiels suffisamment intenses pour remobiliser les sédiments, les formes associées peuvent aussi être exportées.

La consommation, le stockage et la transformation des nutriments par des agents biologiques sont fortement liés à **l'activité physiologique** de ces agents. Cette dernière dépend de paramètres climatologiques (température pour les bactéries, période de végétation pour les végétaux) et de paramètres locaux (connexion entre le chenal et la nappe, teneur en eaux du sol, disponibilité des autres nutriments). Par exemple, les échanges de nitrates, et dans une moindre mesure ceux de phosphates, sont modifiés par la suppression des inondations dans certaines parties de la forêt du Rhin (Sanchez-Pérez *et al.*, 2003). Cela se traduit par une plus grande hétérogénéité verticale des concentrations en nutriments. Les crues créent une alternance de conditions humides et sèches qui favorisent l'activité bactérienne et la solubilisation. Ainsi, les mouvements d'eau (quantité et sens d'écoulement) et donc la nature des sédiments influencent la distribution des nitrates (Maître *et al.*, 2003) comme des phosphates solubles (Carlyle & Hill, 2001). Enfin, la teneur en carbone organique, en azote total et en éléments échangeables augmente au fil du développement des successions écologiques (Bureau *et al.*, 1994).

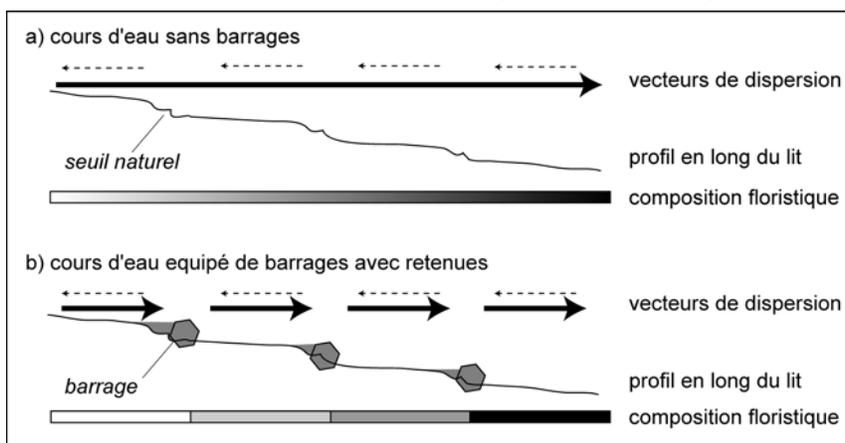
2.4. Les flux de matériaux biologiques

2.4.1. Les propagules et les semences

Chaque espèce végétale possède une capacité de dispersion propre et un mode de propagation préférentiel : par graines, par fragments végétatifs transportés par le vent, l'eau, la faune... Quel que soit ce type préférentiel, toutes les graines et les fragments de tissus situés en zone inondable sont susceptibles d'être **déplacés lors d'une crue** et de se développer là où ils auront été déposés. Ainsi, Thébaud & Debussche (1991) ont suivi le développement du frêne à fleurs (*Fraxinus ornus* L.) introduit il y a 65 ans dans le bassin de l'Hérault. Cette essence, qui s'installe sur des habitats riverains perturbés par les crues, a progressé à la vitesse moyenne de 970 m.an⁻¹. Cette valeur, très importante pour une espèce anémochore, met en évidence le déplacement des graines par l'eau. Les entrées et les sorties d'un tronçon sont donc sous l'influence du régime hydrologique (Huges & Cass, 1997). De fait, la composition du stock de propagules entrant dépend de la composition des peuplements situés en amont. Cela assure par ailleurs une certaine continuité longitudinale du cortège floristique que, par exemple, l'installation d'un barrage est susceptible d'interrompre (Jansson *et al.*, 2000) (figure 11). Pour les graines, cette capacité de dispersion liée à l'eau (hydrochorie) dépend également de certains traits biologiques (comme le nombre de graines produites par individu) et de leurs caractéristiques morphologiques : taille, poids, forme... (Boedeltje *et al.*, 2003).

Localement, le patron de dépôt et de mobilisation des propagules résulte des facteurs de dispersion propres aux graines (traits biologiques, caractéristiques des propagules) en lien avec les conditions moyennes d'écoulement dans les zones aquatiques et semi-aquatiques (vitesses) (Nilsson *et al.*, 2002) et les processus d'érosion et de sédimentation sur les berges (Goodson *et al.*, 2002). Ces dynamiques d'apport peuvent se traduire par une composition de la banque de graines très éloignée de la communauté végétale qui l'accueille (Tabacchi *et al.*, 2004).

Figure 11 : schéma conceptuel de l'effet des barrages au sein du réseau hydrographique, a) continuité floristique, b) discontinuité floristique (d'après Jansson *et al.*, 2000).



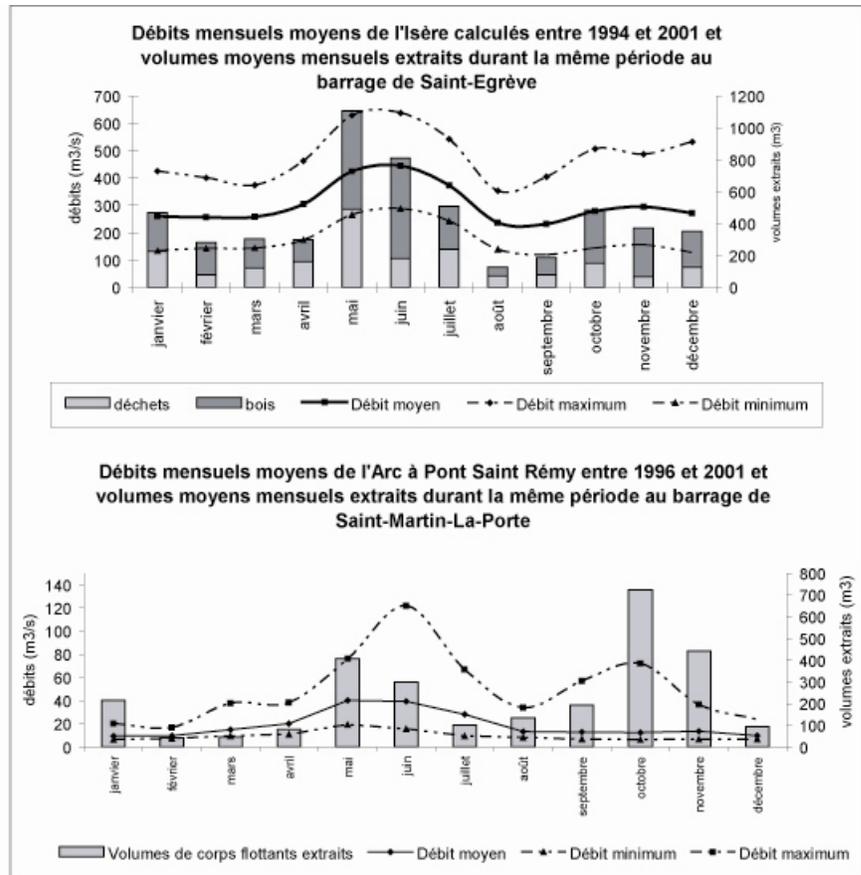
2.4.2. Le bois mort

Les processus de production de bois mort affectent soit les **versants adjacents** au cours d'eau (mouvements de sol, avalanche) soit ses **berges** (érosion latérale, vieillissement naturel de la ripisylve). L'entrée du bois dans le chenal peut également être le fait d'un événement climatique ponctuel (ex : tempête), d'une activité humaine (ex : coupes) ou d'une action animale (ex : castor). La part respective de

chaque processus évolue de l'amont du réseau (dynamique de versant dominante) vers l'aval (dynamique fluviale dominante).

Localement, le dépôt et la stabilité des débris dépendent de la taille des accumulations, de leur disposition dans le chenal, des éléments de rugosité de la section (banc, végétation, ouvrages) et des événements hydrologiques susceptibles de mettre en mouvement les débris ligneux. Par exemple, au niveau du barrage de St Egrève sur l'Isère et du barrage de St Martin La Porte sur l'Arc, les volumes les plus importants de bois mort sont extraits au printemps et dans une moindre mesure en automne ce qui correspond aux périodes de hautes eaux (figure 12). Lorsqu'ils ne sont pas exportés vers l'aval ou enlevés par entretien, le bois mort est lentement désagrégé par fragmentation physique et biologique.

Figure 12 : relation entre les volumes de débris flottants extraits et les débits aux barrages de St Egrève sur l'Isère et de St Martin La Porte sur l'Arc (Moulin & Piégay, 2004).



A3. Structure et fonctionnement des forêts riveraines

3.1. Zonation spatiale, succession temporelle et contrôles biologiques

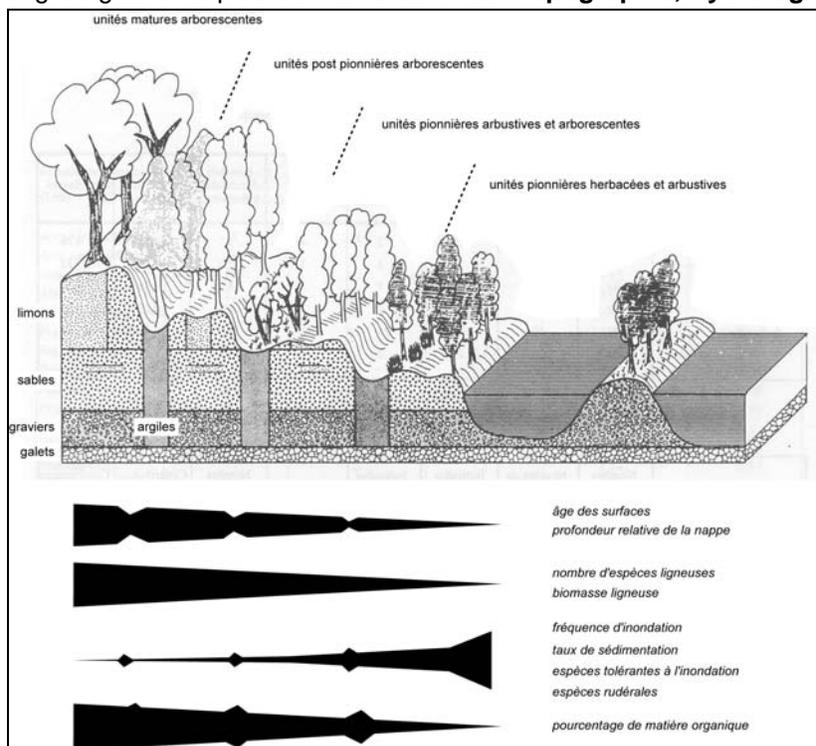
Il existe un lien étroit entre le patron des processus hydro-géomorphologiques et le patron de répartition de la végétation, et ceci à différentes échelles (Van Coller *et al.*, 1997 ; Church, 2002).

- Sur l'ensemble du réseau hydrographique, la succession de secteurs avec des 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, chenal, 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 (ex : une boucle de méandre), les mêmes liens entre processus géomorphologiques et distribution de la végétation sont observés (Robertson & Augspruger, 1999).

3.1.1. Variabilité spatiale des conditions de milieu à l'échelle du tronçon

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) (figure 13). 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.

Figure 13 : représentation schématique des quelques gradients écologiques en forêt alluviale (modifié d'après Pautou, 1984 ; Pautou & Wuillot, 1989 ; Pautou et al., 1996).



3.1.1.a. Gradient topographique

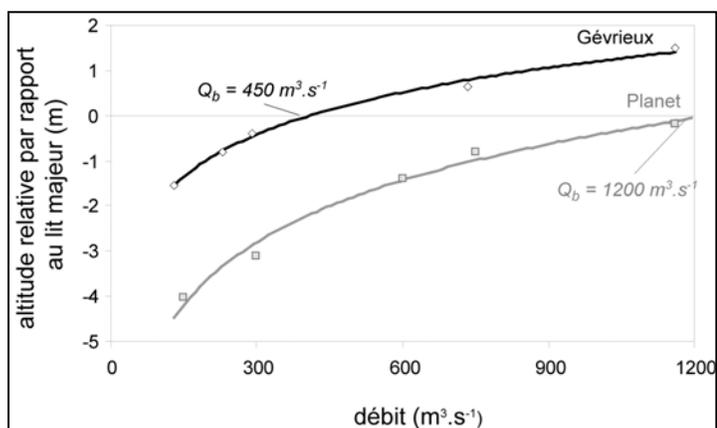
Le gradient topographique est hérité de la mise en place contemporaine des formes fluviales avec schématiquement des zones basses proches du chenal et des zones hautes sur la frange externe de la plaine. Ponctuellement, certaines formes rompent ce gradient ; c'est par exemple le cas des anciens chenaux 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 voir 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, un développement des espèces stress-tolérantes, héliophytes et 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).

3.1.1.b. Gradient hydrologique

Le gradient hydrologique s'exprime par une **fréquence de submersion** de la surface en question depuis les zones inondées en permanence (chenal, zones aquatiques péri-fluviales) vers les milieux submergés pour des crues exceptionnelles. Ce gradient est fortement corrélé avec la position altitudinale de la surface considérée (figure 14). Cependant, il est possible de rencontrer des milieux proches du chenal mais très secs du fait d'une granulométrie grossière très filtrante (par exemple sur des bancs de galets).

Figure 14 : relation hauteur – débit et débit de débordement (Q_b) pour deux sites de forêts alluviales de la basse vallée de l'Ain, l'altitude 0 m correspond niveau topographique du lit majeur.



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 (encadré IV), 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).

Encadré IV - influence du régime de perturbation sur la strate basse des frênaies de la basse vallée de l'Ain.

A. Mise en évidence de l'influence des perturbations

L'effet de la fréquence et de l'intensité des crues sur la végétation de la strate basse a été testé en comparant des sites présentant le même type de peuplement (= boisement à frêne et peuplier noir dominants en station mésophile) mais des degrés variables de perturbation:

- fréquente (sites inondés pour des crues de débit inférieur à Q_2) ou peu fréquente (débit d'inondation supérieur à Q_4) et
- intense (sites proche du chenal, à moins de 40 m) ou peu intense (sites loin du chenal, à plus de 125 m).

D'après ces résultats, lorsqu'un site connaît des perturbations à la fois fréquentes et intenses, la strate basse présente (figure 15) :

- une plus forte variabilité locale du nombre d'espèces,
- une plus forte diversité,
- une fréquence plus faible des lianes et
- une plus forte fréquence des plantules d'essences post pionnières (essentiellement le frêne).

Ce dernier point pourrait avoir un impact important en termes **d'évolution de la communauté** au travers de l'intensité de la régénération. En effet, il semble que le remaniement des sédiments fins, en libérant des micro-espaces, soit favorable à l'installation et à la germination des essences post pionnières. Cependant, le taux de survie de ces plantules reste encore à mesurer.

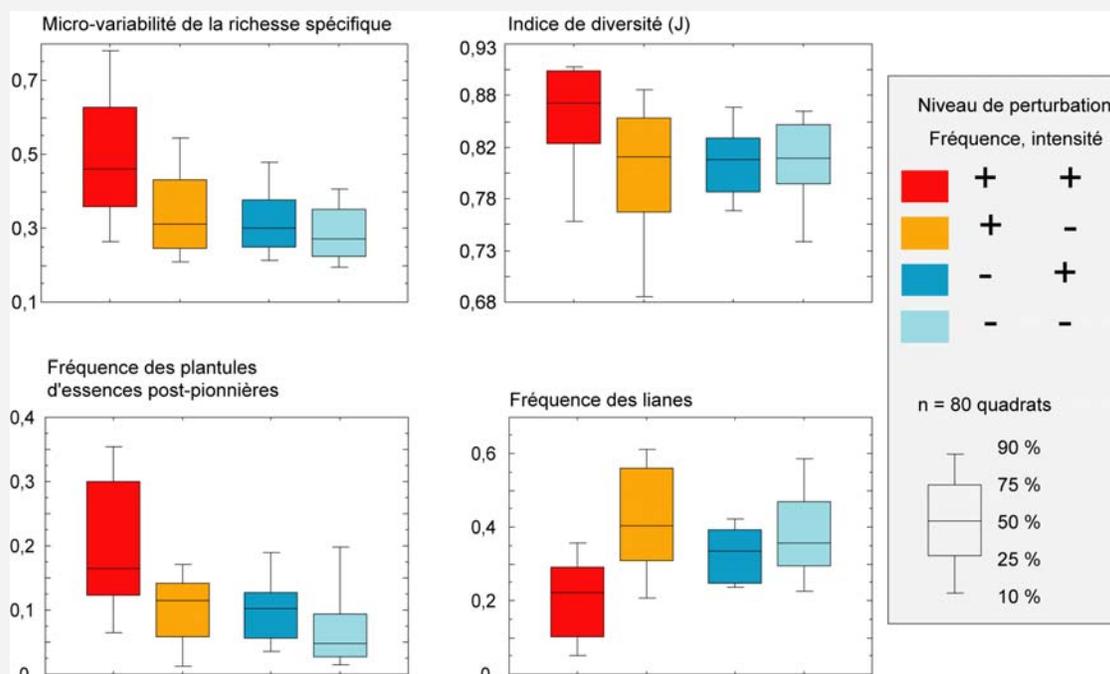


Figure 15 : effet du régime de perturbation sur la strate basse des frênaies de la basse vallée de l'Ain.

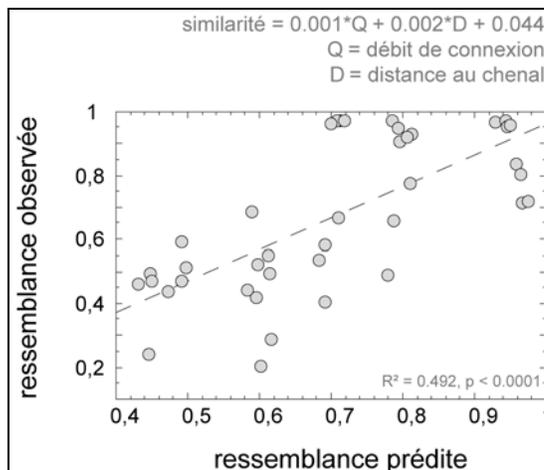
B. Modélisation de la réponse de la végétation

L'effet du régime de perturbation a également été mis en évidence par l'établissement d'un modèle prédictif de la réponse de la végétation (figure 16). Ce modèle permet de prévoir l'ampleur de la modification de la communauté en termes de composition spécifique (ressemblance avant / après) en fonction de la fréquence et de l'intensité de la perturbation liée aux crues. Ainsi, lorsque

le débit de connexion et la distance au chenal augmentent, la fréquence et l'intensité des perturbations diminuent. Dans ce cas, la composition de la communauté après la crue est assez proche de celle avant la crue.

Plus les crues sont fréquentes et intenses, plus la communauté change en termes d'espèces présentes et de part relative de chaque espèce ; reste à évaluer si ce changement est à même d'influer sur la trajectoire d'un peuplement forestier à moyen terme.

Figure 16 : modèle de réponse de la végétation de la strate basse aux perturbations liées aux crues (ressemblance de la communauté avant – après la crue).



3.1.1.c. Gradient pédologique

Le développement pédologique en milieu riverain est contrôlé par les apports d'alluvions (sables, limons, argiles), l'action de l'eau et l'activité des organismes vivants du sol (Guénat *et al.*, 2003). A partir du moment où elles sont déposées, les alluvions fluviales enregistrent une amorce de développement pédologique qui les modifie (on parle de pédogénèse = transformations des alluvions en sols). 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.*, 1997).

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 pédogénèse, 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.

3.1.2. 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 (Carbiener *et al.*, 1985). Le passage du stade pionnier au stade mature peut prendre de quelques dizaines d'années à quelques siècles et se décompose schématiquement en 4 stades (Pautou *et al.*, 1985b ; Carbiener & Schnitzler, 1990) :

- (1) les groupements pionniers herbacés (ex : *Phalaris arundinacea*),
- (2) les groupements pionniers arbustifs dominés par les essences héliophiles, (ex : *Salix viminalis*, *S. purpurea*, *S. elaeagnos*),
- (3) 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*),
- (4) les groupements les plus avancés dans le temps sont dominés par des essences post pionnières arborées (ex : *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia*, *Ulmus minor*, *Acer pseudoplatanus*, *A. Platanoïdes*) ; en effet, les contraintes de l'hydrologie et du sol entraînent un blocage édaphique qui empêche l'installation d'essences dryades. Les unités qui enregistrent une dérive écologique, en raison d'une faible connexion hydrologique, peuvent également accueillir des essences collinéennes comme le charme (*Carpinus betulus*).

L'existence d'un stade subclimatique dominé par une essence dryade comme le hêtre dans les parties médianes et aval du réseau hydrographique reste une question en suspens. En effet, dans le cas d'un corridor avec une dynamique hydro-morphologique médiocre, les contraintes hydrologiques et sédimentaires s'effacent laissant théoriquement aux associations climatiques la possibilité de s'installer. Cependant, il est alors délicat de parler d'une forêt riveraine dans le sens d'un **groupement fonctionnel de l'hydrosystème** puisque l'espèce structurante ne tolère pas la submersion. Il s'agit plutôt d'**unités héritées**, installées sur les alluvions autrefois charriées par le cours d'eau, mais ne subissant plus d'influence du cours d'eau (= échanges fonctionnels forêt ⇔ chenal/nappe nuls ou négligeables). L'appartenance de ces unités à l'hydrosystème est ainsi structurelle et non fonctionnelle.

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 (photo 6). 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. La végétation évolue globalement plus rapidement que le sol dont les caractéristiques restent spatialement plus variables. Ainsi, Weber & Gobat (2002) observent au sein d'une même unité végétale, à 5 m de distance, des sols avec un pourcentage de sables compris entre 30 et 80 % avec des cortèges faunistiques (vers de terre) différents. De même, Bureau *et al.* (1994) remarquent que l'évolution de la végétation peut précéder celle du sol avec des frênaies où le sol n'est pas significativement différent de celui rencontré dans des stades à saules.

Photo 6 : érosion locale dans la forêt alluviale de la basse vallée de l'Ain, à plus de 50 m du chenal. Sur plus de 50 cm d'épaisseur les alluvions ont été totalement décapées ; localement, une nouvelle succession commence sur un substrat rajeuni.



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) ; elles se produisent avec tous les règnes du monde vivant : autres végétaux, champignons, insectes, grands ruminants, castor,...

Dans une logique de succession végétale, les espèces présentent schématiquement 3 types de relations (Amoros *et al.*, 1993) : facilitation (ex : stabilisation du substrat, enrichissement en éléments nutritifs), tolérance et inhibition (ex : compétition). Ces interactions se produisent souvent conjointement. Par exemple, certaines espèces comme les 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 souvent réciproque comme le montrent les études de Friedman *et al.* (1996a et 1996b) sur la rétroaction de la végétation influençant 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.).

3.2. Des écosystèmes structurés par les actions anthropiques

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... 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.

Au cours du XX^{ième} siècle, les sociétés riveraines, majoritairement rurales, ont enregistré de nombreuses mutations économiques et sociales : replis sur les terres les plus fertiles, spécialisation, modernisation des pratiques culturelles (mécanisation, motorisation, recours aux intrants chimiques), exode rural, déprise agricole,... (Mazoyer & Roudart, 2002). L'abandon des espaces riverains s'est traduit par un vieillissement des ripisylves préexistantes et par une recolonisation végétale spontanée des étendues abandonnées (Liébault et Piégay, 2002). Cette augmentation des surfaces boisées a concerné une grande partie du réseau hydrographique ; font exception les cours d'eau dont les marges continuent à être économiquement intéressantes (les régions d'élevage) ou ceux sur lesquels les crues sont contrôlées permettant à moindre risque une implantation humaine sur la rive immédiate du lit mineur (ex : Rhône, Saône).

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

La modification des flux d'eau et de matières 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 (photo 7), 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). 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 méandre a diminué sa longueur et augmenté sa pente, avec comme conséquence 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 des aulnes. De plus, ces impacts sont renforcés par le développement de l'agriculture au sein du bassin versant et l'augmentation corrélative des sédiments en suspension (Nakamura *et al.*, 2002).

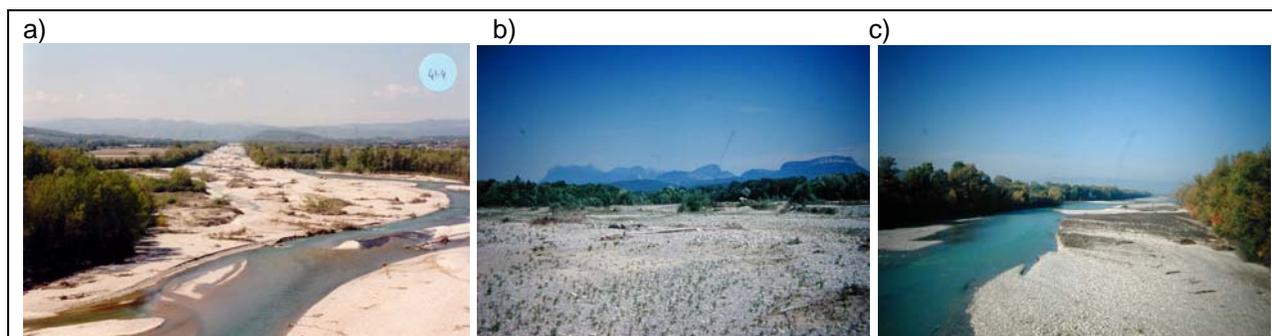


Photo 7 : a) réserve naturelle des Ramières du val de Drôme avec b) une zone de tresse active offrant de larges espaces de remaniement propice à la régénération des milieux pionniers et c) une zone endiguée avec un lit moins large et des formes fluviales moins complexes.

L'incision du chenal principal est également un phénomène qui peut influencer l'évolution de la végétation, en modifiant les conditions d'alimentation en eau et en favorisant les essences mésophiles et méso-xérophiles ainsi que les essences collinéennes comme le charme (Bravard *et al.*, 1997).

Sur l'Ain, les phénomènes d'incision et d'exhaussement modifient l'altitude relative des boisements et donc leur degré de connexion avec le chenal et la nappe. A moyen terme, ces modifications influencent la croissance ligneuse dans le sens d'une diminution sur les sites incisés (encadré V).

La **construction de barrages** modifie la dynamique hydro-géomorphologique des secteurs aval (Brandt, 2000). En conséquence, 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 (USA), 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 créant une discontinuité floristique en empêchant les échanges biologiques entre l'amont et l'aval (Andersson *et al.*, 2000) (figure 11). En revanche, 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), il y a apparition de nouveaux espaces comme le delta des retenues et donc développement d'une nouvelle diversité.

Encadré V – Les effets de l'incision du chenal**A. Impact sur la croissance du frêne dans la basse vallée de l'Ain**

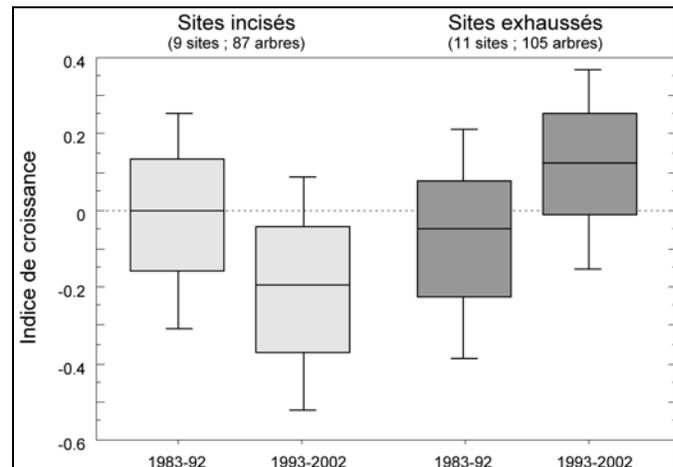
L'incision du chenal entraîne une augmentation de l'altitude relative des parcelles forestières et donc une diminution de la connexion hydrologique à la nappe et de la fréquence d'inondation. Par exemple, sur la photographie 8, l'unité forestière est installée sur une couche de substrat perméable composé d'alluvions fines dans la partie supérieure et de galets dans la partie inférieure. Du fait de l'incision, la rivière coule actuellement une grande partie de l'année non plus dans ses alluvions quaternaires mais dans des dépôts argileux plus anciens et imperméables. L'alimentation en eau du substrat, notamment par remontées capillaires, est donc fortement affectée.



Photo 8 : berges d'érosion sur un site incisé de la basse vallée de l'Ain.

La mobilité verticale du chenal entraîne une évolution du degré de connexion avec la nappe et donc de la croissance de la végétation. Cet effet sur la croissance radiale du frêne a été mesuré en comparant des prélèvements dendrologiques effectués sur des individus d'âges comparables situés dans des secteurs incisés et exhausés (figure 17). Ainsi, sur la période 1983-1992, les croissances observées sont comparables dans les deux types de contexte ; alors que sur la période suivante, les **sites exhausés enregistrent des valeurs supérieures** à celles des sites situés dans les secteurs incisés que l'enfoncement du lit a fini par déconnecter.

Figure 17 : croissance du frêne sur des sites incisés et exhausés de la basse vallée de l'Ain.

**B. Impacts socio-économiques de l'incision de la Drôme (Landon, 1999)**

L'enfoncement du lit Drôme, du fait d'un déficit sédimentaire résultant principalement des extractions de granulats, constitue un vrai problème de développement local. Ainsi, il affecte les ouvrages et conduit à l'amenuisement de la ressource en eau. Ce phénomène a un coût économique :

- sur les 68 Km de protection de berges, 8 Km ont été déstabilisés en 1995 (1 km de digue = 457 000 à 610 000 Euros).
- 43 ponts doivent être entretenus, un a été détruit en 1995.
- 18 seuils transversaux doivent être maintenus en état ; 3 ont été détruits en 1991 (un seuil = 1 525 000 Euros),
- 2 M. de m³ d'eau sont perdus par abaissement des nappes.

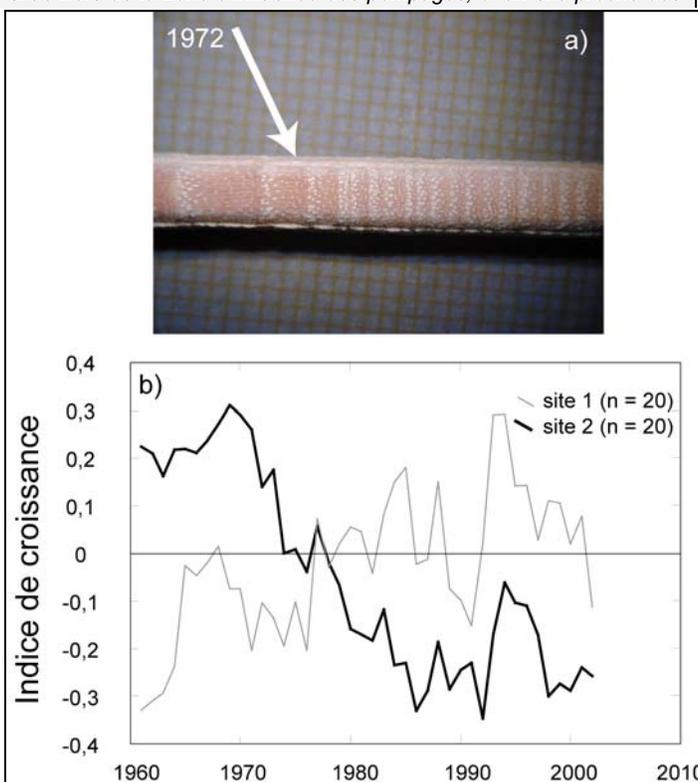
Les **pompages** dans la nappe d'accompagnement du cours d'eau, qu'ils soient à des fins agricoles (irrigation), pour des usages domestiques (alimentation en eau potable) ou industriels, sont également susceptibles de modifier les conditions de connexion hydrologique verticale des unités forestières et donc d'influencer l'évolution du peuplement (encadré VI).

Encadré VI - Effet des pompages industriels sur la croissance du frêne sur le site de l'île de la Platière

La croissance radiale du frêne a été mesurée par prélèvements dendrologiques sur deux sites de l'île de la Platière (Rhône moyen) : un site témoin (site 1), considéré comme celui de référence situé hors de la zone d'influence des pompages, et un site proche des pompages (site 2). Les résultats montrent que ce dernier 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 (figure 18), alors que le site témoin connaît plutôt une augmentation de la croissance. En valeurs brutes, la largeur moyenne des cernes pour le site 2 sur la période 1963-1972 est de 0,47 cm contre une valeur de 0,16 cm sur la période 1993-2002.

Figure 18 :

- a) réduction de la largeur des cernes observée sur un frêne du site 2,**
- b) chronique médiane de la croissance ligneuse sur les deux sites de l'île de la Platière (site 1 : référence ; site 2 : proche des pompages).**



3.2.2. 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 XIX^{ième} et au début du XX^{ième} siècle 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) ou encore le Giffre (régime juridique particulier du royaume de Piémont Sardaigne) (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), etc...

Dans le marais de Chautagne à l'amont de Lyon, jusqu'à la fin de XIX^{ième} siècle, 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 & Bichon, 2003). A partir des années 30, 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 peuplier de culture et d'aulne (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".

La **fragmentation du corridor fluvial** est un autre impact direct des activités humaines sur les boisements riverains. Dans la vallée de l'Arve, par exemple, le développement des extractions de graviers dans les années 60-70 pour la construction de l'autoroute A-40 a profondément modifié le paysage : apparition de nombreux plans d'eau liés aux extractions, diminution des surfaces boisées, augmentation du nombre d'unités forestières isolées, et donc fragmentation du corridor (encadré VII).

Sur un même espace, les actions anthropiques sont la plupart du temps **à la fois 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),
- abandon des surfaces, construction de digues, drainage et plantation sur le haut-Rhône (Pautou & Décamps, 1985) (photo 9),
- 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).

Photo 9 : paysage de plantation sur le haut-Rhône, site de Bregnier Cordon. Au premier plan une coupe rase après l'exploitation de la parcelle, en arrière plan des plantations en alignement avec sous étage broyé.



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.

En résumé, 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 (figure 19). 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).

Figure 19 : mosaïque des unités végétales à la confluence de l'Ain et du Rhône, chaque figuré et chaque couleur représente une unité phytosociologique différente (pour la légende voir Pautou & Girel, 1986).



Encadré VII - fragmentation du corridor de la vallée de l'Arve (Plaine de Contamines en aval de Bonneville).

Dans le cadre d'un projet de restauration du programme LIFE Environnement « eau et forêt », l'évolution du corridor dans la plaine de Contamines en aval de Bonneville a été reconstituée par analyse diachronique des photographies aériennes. A l'échelle des 60 dernières années, nous observons (figure 20) :

- une augmentation de la superficie des boisements entre 1936 et 1961 du fait de la rétraction et de la végétalisation de la bande active,
- l'apparition des plans d'eau liés aux extractions de granulats entre 1961 et 1973,
- une baisse corrélative des surfaces boisées entre 1961 et 1973 et
- une augmentation du nombre de taches forestières par fragmentation des unités existantes avant 1973 (à surfaces de forêts comparables entre 1961 et 2000, le nombre de taches a été multiplié par 2,5).

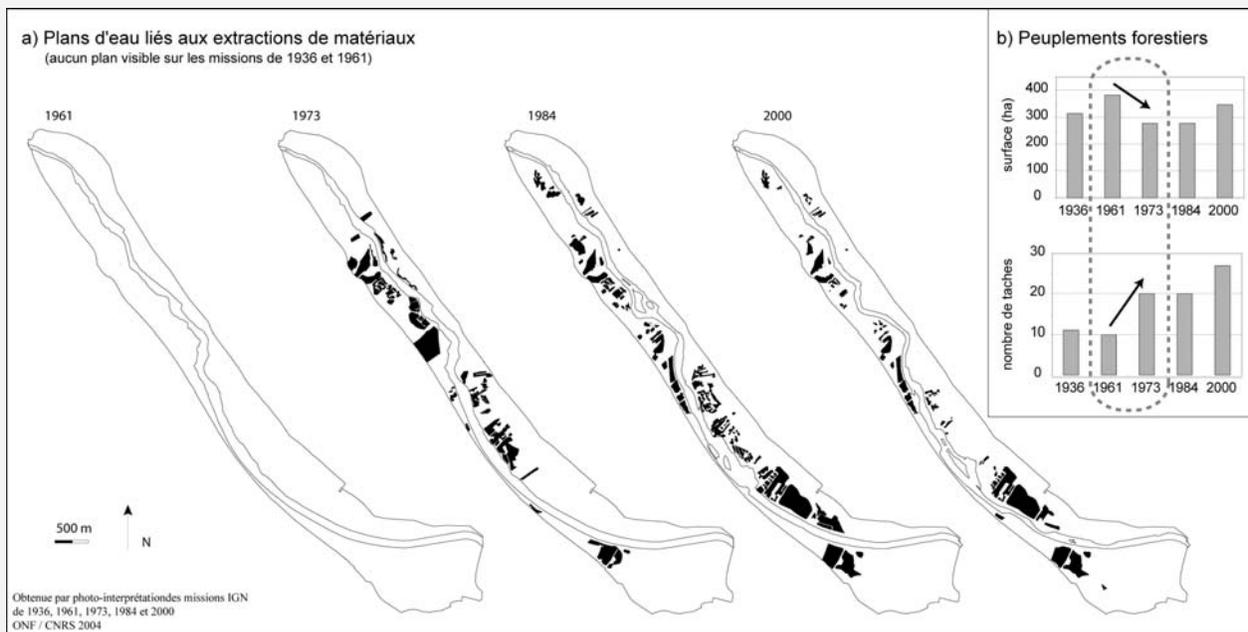


Figure 20 :a) apparition des plans d'eau liés aux extractions, b) évolution de la surface et du nombre d'unités boisées.

A4. Un espace boisé à gérer

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 de la gestion des forêts alluviales émerge dans les années 1970** dans la sphère scientifique grâce aux premiers travaux scientifiques sur le Rhin dans la plaine d'Alsace et sur le cours français du haut-Rhône. Ces travaux ont permis de formuler les premières préconisations en matière d'aide à la décision au début des années 1980 avec l'émergence d'un souci de conservation de ces milieux patrimoniaux (plan de protection de la forêt rhénane lancé en 1978 ; Yon & Tendron, 1981). Au cours des années 1980 et 1990, les études se poursuivent sur le Rhin et le Rhône ; elles s'étendent à d'autres hydrosystèmes : la Garonne, l'Adour, l'Ain, l'Isère, la Loire... Durant ces deux décennies, le transfert en matière de gestion est assez timide (manque de références, d'exemples de gestion...) et essentiellement le reflet de démarches locales. En effet, les gestionnaires ne possèdent que peu d'outils spécifiques et, dans de nombreux cas, doivent assurer une protection réglementaire et foncière avant de mettre en oeuvre une véritable logique d'intervention. Pour forcé le trait, la gestion forestière des milieux riverains a longtemps été partagée entre, d'une part **la non intervention** comme mesure de conservation et la **coupe rase associée à la plantation** comme mesure de production. Notons que localement des pratiques sylvicoles traditionnelles perdurent mais elles sont le plus souvent le fait d'initiatives individuelles (ex : coupe de bois de chauffe par le propriétaire pour sa consommation personnelle) et concernent de petites surfaces (exception faite du taillis sous futaie dans la plaine Rhénane).

Durant cette période, et de façon assez surprenante, le **monde forestier et technique est resté assez en retrait** de ce mouvement. Ainsi, par exemple, dans la revue des « Annales de 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 du monde 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 60 : 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 indirecte. Il s'agit notamment d'études relatives à des essences comme le frêne ou l'aulne mais qui se situent en dehors du contexte alluviale et toujours dans une logique de production de bois (Devauchelle & Levy, 1977 ; Legoff & Levy, 1984) ou dans le cadre d'aménagements plus vaste (ex : Duchaufour *et al.*, 1961). Ces derniers présentent une étude phytosociologique et les principes de l'aménagement de la forêt d'Argonne. 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 méso-hygrophiles. 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 (moins de 40 ans) ; 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 (notons que ces derniers ont eu parfois du mal à passer de la théorie à la pratique, ainsi qu'à communiquer avec les non scientifiques),

- les forestiers sont historiquement perçus comme des adversaires du mouvement de conservation des forêts alluviales porté essentiellement par le monde associatif et scientifique (qui par ailleurs se sont positionnés parfois plus dans une logique d'affrontement que de collaboration),
- 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, l'absence de la prise en compte de la multifonctionnalité des forêts, notamment la possibilité de concilier production et préservation, a longtemps cantonné les forestiers hors de la sphère environnementale...

Depuis les dix dernières années, un certain nombre de publications et de guides confirme qu'une **demande croissante en matière de connaissances et de références** émerge 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 et Corse (Boyer, 1998), recommandations de gestions de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage Suisse (Roulier *et al.*, 1999), guide de l'Agence de l'Eau Rhin Meuse (Jund *et al.*, 2000), guide 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, 2001 ; Conservatoire des sites Alsaciens & Office National des Forêts, 2004)...

4.1. Notions d'actif naturel et de fonction spécifique

Les milieux riverains, compte tenu de leur structure et de leur fonctionnement, sont susceptibles d'assurer un certain nombre de fonctions écologiques : 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 (stockage et recyclage des nutriments, stockage des métaux lourds et toxines, puits de CO₂, stockage temporaire des sédiments, héritages naturels, récréation, esthétique, laboratoire naturel de recherche, réduction des inondations à l'aval, recharge des aquifères, productivité secondaire du type poisson, ressource en bois). Notons cependant que l'évaluation économique de ces fonctions et de ces services 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)

4.1.1. Patrimoine naturel

Les hydrosystèmes présentent une **diversité de milieux** et une **diversité spécifique** associée (cf. encadré VIII) 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. Sur la Loire (500 km entre le Charolais et l'Anjou), Cornier (2002) identifie 51 écosystèmes principaux et inventorie au total 1340 taxons vasculaires. En échantillonnant sur 335 km de l'Adour, Tabacchi (1992) dénombre 1600 taxons au sein du corridor.

A l'échelle européenne, les forêts alluviales présentent des **milieux remarquables**, considérés comme menacés et qu'il convient de protéger. Elles sont d'ailleurs pour la plupart classées comme prioritaires en annexe I de la directive européenne habitats. Notons que 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 en termes de faune qu'à la présence d'espèces protégées (Michelot *et al.*, 2003 ; Frochot *et al.*, 2003).

Encadré VIII - Degré de diversité

Différentes échelles de perception de la diversité peuvent être prises en compte :

- 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 (écosystèmes complexes, 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). A l'échelle d'un paysage, la diversité dépend également de la nature des espèces présentes au sein de chaque écosystème (composition spécifique). La diversité spécifique ne prend aucunement en compte la présence des espèces patrimoniales (menacées, vulnérables). Il ne faut pas confondre rareté et diversité.
- 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. La conservation de cette forme de diversité peut passer par une politique de préservation du patrimoine génétique d'espèces en régression, comme les essences pionnières (*P. nigra*, *Salix sp.*), l'orme ou la vigne sauvage.
- 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.

4.1.2. Corridor biologique

A l'échelle régionale, le corridor fluvial est un élément clé d'amélioration de la valeur écologique du paysage (Naiman *et al.*, 1993). Les boisements de berge lorsqu'ils présentent une continuité suffisante jouent le rôle de corridor biologique avec un effet positif sur les communautés biologiques. 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, si un corridor n'est pas toujours assez important 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 métapopulation, 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). Ainsi, des habitats forestiers trop fragmentés limitent la possibilité de 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). L'effet de cette fragmentation sur la diversité biologique est plus difficile à évaluer (Zuidema *et al.*, 1996).

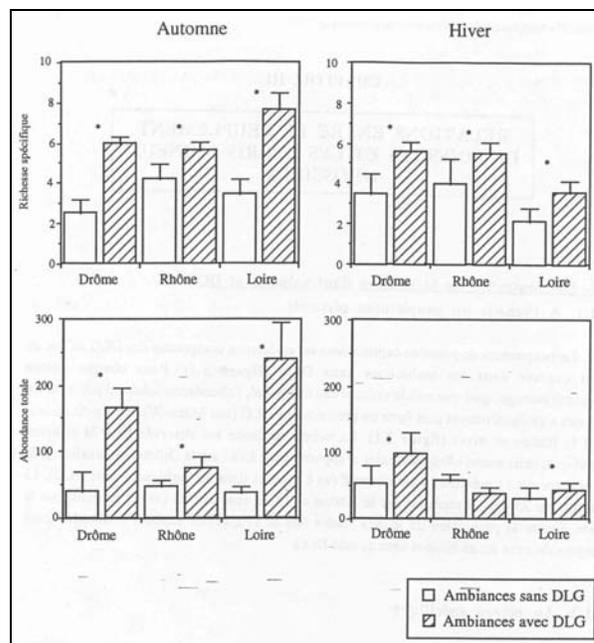
4.1.3. Habitat piscicole

Les boisements riverains influencent les peuplements piscicoles selon plusieurs modalités : **production d'habitats**, **modification des conditions d'éclairage** et de **température**, participation aux **réseaux trophiques** des espèces aquatiques. De plus, le **bois mort** produit par ces boisements est un facteur de diversification des habitats dans le lit du 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 et Montgomery, 1996 ;

Thévenet, 1998 ; Dufour *et al.*, sous presse). De fait, le bois mort est 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) (figure 21). En berge, les systèmes racinaires sous cavés offrent également un élément de diversification de l'habitat.

Figure 21 : comparaison de l'abondance et de la richesse des populations piscicoles sur la Drôme, la Loire et le Rhône pour des sites sans et avec bois mort (ambiances sans et avec Débris Ligneux Grossiers), les astérisques indiquent des différences significatives (Thévenet, 1998).

Sur les cours d'eau de petite taille, 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 certaines espèces de poissons sensibles aux températures, comme les salmonidés.



4.1.4. Ressource forestière

La productivité des forêts alluviales est variable selon le contexte géographique, le type d'unité et le degré de connexion avec la nappe. 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 (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 m³.ha⁻¹.an⁻¹ pour les unités les plus sèches et 12 m³.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 CH₄ ou NCO₂) (Kozlowski *et al.*, 1991). Ainsi, Mitsch *et al.* (1991), dans des forêts marécageuses du Kentucky (USA), 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.

4.1.5. Qualité de l'eau

Comme nous l'avons vu précédemment, la ripisylve joue un rôle important dans les cycles biogéochimiques. Ainsi, 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) (tableau I). Ainsi, 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 sont plus difficiles à étudier), il est possible de dégager les éléments essentiels qui contrôlent cette capacité (cf. Pinay & Clément 2003 ; Ruffinoni *et al.*, 2003).

Tableau I : pouvoir épurateur des zones alluviales, données rassemblées par Ruffinoni et al. (2003) à partir de 14 publications scientifiques portant sur l'eau de nappe. La réduction de charge correspond au rapport entre d'une part les sorties moins les entrées et d'autres part les entrées.

Couvert végétal	Eléments	Largeur de la zone d'influence (m)	Réduction de la charge (%)
Ripisylve	Azote	25	68
Ripisylve	Azote	19 / 50	93 / 99
Ripisylve	Azote	16 / 47	93 / 98
Végétation riveraine	Azote	19	50
Ripisylve/marais	Azote	16	99
Aulnaies	Azote	10	70
Ripisylve	Azote		50 à 60 et 90
Végétation riveraine	Azote		99
Peupliers/prairie	Azote	5 / 17	100 / 84
Ripisylve	Azote	60	95
Forêt alluviale	Azote / phosphore	5 à 100	100
Ripisylve/forêt alluviale/forêt humide	Azote	50 à 380	10 à 95
Ripisylve	Azote		80
Ripisylve/forêt alluviale/forêt humide	Azote / phosphore	2 à 100	37 à 73 et 62 à 76

En ce qui concerne les pollutions azotées, principalement deux processus 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 maximum en période de végétation et dénitrification en période de hautes eaux.

La dénitrification par activité bactérienne est un processus de transformation des nitrates (NO₃⁻) vers de l'azote sous forme gazeuse relâchée dans l'atmosphère (N₂). Cette transformation se déroule uniquement en condition anaérobie, car en l'absence d'oxygène libre les bactéries dénitrifiantes utilisent celui 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 en partie un stockage transitoire, dans la mesure où, à la mort des individus, les produits sont relargués dans le système. Les quantités consommées directement sont liées à l'activité photosynthétique, elles sont donc maximales en période de végétation.

4.2. Notions de contrainte et de risque naturel

Si les forêts alluviales présentent de nombreuses aménités positives, il est vrai que dans certains contextes, elles représentent également une contrainte au développement ou au maintien des activités humaines.

4.2.1. La production de bois mort

La production de bois mort est une des principales conséquences de la présence d'une forêt alluviale développée en bord de cours d'eau. L'entrée du bois mort 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 les longueurs de fût sont supérieures 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. L'ampleur de cet élargissement dépend fortement des conditions locales (largeur de la plaine alluviale, affleurement du substratum, occupation des berges, présence de digues, de seuils et d'ouvrages de franchissement, ...). 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 (photo 10) et engendrer deux types de problème :

- **l'affouillement des fondations** et donc la déstabilisation de l'ouvrage,
- 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. Il est également à noter que l'architecture de l'ouvrage est essentielle dans la formation de dépôts de bois mort (forme des piles, tailles des arches...).

Photo 10 : accumulation de bois mort sur le pont de Montmélian traversant l'Isère dans la combe de Savoie (cliché : B. Moulin).

4.2.2. Les inondations

En matière de gestion de l'inondation, il faut distinguer deux aspects : les conséquences locales et les conséquences à l'aval.

Localement, en période de crue, une ripisylve dense peut jouer le **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. De plus, la présence de bois mort accroît la rugosité du lit, ralentit les écoulements et augmente ainsi la fréquence des débordements. Cependant, l'effet hydraulique d'un embâcle diminue lorsque le débit augmente dans la mesure où la part relative occupée par la structure dans la section mouillée se réduit (Gippel *et al.*, 1994). De fait, dans les cours d'eau à faible pente, la surélévation de la ligne d'eau résultant d'un embâcle est bien souvent modérée (une augmentation du niveau d'eau de 1 à 3% pour une obstruction de 70 % de la section du chenal). Ainsi, un secteur avec du bois mort et une ripisylve large et rugueuse peut contribuer, toujours en période de crue, 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.

4.2.3. La consommation en eau des ripisylves

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 d'eau** pour son activité physiologique. Cette question se pose avec acuité en milieu méditerranéen où coïncident basses eaux et période végétative et ce, au niveau de tronçons où les besoins humains sont les plus importants (AEP 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 importantes d'eau, que ce soit au niveau du peuplement (Pivec, 2002) ou au niveau d'une espèce comme le frêne (Besnard & Carlier, 1990). Cependant, pour cette dernière, Carlier *et al.* (1992), montrent que lorsqu'elle pousse dans des milieux moins bien alimentés en eau (station méso-xérophile 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 ; de fait, les prélèvements de la ripisylve seront d'autant plus significatifs que la nappe est de faible importance.

4.3. 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 mode de fonctionnement (interactions biologiques internes, échanges avec les autres compartiments de l'hydrosystème), à un instant donné, représentent son **état actuel**. Comme nous venons de le voir, cet

état est le résultat 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 développés se basent sur deux options qui sont d'une part la conservation des zones présentant encore un niveau fonctionnel élevé et d'autre part la restauration des zones dégradées. La restauration, au sens large, recouvre en réalité de nombreuses pistes de gestion qui visent toutes à améliorer la quantité et la qualité écologique d'un type de milieu ayant subi une modification du fait des actions humaines (revalorisation, réhabilitation, revitalisation,...) (encadré IX). Il s'agit donc de modifier l'état actuel pour se rapprocher au maximum d'un **état souhaité** (objectif fixé par la société).

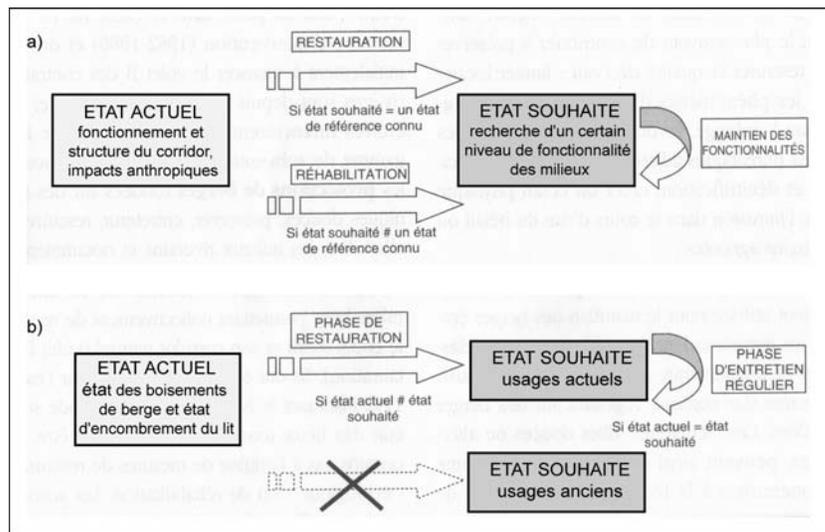
Encadré IX - Restauration, renaturation, entretien, ...

Pour les scientifiques, la **restauration écologique** correspond au « rétablissement des fonctions de la ripisylves ainsi que des processus chimiques, biologiques et physiques ayant cours avant la perturbation » (National Research Council, 1992). Notons qu'au sens strict, la restauration ne concerne que les projets qui visent au retour de la structure et du fonctionnement ayant cours avant la perturbation. Dans une acceptation plus large, « il s'agit 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) (figure 22a). Dans ce sens, on parle également d'une **réhabilitation**, qui n'implique pas un retour à l'état d'avant la perturbation. En suisse francophone, les termes de **revitalisation** et de **revalorisation** sont employés, respectivement pour la restauration des régimes hydrologique et de transport solide et pour l'amélioration des habitats (Roulier et al., 1999). L'**amélioration** est une modification d'un attribut structurel ou fonctionnel pour favoriser ou maintenir une espèce ou un habitat.

En France, dans la pratique, le terme de restauration est très souvent lié à l'**entretien** (figure 22b). Ainsi, la loi du 2 février 1995 définit le terme de restauration pour les cours d'eau comme l'«ensemble des interventions sur le lit, les berges, la ripisylve et les annexes fluviales, nécessaires au bon fonctionnement physique et écologique du cours d'eau ». Il se réfère à une phase préalable à un plan d'entretien. Rappelons qu'au regard de la loi, l'entretien a pour objectif le maintien du lit dans ses dimensions « naturelles » par diverses pratiques : curage du chenal, enlèvement des embâcles, faucardage de la végétation aquatique, élagage et recépage de la végétation de berge...

Figure 22 : utilisation du terme « restauration » dans le cadre

- a) d'un projet de réhabilitation à l'échelle du corridor,
- b) de la gestion et de l'entretien de la végétation de berge (modifié d'après Boyer & Piégay, 2003).



Partie B - Diagnostiquer

***Caractériser et évaluer les
potentialités d'un site***

Logique d'une gestion cohérente du chenal et des forêts

La démarche complète permettant la mise en œuvre sur un tronçon de cours d'eau de mesures de gestion peut être décomposée en 3 étapes (figure 23) :

1. Définir des ensembles cohérents de gestion (en termes de fonctionnement de l'hydrosystème, de continuité des boisements, de statut foncier,...) (cf. § B1)
2. Réaliser un diagnostic fonctionnel de ces ensembles et définir des unités homogènes de gestion (cf. § B2)
3. Afficher des objectifs clairs pour chaque ensemble et proposer des modalités de gestion pour chaque unité au sein des ensembles (cf. § C)

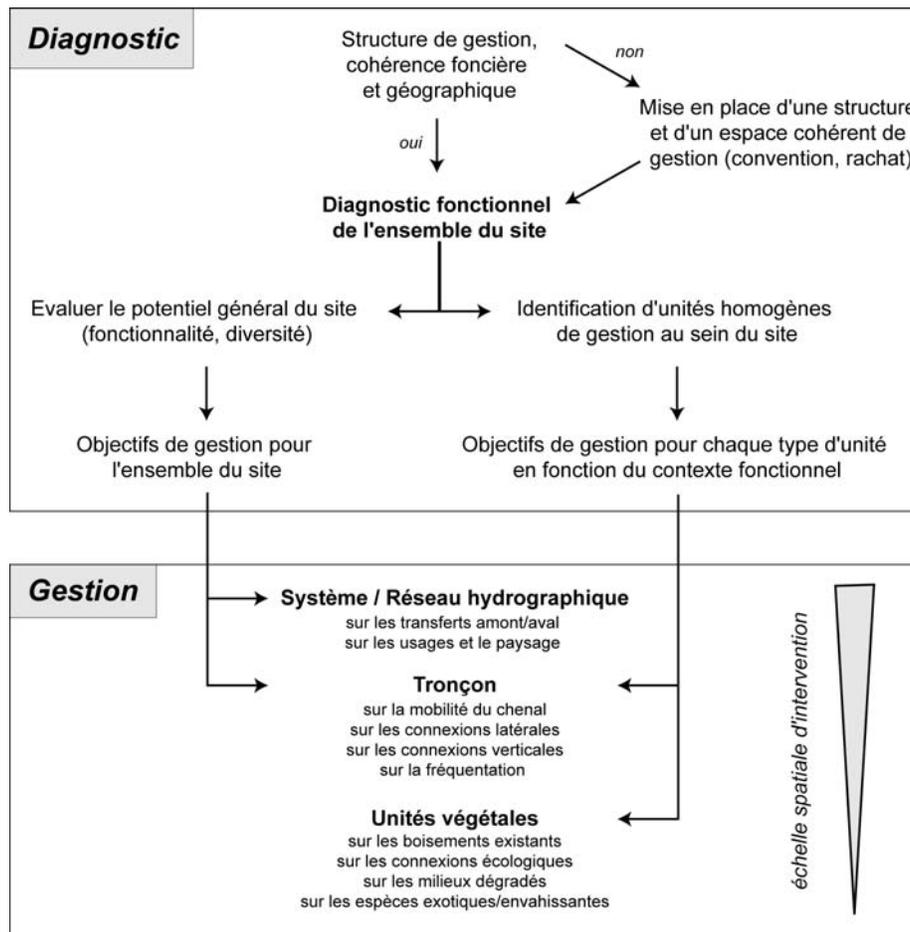


Figure 23 : logique de gestion des forêts alluviales. Pour un tronçon faisant déjà l'objet d'une logique de gestion, certaines étapes de la démarche décrite ici sont inutiles.

B1. Cohérence spatiale des boisements et structure de gestion

1.1. Etendue et continuité physique

Pour permettre une action à l'échelle la plus large possible, l'entité gérée doit constituer un **espace le plus vaste possible**. En effet, il est plus délicat pour le gestionnaire de peser par exemple dans la gestion des débits à l'aval d'un barrage si le site dont il s'occupe s'étend sur quelques hectares que s'il occupe plusieurs centaines d'hectares. 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 côté 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, 2004).

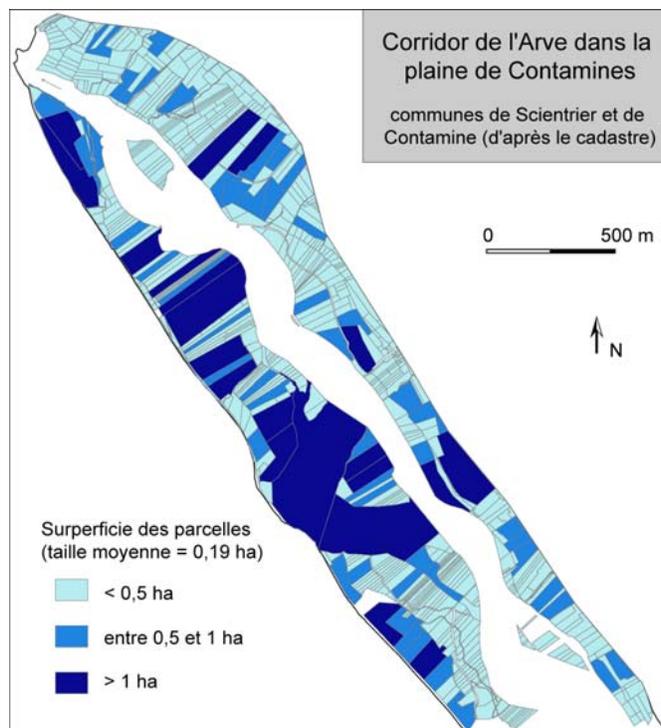
Dans les cas où la gestion du boisement est réalisée dans le cadre d'une procédure réglementaire (ex : contrat de rivière), la délimitation des surfaces concernées se fera naturellement dans l'enveloppe territoriale de ce cadre.

1.2. Droit de la propriété

Le premier 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 au fil des 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. Ainsi, les 88 ha de corridor bordant l'Arve au niveau des communes de Scientrier et de Contamine, appartiennent à plus de 130 propriétaires différents (80 ha de terrains privés) (figure 24).

Figure 24 : parcellaire du corridor de l'Arve.



La cartographie de ces informations foncières (couche cadastrale, régime juridique, mesures réglementaires, servitudes) peut être longue à réaliser. Dans ce cas, des mesures spécifiques de concertation et d'acquisition foncière doivent être développées pour mobiliser les propriétaires (cf. § C 3.2.3.).

Ces éléments quelques peu théoriques sur la délimitation d'un espace cohérent de gestion sont évidemment à adapter dans chaque contexte. Les contraintes sociales, économiques et politiques obligent souvent 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.**

1.3. Une structure de gestion efficace

Le second élément fondamental pour asseoir une logique de gestion d'un site à moyen et à long terme est la **mise en place ou l'existence d'une structure de gestion**. Le rôle de celle-ci est d'assurer l'ensemble du processus de gestion depuis la réflexion en amont de la définition des objectifs jusqu'au travail de mise en œuvre qui découle de ces objectifs. Pour cela, et avant de développer une approche technique, la structure en question doit être reconnues des interlocuteurs concernés par la gestion du site et avoir la possibilité d'agir à l'échelle spatiale adéquate. Cette structure doit également constituer le garant du suivi de l'évolution du site et des actions engagées. La question du choix de la bonne structure dépend essentiellement de l'échelle, des enjeux et du contexte local (notamment du foncier). Souvent, la préexistence d'une structure débouche sur la prise en charge de la gestion des boisements par celle-ci. La création d'une nouvelle forme de structure peut être le fait d'un individu, ou d'un groupe d'individus regroupés en association, particulièrement motivé par la conservation d'un site ou d'une volonté politique locale. Dans tous les cas, la concertation entre les structures et la complémentarité des échelles spatiales sera recherchée. Pour la gestion d'un site, nous pouvons distinguer schématiquement 3 types de structures différentes :

- Les **gestionnaires de milieux naturels**. Ce sont généralement des structures qui possèdent une bonne connaissance technique et qui assurent localement une gestion efficace. Elles sont soit affectées à la gestion d'un site unique et donc possèdent une bonne connaissance du site (ex : RN), soit dédiées à la gestion de plusieurs sites non continus (ex : conservatoire, ONF). Ce dernier cas présente trois inconvénients potentiels : l'absence d'un conservateur affecté à chaque site, le risque d'une trop grande standardisation des modalités de gestion et le risque d'une discontinuité temporelle dans la gestion.
- Les **communes**. La gestion est alors assurée par le personnel communale. Si une telle situation est favorable à l'implication locale (élus et riverains), elle pâtit parfois d'un manque de formation des personnes aux enjeux spécifiques de la gestion des forêts riveraines. Surtout, il est rare que les limites communales dessinent un espace cohérent de gestion. Notons que les communes peuvent se faire « aider » par un gestionnaire de milieux naturel (ex : forêts relevant du régime forestier).
- Les **structures intercommunales**. Il s'agit de communes regroupées dans le cadre d'une gestion thématique sur l'eau (SAGE) ou d'une gestion plus globale (ex : PNR). Ces regroupements possèdent théoriquement l'avantage de pouvoir agir à une échelle plus large que les structures gérant un seul site. Mais leur poids réglementaire est souvent limité et leur personnel n'est pas toujours formé aux enjeux spécifiques de la gestion des forêts riveraines.

B2. Diagnostic : caractérisation et suivi du site et des boisements riverains

Dans cette partie, nous proposons des éléments concrets pour **décrire et suivre les boisements riverains d'un site**. La connaissance du site et des boisements est en effet fondamentale pour évaluer les potentialités et les enjeux et donc pour proposer des modalités de gestion adaptées. **Deux échelles sont prises en compte : l'hydrosystème et les unités forestières**. Que ce soit pour le corridor ou pour la forêt, deux aspects régissent le choix des paramètres de description et de suivi :

- **le (ou les) objectif(s) du gestionnaire**. Classiquement, les deux objectifs les plus visés (et retenus ici) sont la caractérisation du site et des boisements et le suivi de leur évolution.
- **le rapport entre les moyens mobilisables par le gestionnaire et la surface du site**. Dans la mesure du possible, les éléments que nous proposons par la suite permettent de moduler la nature et la quantité des paramètres à intégrer.

Nous proposons donc d'adapter le protocole selon les moyens humains et financiers de la structure porteuse et selon la superficie du site.

***Attention** : la stratégie et les paramètres présentés ci-dessous sont basés sur le protocole du réseau de Réserves Naturelles de France (Pont, 1994 ; Pont, 1995 ; Pont & Le Bot, 2002). De larges passages sont issus d'un texte proposé pour publication dans la Revue Forestière Française (Dufour & Pont, soumis). Ce protocole a été mis en place avec un objectif précis : suivre l'évolution de peuplements gérés en non intervention. Ainsi, les éléments présentés ne seraient être considérés comme définitifs et universels ou comme une recette « prête à l'emploi » quelque soient le contexte local et les particularités d'un site. Pour moduler le protocole en fonction de ces particularités, des propositions complémentaires ont été faites.*

2.1. Historique et fonctionnement actuel du corridor

2.1.1. Les flux d'eau

2.1.1.a. Le suivi des débits

La première information nécessaire est la mesure des quantités d'eau qui s'écoulent au sein du tronçon fluvial concerné, c'est-à-dire les débits. Il est indispensable de connaître la **variabilité temporelle de ces débits** : différences intra-annuelles et inter-annuelles. Des données concernant l'ensemble des stations de mesure du réseau hydrographique français sont disponibles sur le site internet de la banque nationale de données pour l'hydrométrie et l'hydrologie (<http://hydro.mde.tm.fr/>). L'accès à ces données est en grande partie gratuit (débits moyens journaliers, écoulements mensuels, niveaux de crue, débits classés...). Lorsqu'il n'y a pas de station de mesure sur le site proprement dit, le choix d'une autre station doit être judicieux, celle-ci devant présenter un fonctionnement hydrologique comparable avec celui du site. Pour cela, il faut s'assurer qu'aucun apport ou prélèvement d'eau important n'est effectué entre la station et le site (dérivation dans un canal, confluence...).

2.1.1.b. Le suivi des inondations

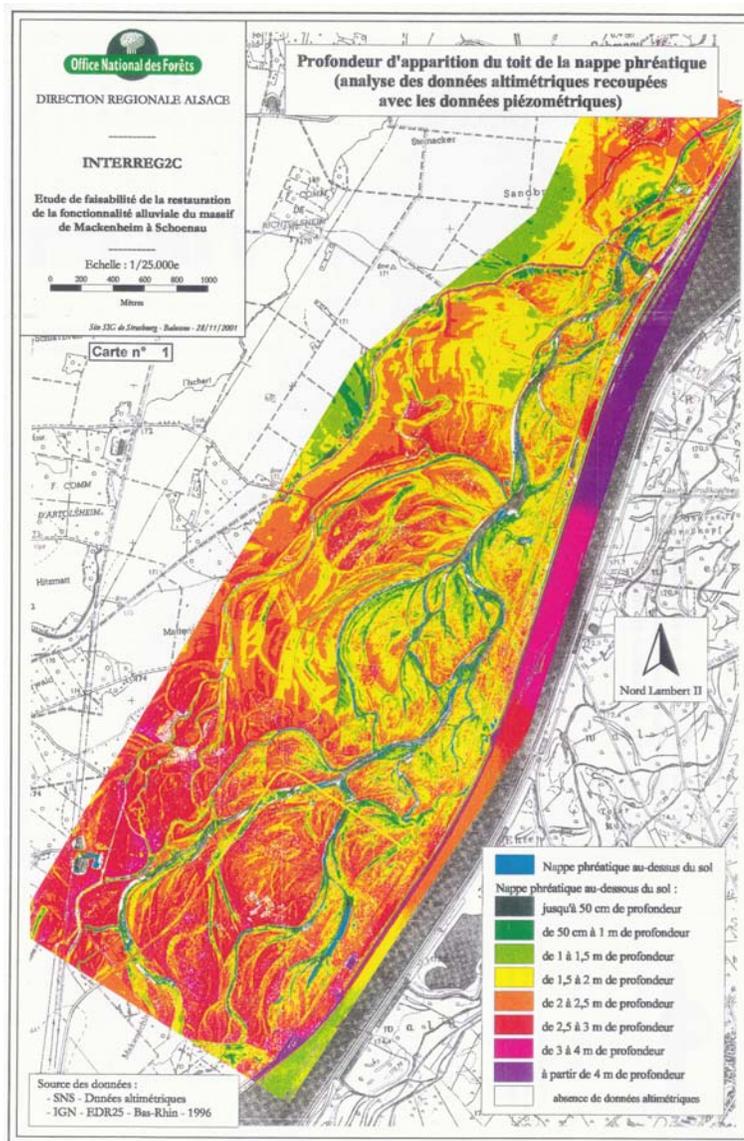
Il est possible de caractériser la **variabilité spatiale des écoulements en crue** par une carte des fréquences d'inondation. Pour cela, il faut prospecter l'ensemble du site après (voire pendant) chaque

événement de crue débordante, en indiquant les zones inondées pour le débit correspondant à la crue. Le relevé se fait soit manuellement sur un plan détaillé du site soit au GPS. Cela permet, en superposant l'extension du champ d'inondation de plusieurs événements, d'établir une carte de synthèse de la fréquence d'inondation des différentes unités topographiques du site. Evidemment, pour les sites les plus vastes, cette information sera plus délicate à obtenir de façon détaillée.

2.1.1.c. Le suivi de la nappe

Concernant les flux souterrains, le **niveau de la nappe d'accompagnement** peut être suivi par l'intermédiaire d'un réseau de piézomètres. Le moins coûteux est évidemment l'exploitation des données issues de piézomètres pré-existants. En effet, la mise en place de tels dispositifs nécessite un investissement lourd pour l'installation de puits, surtout lorsque le niveau de la nappe se situe au-dessous du toit du galet, et pour l'achat des sondes de mesure (compter au moins 1000 euros pour des sondes avec enregistreur automatique). Il est possible de réaliser la mesure manuellement, mais cela oblige à des passages réguliers. Les mesures manuelles donnent une vision spatiale de la position de la nappe, mais l'appréhension de la dynamique temporelle de cette position nécessite des mesures automatisées. Lorsque le réseau de piézomètres est suffisamment représentatif de l'ensemble du site, une modélisation de la nappe par interpolation permet de produire une carte de la profondeur du toit de la nappe. En couplant cette information avec un modèle numérique de terrain (c'est-à-dire l'altitude) du site, il est possible d'estimer pour un point donné la position relative de la nappe (ex : figure 25). Dans de nombreux cas, par manque de moyens ou compte tenu de la superficie du site, seuls quelques points seront équipés ; si cela n'autorise pas une description fine intra-site, cela permet au moins d'assurer un suivi temporel global pour l'ensemble du site.

Figure 25 : modélisation de la position de la nappe à partir de relevés piézométriques et d'un modèle numérique de terrain dans le massif forestier de Mackenheim-Schoneau (Durand, 2001).

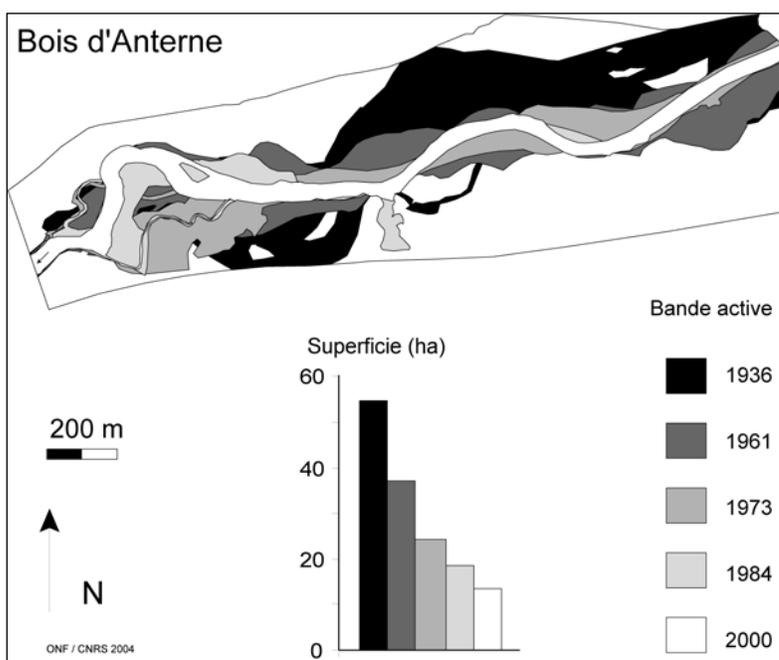


2.1.2. Retracer l'évolution historique des formes fluviales, de la forêt et de l'occupation du sol

Comprendre le fonctionnement de l'hydrosystème au moment où la démarche de suivi est engagée est essentiel pour l'interprétation des informations recueillies. Mais cette compréhension nécessite également de disposer d'une connaissance plus approfondie de l'évolution historique du site au cours des dernières décennies, voire des derniers siècles.

Il est rare de disposer sur l'ensemble d'un site de relevés anciens concernant la forêt, lacune que le suivi doit justement combler. Cependant, certains supports permettent d'analyser rétrospectivement la mise en place des différentes unités. L'exploitation des **photographies aériennes** de l'IGN permet de remonter dans l'histoire du site sur 50 à 60 ans (ex. : figure 26). Les premières missions disponibles sont issues du Service Géographique des Armées et datent de 1921. Mais la première couverture systématique de l'ensemble du territoire métropolitain n'a été achevée qu'en 1952.

La démarche consiste à rassembler dans un **Système d'Information Géographique** toutes les missions aériennes disponibles couvrant le site. Ensuite, pour chaque mission, les différentes unités sont digitalisées et renseignées selon leur physionomie (bande active, prairie, culture, végétation pionnière...). La fréquence des missions pour une zone donnée varie entre 3 et 10 ans. Lorsque le choix se présente, il est préférable de sélectionner l'échelle la plus fine possible sachant qu'elle est généralement comprise entre 1/20 000 et 1/30 000. Certaines prises de vues particulières, comme celles de l'Inventaire Forestier National (IFN), possèdent une échelle encore plus fine (1/17 500). En ce qui concerne l'émulsion des clichés, les épreuves couleurs, et surtout infra-rouges, offrent un meilleur confort lors de la digitalisation des unités végétales. Cependant, jusqu'en 1960 toutes les photographies étaient en noir et blanc et panchromatiques.



Pour remonter dans l'histoire de l'occupation des sols avant les années 1930-40, il est possible de se référer soit aux plans cadastraux soit aux anciens plans d'aménagements forestiers lorsqu'ils existent.

Sur le **cadastre** (1/10 000 ou 1/5 000 pour le tableau d'assemblage et 1 / 2 000 pour les feuilles), des informations existent sur le type d'occupation du sols : labour, friche, vigne... Il est généralement disponible aux archives départementales ou dans les communes concernées. Pour l'ensemble du territoire français, le cadastre napoléonien, dressé entre 1807 et 1850, constitue une bonne base.

Les anciens plans d'aménagement forestier concernent les cours d'eau sur lesquels la forêt était présente et exploitée avant la seconde guerre mondiale. Par exemple, sur le Rhin, cela a permis de retracer les différents modes de gestion dans les forêts de la ville de Strasbourg depuis la première moitié de XIX^{ième} siècle (Durand, 2003).

L'étude de la dynamique du chenal nécessite la mobilisation de techniques et de connaissances spécifiques à la géomorphologie fluviale.

Les déplacements en plan du lit sont retracés à partir des **documents anciens** comme les photographies aériennes ou les cartes anciennes (Bravard, 1991). La gamme est ici plus large que pour l'occupation du sol, car il est possible de prendre en compte des documents avec une échelle plus large comme les cartes d'état major (deuxième moitié du XIX^{ième} siècle, échelle variable entre 1/40 000 et 1/80 000), à titre indicatif la carte de Cassini (deuxième moitié de XVIII^{ième} siècle, échelle 1/86 400) et des documents anciens propres à chaque région (ex : mappe Sarde pour les départements de Savoie et Haute-Savoie, Atlas du Rhône de 1856 pour le cours français du Rhône au 1/10 000). Ce type d'analyse permet de caractériser les changements morphologiques passés au sein de la plaine et de fournir des éléments de prospective en termes d'évolution à venir.

Les phénomènes **d'enfoncement et d'exhaussement du chenal**, essentiels pour caractériser le contexte hydro-géomorphologique, sont principalement appréhendés par la comparaison de levés topographiques : profils en long du fond du lit ou de la ligne d'eau à l'étiage et profils en travers (Landon, 1996). D'autres mesures de terrain permettent également d'estimer ces phénomènes : comparaison du niveau de terrasses d'âge connu et du niveau actuel du chenal, mesure des hauteurs d'affouillement sur les ouvrages d'art, comparaison des courbes de tarages des stations hydrométriques...

Pour un site donné la première étape consiste à rassembler toutes les études déjà réalisées sur le site et d'identifier les lacunes éventuelles pour la compréhension du fonctionnement du tronçon. En effet, il est possible d'affiner la connaissance de la dynamique géomorphologique en effectuant des mesures plus poussées, par exemple pour mieux évaluer les transferts de charge sédimentaire. Cependant, leur mise en œuvre peut représenter un rapport investissement / informations très lourd à assumer pour une structure gestionnaire. Des collaborations avec des équipes de recherche scientifique peuvent alors être envisagées.

Encadré X - Détermination de l'espace de mobilité et anciens tracés du cours d'eau

L'approche historique développée en géomorphologie fluviale constitue un des fondements de la détermination de l'espace de liberté (cf. : Epteau – Latitude (1998) <http://www.eaurmc.fr/documentation/files/guide-tech-2.pdf>). Elle permet de distinguer un :

*« - **Espace de mobilité maximal (EMAX)**, correspondant généralement à l'ensemble du fond de vallée constitué de matériaux érodables (depôts holocènes ou fini-pléistocènes), soit sensiblement l'espace balayé par la rivière à l'échelle des derniers milliers d'années,*

*- **Espace de mobilité fonctionnel (EFONC)**, basé sur des critères essentiellement géomorphologiques et sédimentologiques. Les contraintes socio-économiques majeures (zones habitées, grosses infrastructures routières, ouvrages de franchissement) n'y sont pas intégrées, et pourront donc être protégées. Les contraintes socio-économiques secondaires (axes de communication communaux, puits de captage, certaines gravières de volume restreint, habitations isolées) y seront généralement intégrées (déplacement de puits menacés, rachat d'habitations menacées, etc.).*

*- **Espace minimal (EMIN)**, correspondant à la surface et à l'amplitude indispensables pour ne pas accentuer les dysfonctionnements hydrologiques, sédimentologiques ou écologiques observés. Cet espace est défini comme la restriction locale de l'espace fonctionnel avec un argumentaire adapté. »*

2.1.3. Garder la mémoire des événements de perturbation

La surveillance de l'hydrosystème donne une image lissée des événements qui affectent les milieux. Lorsque ces facteurs se manifestent de manière progressive et durable, l'établissement de chroniques moyennes permet d'enregistrer efficacement ces évolutions. Cependant, les écosystèmes sont également soumis à des perturbations ponctuelles pouvant profondément les modifier (Pickett & White, 1985 ; Otto, 1998). C'est pourquoi, il est important de conserver une trace de ces événements, qu'ils soient anthropiques (aménagement et gestion) ou naturels (crues, sécheresses, tempêtes, neiges lourdes). Par définition, les perturbations naturelles se produisent de manière aléatoire dans le temps, il est donc impossible de programmer le relevé de ces informations. Garder une trace de ces événements nécessite, lorsque la structure qui assure le suivi ne réside pas sur place, au moins une visite du site après la perturbation, pour évaluer son impact. Toutes les informations recueillies doivent être soigneusement retranscrites au propre et si possible localisées sur le plan du site, puis archivées. Comme pour l'ensemble des données collectées et des informations diverses ayant trait au suivi, un souci particulier doit être apporté au stockage des données.

2.2. Description et suivi des peuplements forestiers

Les deux objectifs de description et de suivi peuvent être appréhendés à **trois niveaux en fonction de la quantité d'indicateurs pris en compte**.

- **Niveau A : Cartographie des habitats**
- **Niveau B : Description des peuplements**
- **Niveau C : Description détaillée et suivi des peuplements**

Idéalement, la description et le suivi devraient prendre en compte un grand nombre de paramètres. Cependant, la structure gestionnaire en charge du suivi ne dispose pas toujours des moyens humains et financiers nécessaires pour développer un suivi très détaillé. Se pose alors la question de la sélection des paramètres. Pour guider le choix du gestionnaire, nous proposons de hiérarchiser les paramètres en fonction de l'échelle à laquelle ils s'appliquent et de l'investissement en temps qu'ils demandent. Ainsi, nous avons distingué 3 niveaux successifs de protocole du niveau A (le plus succinct) au niveau C (le plus complet) ; chaque niveau est détaillé dans la suite du texte.

Pour donner un ordre de grandeur en ce qui concerne le coût des relevés, il faut compter :

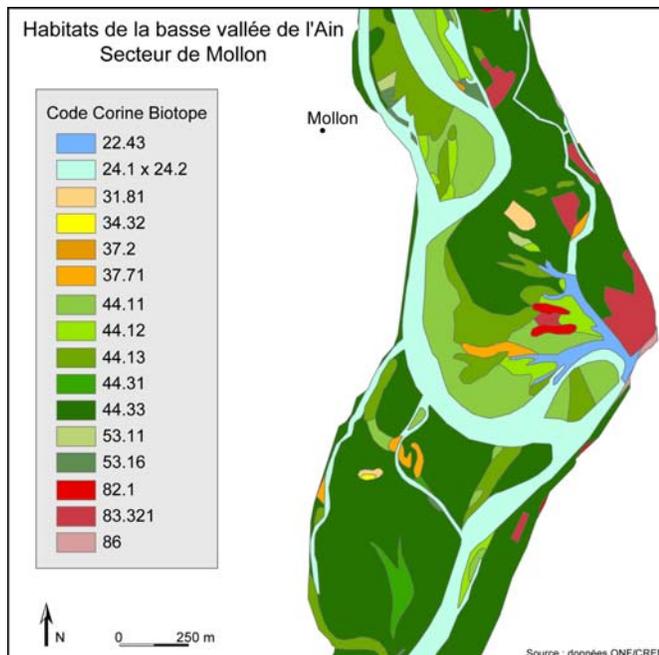
- entre une heure à une personne pour un simple relevé phytosociologique (sans le cheminement jusqu'à la placette et son implantation),
- une journée à deux personnes pour faire 3 à 4 placettes selon le niveau B du protocole proposé (implantation et saisie informatique des données comprises) et
- une journée à deux personnes pour faire 2 placettes selon le niveau le plus poussé du protocole proposé (implantation et saisie informatique des données comprises) ; ce qui représente entre 200 et 300 euros par placette (personnel et matériel compris, hors traitement des données).

2.2.1. Niveau A : Cartographie des habitats

Il s'agit ici d'établir une cartographie des habitats. Celle-ci constitue un préalable indispensable pour la connaissance et la gestion du site. Cette carte permet d'évaluer la localisation et la surface des habitats

présents sur un site à une date précise ; l'échelle de réalisation et de validité dépend de la taille du site à couvrir : entre 1/5000 (échelle des feuilles cadastrales) et 1/25000 (figure 27). A ce **niveau inter-habitats**, la part relative des différents types de végétation et son évolution sont les seuls indicateurs réellement mesurés et suivis par **comparaison diachronique de la carte des habitats**.

Figure 27 : cartographie des habitats de la basse vallée de l'Ain dans le secteur de Mollon.
Extrait de la carte réalisée par l'ONF et le CREN en 2003 sur l'ensemble de la basse vallée dans le cadre d'un programme LIFE par une prospection systématique et repérage GPS. Echelle de validité 1/25000 (Dumas, 2004). Pour la description des habitats cf. <http://www.natura2000.espaces-naturels.fr/>.



A l'échelle européenne, plusieurs systèmes de classification des groupements végétaux sont disponibles : Corine Biotope, classification de la Directive Habitat et plus récemment la classification Eunis (encadré XIII). La classification peut également se faire sur la base des groupes écologiques (au sens utilisé dans les catalogues de stations forestières).

Concrètement, cette carte est réalisée par prospection terrain. La reconnaissance préalable sur les photographies aériennes permet un gain de temps appréciable et une localisation parfois plus facile des unités.

Encadré XIII - classifications européennes et exemple de cartographie des habitats

- Corine Biotope (1991) : voir <http://www.natura2000.espaces-naturels.fr/> et <http://mrw.wallonie.be/dgrme/sibw/habitats/corine.html>
- Classification de la directive habitat (1999) : voir <http://natura2000.environnement.gouv.fr/habitats/idxhab.html>
- Classification Eunis (European Nature Information System) (2002) : voir <http://eunis.eea.eu.int/index.jsp>

2.2.2. Niveau B et C : Description des peuplements et description détaillée et suivi

Ces deux autres niveaux se situent à une **échelle intra-habitats**, dans le sens où l'objectif n'est pas de suivre la modification de la proportion de chaque habitat sur le site, mais l'évolution des caractéristiques des unités forestières. Dans une optique de gestion, des inventaires réguliers de la végétation doivent en effet permettre de :

- **caractériser globalement les entités écologiques d'un site et**
- **analyser l'évolution temporelle de placettes et de « familles écologiques » de placettes**

A priori, ces deux objectifs ne font pas appel aux mêmes logiques d'inventaires. Hochbichler *et al.* (2000) ont synthétisé, à partir de multiples expériences européennes, un certain nombre de recommandations. Ainsi, ils préconisent deux niveaux de protocole pour ces deux objectifs :

- la description des peuplements de l'ensemble du site par des mesures au sein d'un réseau permanent de placettes (*sample plots*, entre 0,05 et 0,1 ha)
- l'analyse de l'évolution des certaines unités végétales par des relevés dans des placettes également permanentes mais plus grandes (*core areas*, entre 0,25 et 1 ha).

Cependant, dans le souci de **proposer un seul outil aux gestionnaires**, le protocole retenu tente de **concilier les deux niveaux**. Pour cela, **une seule stratégie d'échantillonnage est adoptée, mais avec une pression d'échantillonnage et un nombre de paramètres intégrés modulables**.

De nombreuses publications peuvent être consultées sur les logiques et la pratique de l'inventaire et du suivi des peuplements forestiers notamment Duplat & Perrotte (1981), Pardé & Bouchon (1988), Schmid-Haas *et al.* (1993), Rondeux (1999), Hochbichler *et al.* (2000)...

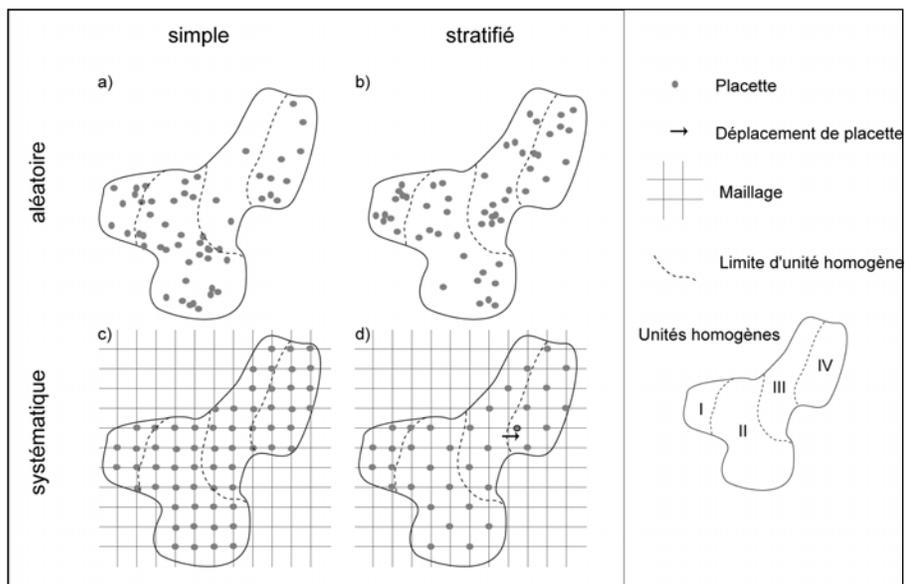
2.2.2.a. Stratégie d'échantillonnage

Hormis pour les petites superficies (inférieures à 30 ou 75 ha selon les auteurs), il est long de réaliser un inventaire exhaustif (en plein) ; il faut donc échantillonner, c'est-à-dire effectuer des relevés sur une partie limitée du site représentant l'ensemble du massif. La méthode la plus courante pour échantillonner consiste à relever les informations au sein de placettes agencées selon un plan donné.

Stratégie spatiale : position, taille et forme des placettes

Le type d'échantillonnage. Il existe deux grands types de stratégies pour choisir la position des placettes, aléatoire ou systématique, sur lesquels vient se greffer la possibilité de stratifier l'échantillonnage (Platts *et al.*, 1987 ; Pardé & Bouchon, 1988 ; Schreuder *et al.*, 2004) (figure 28). Nous n'aborderons pas ici d'autres méthodes moins utilisées comme l'échantillonnage adaptatif avec une part de placettes renouvelées à chaque inventaire, l'échantillonnage en ligne....

Figure 28 : les différents types d'échantillonnage, a) aléatoire simple, b) aléatoire stratifié, c) systématique simple et d) systématique stratifié.



Dans le cas de l'**échantillonnage aléatoire simple**, les coordonnées de la placette sont déterminées par tirage aléatoire. Cette méthode simple est statistiquement la plus performante ; elle permet également de modifier en cours de route la pression d'échantillonnage. Cependant, elle présente l'inconvénient de laisser potentiellement des trous dans le peuplement, c'est à dire des zones non représentées dans l'échantillon. De plus, il est parfois difficile de matérialiser les placettes sur le terrain et sur une carte, ce qui peut augmenter de manière significative le temps consacré au déplacement entre les placettes.

Avec les méthodes d'**échantillonnage systématique**, les placettes sont réparties de façon régulière, généralement aux intersections d'un maillage rectangulaire dont la taille est fonction de la superficie du massif à couvrir et de l'intensité de la couverture souhaitée. Elle présente des problèmes de biais statistique lors de la comparaison des résultats ; en revanche un maillage régulier est aisé à matérialiser sur la carte du site et la progression lors des relevés est plus facile.

La **stratification** consiste en un découpage du site en unités homogènes sur des critères précis. Ensuite, la position des placettes au sein de chaque type d'unité est fixée de manière aléatoire ou systématique. Le nombre de placettes échantillonnées au sein des différents types d'unités est soit identique pour chaque type (au minimum de 5 à 10), soit proportionnel à la superficie de chaque type. La première solution est moins compatible que la seconde avec l'échantillonnage systématique mais, en contre-partie, elle permet de disposer d'un nombre minimum de relevés par type, ce qui facilite l'analyse des résultats.

La stratification produit un biais si les unités enregistrent des changements importants entre deux relevés et si les limites des unités homogènes évoluent rapidement dans le temps (Thompson, 2001). Cependant, elle assure un échantillonnage correct des petites unités pour le traitement statistique. L'échantillonnage stratifié est particulièrement adapté lorsque des unités de végétation s'individualisent nettement ; il permet alors une meilleure prise en compte de la variabilité des peuplements et une optimisation du nombre de parcelles relevées par type.

Dans le cas des sites alluviaux, plusieurs stratifications peuvent être appliquées. Lorsque les peuplements et les conditions de milieu sont déjà connus, il est possible d'établir une typologie à deux entrées : d'une part le stade successional du peuplement (pionnier arbustif, pionnier arboré et post-pionnier arboré) et d'autre part les conditions stationnelles (hygrophiles, mésophiles, xérophiles). Lorsque ces connaissances ne sont pas disponibles, une typologie plus simple peut être établie à partir des photographies aériennes du site avec, comme critère de classification, la période d'installation du peuplement. Cette approche est particulièrement appropriée pour les forêts alluviales jeunes ayant recolonisé les marges fluviales au cours des 50 dernières années.

Enfin, lorsque l'objectif du suivi est l'évaluation des modalités de gestion, les données ne pourront être utilisées que si des **placettes témoins** (n'ayant pas subi d'intervention) ont également été suivies.

Caractéristiques des placettes

La **position de la placette** est déterminée par les intersections du maillage. Lors de la première campagne de terrain, il est possible de rencontrer, au niveau d'une intersection, une particularité rendant une partie ou l'ensemble de la placette non représentative : bord de chemin, placette à cheval sur deux types d'unités. Dans ce cas, deux possibilités s'offrent à l'opérateur. Soit il déplace la placette le long d'un des deux axes du maillage ; soit, si le déplacement à effectuer est trop important et que la placette est trop proche de la placette suivante, il n'effectue aucun relevé pour cette intersection.

La **forme circulaire** est la plus pratique à implanter sur le terrain, dans la mesure où il n'y a que le point central à repérer. De plus, elle ne présente pas de direction privilégiée et, à surface égale, le cercle est la forme qui a le plus petit périmètre (donc le moins d'arbres limites).

L'utilisation de placettes à surface constante présente deux inconvénients comparée aux autres techniques comme l'échantillonnage à angle constant ou à nombre d'arbres fixe : une plus grande incertitude pour la mesure des gros diamètres et un effort non constant en termes de nombre de tiges mesurées s'il y a des grandes différences de densité au sein du peuplement. En revanche, elle donne une plus grande importance aux petits bois, (potentiellement intéressant pour détecter les essences appelées à dominer un peuplement).

La **taille des placettes** en milieu forestier dépend du contexte biogéographique. Ainsi, pour des écosystèmes forestiers de milieux tempérés, la valeur retenue par la plupart de protocoles oscille entre 375 et 1200 m² (Bucking *et al.*, 1986 ; Wuillot, 1986 ; Pont, 1987 ; Platts *et al.*, 1987 ; Schmid-Haas *et al.*, 1993 ; Pont, 1994 ; Vivian, 1999 ; Roberts-Pichette & Gillespie, 1999). La taille de la placette dépend également de la nature du peuplement. Pardé & Bouchon (1988) proposent une superficie comprise entre 100 et 1000 m², les plus petites valeurs concernant les peuplements jeunes présentant une forte densité d'individus. Schmid-Haas *et al.* (1993) recommande 400 m² en futaie et entre 500 et 600 m² en forêt jardinée. Il est également possible de combiner plusieurs tailles par un système de sous-placettes au sein d'une grande placette. Par exemple, dans le cadre d'un inventaire permanent en région wallonne, Rondeux *et al.* (1996) proposent un système avec plusieurs cercles emboîtés dont la surface varie entre 1000 m² (placette de base) et 16 m² (placette d'observation de la régénération). La taille de la placette dépend également de l'objectif du suivi. Hochbichler *et al.* (2000) conseillent une superficie comprise entre 0,05 et 0,1 ha pour la description des peuplements de l'ensemble d'un site et supérieure à 0,25 ha pour des suivis plus fins d'un type d'habitat. Mais, dans les forêts alluviales rhodaniennes, des placettes de 625 m² sont utilisées avec satisfaction à la fois pour des descriptions (Wuillot, 1986 ; Pont, 1987) et pour un suivi temporel de peuplements (Pont & Le Bot, 2002). En ce qui concerne l'objectif de suivi, il est également important de savoir ce que l'on souhaite suivre (ex : le suivi des interactions entre les individus nécessitent des placettes grandes compte tenu de la zone d'influence d'un arbre).

Un **réseau de placettes permanentes** est souvent considéré comme **plus efficace** que des placettes temporaires pour déceler des tendances dans le temps (Thompson, 2001). Certains auteurs préconisent un réseau constitué d'un jeu de placettes permanentes et d'un jeu de placettes non permanentes, notamment dans le cas d'un échantillonnage stratifié pour lequel les limites des différents types se modifient dans le temps (Skalski, 1990). Cette possibilité est également intéressante pour les sites très vastes. Encore une fois, nous insistons sur le fait que le choix sera fonction de l'objectif des relevés : pour un véritable suivi (niveau C), les placettes permanentes offrent une meilleure vision de l'évolution, alors pour une simple description des peuplements (niveau B), les placettes temporaires permettent de couvrir le même espace plus rapidement donc pour un coût moindre.

Pour un réseau permanent et systématique, la base de départ du maillage doit être **un point fixe repéré de façon durable** (bâtiment, route, pont, borne IGN...). Le choix d'une stratégie d'échantillonnage systématique permet de retrouver les placettes avec une assez grande facilité par cheminement à la boussole et au topofil. Pour retrouver la position exacte du centre de la placette, il est possible de mettre en place des bornes fixes lors de la première campagne (de type borne de géomètre). Cependant, une telle installation présente l'inconvénient de laisser une marque visible (plus sensible au vandalisme) dans des paysages souvent appréciés et préservés pour leur caractère naturel. Le repérage au GPS de navigation, s'il peut aider lors du cheminement, ne donne pas une assez bonne précision pour retrouver le centre de la placette (précision d'ordre métrique, rarement inférieure à 5 m). L'utilisation d'un GPS différentiel (DGPS) avec post-traitement peut être envisagée lors de la première campagne pour déterminer les coordonnées des placettes avec une précision d'ordre centimétrique. Mais lors des

passages suivants, son utilisation apporte peu de précision par rapport à celle des GPS de navigation, dans la mesure où la précision centimétrique du DGPS est déterminée par post-traitement deux à trois semaines après le relevé. Certains DGPS fonctionnent en temps réel, mais le coût d'achat du matériel est encore plus élevé que pour un GPS différentiel avec post-traitement (environ 30 000 euros contre 15 000 euros).

L'utilisation de traceurs inertes enterrés permet de remédier aux inconvénients de la borne visible pour un coût moindre que le GPS différentiel. Il s'agit d'une balise en cuivre coulé dans une matrice de résine enfouie à 40 cm, au centre de la placette. Ce type de repère est invisible et détectable uniquement par un capteur spécifique (coût : 2 300 euros le détecteur, 8 euros le repère) dans un rayon de quelques mètres.

Stratégie temporelle : période et fréquence des relevés

Saison. Classiquement, les relevés dendrométriques se font au repos végétatif car cela facilite la progression au sein du peuplement ainsi que la réalisation des mesures (notamment des hauteurs). De plus, l'estimation de l'accroissement est plus rigoureuse lorsque les mesures se font en dehors des périodes de croissance.

Cependant, durant cette période, l'identification des espèces est plus délicate. Pour les espèces non pérennes, elle est évidemment impossible, ce qui oblige à réaliser un, voire plusieurs passages durant la saison de végétation. Le problème se pose également pour les essences arborées et arbustives lorsque le peuplement est fortement mélangé. Il est alors parfois difficile d'identifier l'essence sans l'ensemble de paramètres morphologiques (comme les feuilles). Ainsi, nous proposons de réaliser les relevés en un seul passage, idéalement entre **fin avril et fin juillet**. En effet, la surcharge de travail que représentent plusieurs passages dans l'année semble importante au regard du supplément d'informations qu'ils apportent. Notons que pour l'état sanitaire, un passage trop précoce ne permet de porter un diagnostic aussi fiable que s'il est effectué par exemple au mois d'août.

Fréquence. Pour un suivi de dynamique naturelle, il semble qu'un pas de temps décennal soit suffisant. Si des actions de gestion modifiant le peuplement sont prévues, il est indispensable de disposer d'un état initial avant les travaux. Après la réalisation des travaux, il peut être envisagé de réaliser des relevés à un pas de temps plus court durant la première décennie (par exemple à $n+1$ et à $n+5$), et de reprendre ensuite le pas décennal.

Par la suite, **nous retiendrons le principe d'un échantillonnage systématique de maille carrée et stratifié par type d'unités végétales.**

Pour les sites de **taille réduite**, nous proposons un **maillage de base de 50 m** (qui assure un réseau relativement dense de placettes : 4 par hectare). Lorsque la **taille du site augmente** (et/ou que les moyens du gestionnaire diminuent), il est conseillé de ne pas échantillonner toutes les intersections du maillage mais de réaliser **un relevé tous les 100 voir tous les 150 m** (soit 1 placette par ha ou 1 placette pour 4-5 ha). Le nombre minimum de placettes à relevé est variable, Schmid-Haas *et al.* (1993) conseillent au moins 1 placette pour 1 ou 2 ha et Hochbichler *et al.* (2000) 1 par hectare.

Pour des corridors vraiment étendus (plusieurs centaines d'hectares), il est possible de **coupler un réseau de placettes permanentes** (sur les secteurs à enjeux forts) avec **un relevé de placettes temporaires** (mesure des surfaces terrières au relascope, protocole non présenté ici).

Les relevés sont effectués **entre fin avril et fin juillet**, avec une fréquence de **5 à 10 ans** (sauf cas particuliers comme une intervention de gestion). Dans le cas d'un réseau permanent, **deux jeux de placettes permanentes, circulaires et emboîtées** sont implantés : une placette principale de 13,8 m de rayon et deux sous placettes de 2 m de rayon pour les mesures de régénération.

Notons toutefois que toutes ces stratégies ne permettent pas de repérer efficacement les espèces protégées ou menacées. En effet, cela nécessite une prospection sur l'ensemble du site et la mise en œuvre de suivis spécifiques.

2.2.2.b. Les paramètres

A l'échelle de la placette : niveau B

Le niveau B correspond au niveau intermédiaire de recueil de l'information ; contrairement au niveau A, il s'agit effectivement de mesurer les caractéristiques des peuplements forestiers à l'échelle de la placette. Les paramètres relevés se distinguent en deux catégories : les variables physiques (conditions de milieu) et les variables biologiques (végétation, faune).

Paramètre physique : le substrat. La mesure de l'épaisseur de sédiments fins est réalisée par sondage à la tarière pédologique au centre de la placette jusqu'à rencontrer le toit de galets. Sur la totalité du profil, la granulométrie du substrat est décrite au toucher (Encadré XI). De plus, lorsque cela est possible, la présence de litière, l'épaisseur de l'horizon humifère, les traces d'hydromorphie et la profondeur du toit de la nappe sont indiquées. Il n'est pas nécessaire de réaliser ce relevé à chaque passage ; sauf, éventuellement, pour les placettes qui enregistrent une forte sédimentation.

Encadré XI – Détermination de la texture des alluvions au toucher modifié d'après Madesclaire (2001).

Matériaux sans cohésion et granuleux, qui gratte les doigts, crissement caractéristique à l'oreille, impossible de faire des petites languettes entre le pouce et l'index

=> Sableux

Laisse une fraction fine qui tache les doigts

=> Sablo-limoneux

Matériaux doux au toucher (soyeux comme le talc), tachant les doigts, poudreux à l'état sec, onctueux à l'état humide, impossible de former un boudin solide en le roulant, ne résiste pas à la pression

=> Limoneux

Gratte sous les doigts

=> Limono-sableux

Légèrement collant à l'état humide, résiste un peu à la pression

=> Limono-argileux

Matériaux doux au touché ; si humide, forme un boudin solide lorsqu'il est roulé entre les doigts ; si sec, dur et cohérent

=> Argileux

Paramètre physique : le niveau de connexion hydrologique de la placette. Il est financièrement impossible de mesurer la profondeur de la nappe et la fréquence d'inondation pour chaque placette. Pour les sites disposant d'informations suffisamment précises sur la position de la nappe et la topographie des unités ou sur les fréquences d'inondation (cf. § B.2.1.1.), ce niveau de connexion peut être évalué par interpolation à partir d'un semis de points moins dense que le réseau de placettes. Dans ce cas, la connexion d'une placette n'est pas mesurée sur le terrain mais estimées par traitement informatique. Pour les grands sites qui ne disposent pas de données suffisamment fines (ni des moyens pour les obtenir), l'évaluation sera qualitative et basée sur l'analyse de la composition floristique des placettes.

Paramètre biologique : relevé phytosociologique. Pour prendre en compte l'ensemble des strates, le pourcentage de recouvrement est évalué par tranche de 10 % pour chacune des 4 strates : arborée (> 7 m), arbustive et buissonnante (< 7 m), herbacée haute (> 50 cm) et herbacée basse (< 50 cm). De plus, un relevé phytosociologique par strate est effectué (les deux strates herbacées sont regroupées) avec un

indice d'abondance-dominance classique variant de "+" à "5". Les lianes sont notées dans toutes les strates où elles sont présentes.

Paramètre biologique : mesure des diamètres. Au sein de chaque placette, tous les arbres sont identifiés et leur diamètre mesuré à 1,3 m du sol. Ceci permet de calculer la densité (totale et par espèce) et la surface terrière (totale et par espèce). Le diamètre de précomptage doit être choisi en fonction du contexte du site. Fixer un seuil assez bas (ex : 7,5 cm) permet de prendre suffisamment en compte les petits diamètres (intéressant pour détecter les essences appelées à dominer un peuplement).

Paramètre biologique : la régénération. Les semis (arbre de moins de 7,5 cm de diamètre) sont dénombrés par essence et par classe de hauteur (3 classes : 0,5 à 2 m, 2 à 4 m et plus de 4 m) au sein de 2 sous-placettes de 2 m de rayon, dont les centres sont positionnées à 5 m, à l'est et à l'ouest, du centre de la placette. Les cépées ne sont considérées comme semis que si tous les brins de la cépée ont un diamètre inférieur à 7,5 cm (un commentaire doit alors être noté dans le relevé pour distinguer les semis constituant en réalité une cépée).

La description des peuplements peut également se réaliser sur la base des types de peuplements (au dire d'expert : taillis simple, dominance de perches, petit bois...) ou/et de relevés phyto-sociologiques simplifiés ; voir par exemple Durand (2001).

Paramètre biologique : l'impact de la faune. Quatre indices semi-quantitatifs de l'impact de la faune sauvage, notamment des herbivores, sont relevés pour l'ensemble de la parcelle : abroustissement, frottis, coupes de castor et boutis de sangliers (tableau II).

Tableau II : indices semi-quantitatifs de description de l'impact de la faune, de l'état sanitaire des individus et de la présence de cavité.

Modalité Paramètre	0	1	2	3	4	5	6
abroustissements	Aucune trace	Quelques brins	< 50 % des brins	≥ 50 % des brins			
frottis	Aucune trace	Quelques brins	< 50 % des brins	≥ 50 % des brins			
coupes de castor	Aucune trace	Quelques brins	< 50 % des brins	≥ 50 % des brins			
boutis de sanglier	Aucune trace	< 5 % de la placette	< 50 % de la placette	≥ 50 % de la placette			
état sanitaire	Absence de symptôme	Rameaux fins desséchés	< 50 % des branches desséchées	≥ 50 % des branches mortes	Mort sur pied	Chablis / volis récent	Chablis / volis ancien
décomposition*	Impossible d'enfoncer la tige	La tige s'enfonce sur moins de la moitié du tronc	La tige s'enfonce sur plus de la moitié du tronc				
cavité	Absence	De pied	De tronc	De branche			

*(pour la classe 6 de l'état sanitaire)

A l'échelle individuelle : niveau C

Pour atteindre un niveau plus précis de description et de suivi, nous proposons d'intégrer des informations supplémentaires concernant les individus.

Chaque arbre dans la placette est **repéré individuellement** par ses coordonnées polaires (azimut, distance) par rapport au centre de la placette. Le suivi des individus offre un potentiel d'analyse du fonctionnement très important, notamment en ce qui concerne le recrutement et la mortalité des essences (Pont & Le Bot, 2002).

L'état sanitaire de chaque arbre est évalué sur une échelle de 7 classes adaptée de Nageleisen (1993) (tableau II).

En ce qui concerne le **bois mort**, nous proposons de compléter la typologie de Nageleisen, pour les deux dernières classes, par la mesure de l'orientation du tronc et, pour la dernière classe, par une estimation de l'état de décomposition en trois modalités : (1) impossible d'enfoncer une tige (type fer à béton de 5 mm de diamètre et à bout pointu) dans le tronc au sol, (2) la tige s'enfonce sur moins de la moitié du rayon du tronc et (3) la tige s'enfonce sur plus de la moitié du rayon du tronc (tableau II).

De plus, pour les sites ayant un objectif « biodiversité » ou « naturalité » bien identifié, **la présence de cavités** est indiquée selon 4 modalités pour chaque arbre : (1) absence de cavité visible depuis le sol (notons que des lianes très développées peuvent masquer ces cavités), (2) cavités de pied (située à moins de 50 cm du sol), (3) cavités de tronc (située entre 50 cm et la première branche) ou (4) cavités de branche (dans le houppier, parfois délicates à observer) (tableau II).

Un niveau encore plus fin de description peut enfin être obtenu par mesure de hauteurs. Les individus sont non seulement repérés individuellement mais ils font aussi l'objet de **mesures verticales**, ce qui permet d'estimer des volumes de biomasse et une meilleure description du statut social de chaque individu et donc de chaque espèce. Pour cela, la hauteur totale et la hauteur de la première branche vivante de chaque arbre sont mesurées au clinomètre (ou au dendromètre). La hauteur de la première branche maîtresse est reliée à la concurrence inter-individuelle et constitue de ce fait un indicateur important (Oldeman, 1974).

B3. Diagnostic : identification des potentialités et des enjeux

A partir des informations récoltées sur le site (cf. § B2), il convient d'établir un diagnostic avant toute prise de décision. Dans cette partie, nous présentons les éléments clés de ce diagnostic ainsi qu'une typologie de ces éléments.

3.1. Evaluer le potentiel général d'un site

3.2.1. La structure du corridor

L'organisation spatiale des boisements au sein d'un espace à un moment donné, reflète des dizaines, voire des centaines d'années, d'évolution du paysage. L'historique et le développement des sociétés riveraines s'inscrit 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, collectivité locales, riverains...

Schématiquement, nous distinguons deux contextes socio-économiques correspondant à un niveau fort et à un niveau faible de pression (tableau III). Notons, que ces deux niveaux ne correspondent pas uniquement à un degré de naturalité (encadré XII).

Tableau III : caractérisation de la structure du corridor.

Niveau de pression	Caractéristiques des sites	Cours d'eau concernés
Fort	<ul style="list-style-type: none"> - 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, zones d'extraction... - Proche d'une grande agglomération 	<ul style="list-style-type: none"> - Contexte de fort développement humain - Contexte de contrôle des inondations et de stabilisation du tracé
Faible	<ul style="list-style-type: none"> - Sites pour lesquels le corridor fluvial est essentiellement boisé - Bonne cohérence spatiale des boisements (continuité structurelle et fonctionnelle) - Superficie significative - Terrain ne représentant pas une ressource économique importante pour les riverains 	<ul style="list-style-type: none"> - 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

Encadré XII - Naturalité, végétation naturelle, fonctionnement naturel

Le principe de naturalité a émergé dans les sphères scientifiques et gestionnaires suite au regain d'intérêt pour la protection des dernières forêts naturelles d'Europe. 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).

De manière assez pragmatique, le degré de naturalité est inversement proportionnel à l'impact anthropique sur la végétation (Carbiener, 2003). 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 XIX^{ème} siècle (concentrer des 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 synonyme d'une faible fonctionnalité ni d'une faible diversité de l'hydrosystème. Le cas de l'Arve au niveau de la plaine des Contamines est à ce titre très intéressant. L'extraction de graviers dans le lit a connu un pic autour de la décennie 1970, notamment pour la construction de l'Autoroute. Outre les effets sur la dynamique morphologique du chenal, cette activité a laissé dans le paysage des traces encore très visibles aujourd'hui : les plans d'eau liés aux anciennes extractions. Ces plans d'eau creusés sur des sites autrefois occupés par de la forêt alluviale qui ont donc participé à la diminution de sa surface et à sa fragmentation physique, sont aujourd'hui des écosystèmes d'une valeur biologique très importante à l'échelle régionale. D'une part, ce sont des milieux aquatiques lenticques 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 élevée, notamment ornithologique. En effet, un corridor forestier où s'expriment des processus naturels peut être issu des actions anthropiques.

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 qu'un véritable objectif à atteindre (cf. § A 4.3.).

Photo 11 : saulaie blanche ayant colonisée une ancienne zone d'extraction dans la plaine de Contamines à l'aval de Bonneville-sur-Arve. Cette parcelle d'origine anthropique présente un degré de connexion hydrologique élevé et une spécificité alluviale très marquée.



3.2.2. Le fonctionnement du site

Le fonctionnement d'un corridor boisé est directement lié aux dynamiques actuelles du chenal. Celles-ci sont particulièrement structurantes pour prévoir l'évolution du site à moyen terme (ce qui est indispensable pour assurer une gestion efficace). Le degré de fonctionnalité correspond au niveau d'expression des processus naturels (crues, érosion de berge...), en référence à un système théorique fonctionnant sans intervention anthropique.

Sur le plan pratique, cette notion est parfois difficile à appréhender car elle recouvre de multiples réalités :

- pour la relation eau-forêt, cela renvoie à une notion de connectivité hydrologique des parcelles,
- pour le chenal, cela fait référence à la dynamique hydro-géomorphologique,
- pour les écosystèmes forestiers, cette notion est liée au libre déroulement des cycles biogéochimiques (transformation de la matière, successions écologiques).

Au sein de l'hydrosystème, se sont principalement les **processus hydrologiques** (inondation, battement de la nappe, transport de propagules et viabilité du recrutement) (tableau IV) et **sédimentaires** (érosion de berge et construction de surface de régénération, incision/exhaussement) (tableau V) qui retranscrivent le plus fidèlement la fonctionnalité globale d'un site.

Le niveau de fonctionnalité est à nos yeux le **caractère prépondérant** 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 dans le sens plus restreint de la présence des habitats ou des espèces patrimoniales. Une bonne fonctionnalité est en effet le meilleur garant de la conservation de la forte spécificité de ces milieux : caractère alluvial, mosaïque d'habitats, zone d'écotones entre milieux aquatiques et terrestres...

3.2.2.a. Dynamique hydrologique

Tableau IV : caractérisation de la dynamique hydrologique du site.

Dynamique	Nappe d'accompagnement	Inondation
Bonne	Accessible aux peuplements ripicoles	Fréquente-générale
Moyenne	Partiellement accessible aux peuplements ripicoles	Peu fréquente-locale
Médiocre	Inaccessible aux peuplements ripicoles	Impossible

3.2.2.b. Dynamique morpho-sédimentaire

Tableau V : caractérisation de la dynamique morpho-sédimentaire du site.

Dynamique	Mobilité latérale du lit	Mobilité verticale du lit
Forte	généralisée	exhaussement
Moyenne	locale	stabilité
Nulle	inexistante	incision

3.2. Identifier des unités homogènes de gestion au sein d'un site

Les systèmes de classification européens des groupements végétaux disponibles n'intègrent généralement pas suffisamment la complexité des contextes hydro-morphologiques rencontrés en milieu alluvial. Des typologies plus spécifiques ont été établies depuis les années 1970 sur des tronçons particuliers de cours d'eau ; elles sont essentiellement basées sur une approche phytosociologique (ex : Loiseau & Braque, 1972 ; Hoff, 1977 ; Pautou *et al.*, 1985). Cependant, elles ne sont pas toujours transposables aux autres cours d'eau sans adaptation.

3.2.1. Les unités forestières (hors plantations)

Dans le cadre de ce document nous ne proposons pas une nouvelle classification, mais plutôt une synthèse (figure 29 ; pour des exemples cf. encadré XIV). Pour cela, deux entrées ont été retenues (les plantations ne sont pas intégrées dans cette typologie).

1. La physionomie et le comportement **des essences qui dominant l'unité** (axe horizontal):

- essences **pionnières à port arbustif** comme les saules,
- essences **pionnières à port arboré**, typiquement le peuplier noir et le saule blanc,
- essences **post-pionnières à port arboré** ; cela concerne membres de plusieurs genres comme *Fraxinus*, *Acer*, *Prunus*, *Quercus*...

2. Le niveau de **connexion hydrologique** (axe vertical) :

- les **stations humides** (vers le bleu) possèdent une connexion permanente des systèmes racinaires avec la nappe (ex. : bras mort en voie de comblement, bord de chenal). Du fait de leur forte connexion, ces milieux enregistrent généralement une forte sédimentation et donc des épaisseurs d'alluvions fines importantes.
- les **stations mésophiles** pour lesquelles la connexion avec la nappe est temporaire (durant les hautes eaux et les crues).
- les **stations sèches** souvent perchées sur des niveaux topographiques élevés avec des alluvions grossières sablo-limoneuses et avec des phases de submersion peu fréquentes. Ce type de milieu peut se former par exemple dans des secteurs d'incision rapide. Dans ce cas, la fréquence d'inondation décroît rapidement et la surface est peu sédimentée. Le substrat reste alors essentiellement grossier et possède une très faible capacité de rétention de l'eau (conditions très filtrantes). Au cours des successions, si le degré de connexion reste faible, voire nulle, on observe une faible fréquence des essences mésophiles et méso-hygrophiles et la présence des essences collinéennes comme le charme.

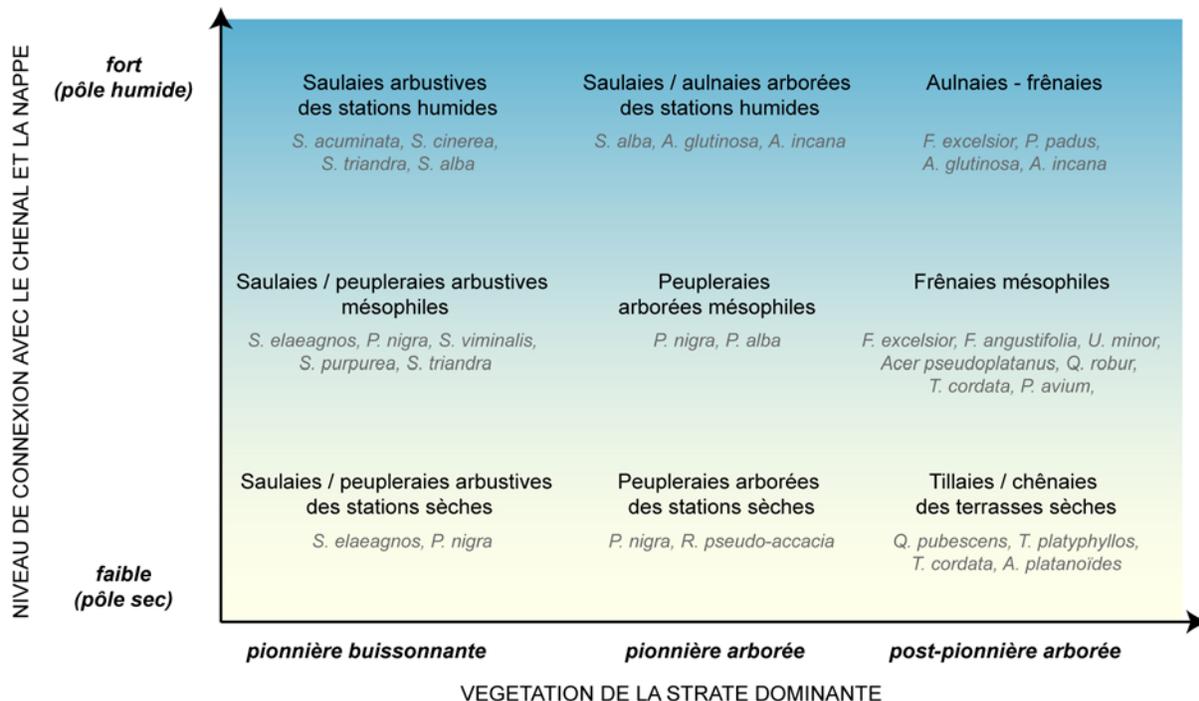


Figure 29 : les différents types d'unités forestières. Les espèces sont données à titre indicatif. Gradient vertical : de connexion faible en bas (fond clair) vers connexion forte en haut (fond bleu) ; gradient horizontal : de végétation pionnière buissonnante dominante à gauche vers végétation arborée post-pionnière dominante à droite.

Cette représentation offre l'intérêt d'être suffisamment souple pour s'adapter à **différents contextes géographiques** et de reposer sur des **critères dynamiques** (temps, connexion) permettant d'évaluer les changements potentiels. Il est ainsi possible de visualiser simplement les grandes tendances d'évolution sous la contrainte de modifications hydro-géomorphologiques affectant le tronçon.

L'évolution temporelle est représentée sur l'axe horizontal (nature de la strate dominante). Dans des conditions de milieux invariantes (système stable), le passage d'une unité à l'autre se fait sur une même ligne. Cependant, dans la pratique, il est fréquent que la dynamique du chenal provoque une **modification de cette connexion** et donc un glissement d'un niveau à l'autre. Par exemple, dans un contexte de forte incision du chenal et d'exhaussement de la plaine par sédimentation, l'évolution d'une peupleraie arborée mésophile peut donner lieu à l'installation d'une tillaie de terrasses sèches et non à une frênaie mésophile.

Evidemment, cette typologie est schématique et des **situations intermédiaires** entre tous les types décrits sont possibles. Ainsi, il existe des milieux méso-hygrophiles avec une déconnexion uniquement en période d'étiage entre les stations à connexion permanente et les stations mésophiles (connectées en hautes eaux). De même, au sein des stations mésophiles, des épaisseurs variables d'alluvions fines compensent la déconnexion estivale par la rétention d'humidité et permettent de distinguer un pôle frais d'un pôle sec.

Encadré XIV - Exemples d'unités bordant différents cours d'eau, d'après Pautou (1984) pour le haut Rhône, Madecleire (2001) pour le Rhin, Cornier (2002) pour la Loire et Dumas (2004) pour l'Ain.

Unités arbustives à tendance humide

- Sur la Loire : saulaie buissonnante à *S. acuminata* (exceptionnellement à *S. cinerea*), évoluant vers les aulnaies frênaies.
- Sur le haut Rhône : saulaie à *S. triandra* ou à *S. cinerea*, sur sols alluviaux limoneux à limoneux sableux (dépressions des îles) avec une nappe située entre 0 et 2 m.

Stations arbustives intermédiaires

- Sur l'Ain : saulaie à saule drapé sur galets et graviers.
- Sur la Loire : saulaie buissonnante à *S. triandra* et *S. viminalis* ou *S. purpurea* (sur des substrats plus grossiers), évoluant vers la saulaie peupleraie.

Unités arbustives à tendance sèche

- Sur la Loire : saulaie buissonnante à *S. purpurea* sur substrat grossier en haut de berge, évoluant vers la peupleraie sèche.

Unités pionnières arborées à tendance humide

- Sur le Rhin : saulaie blanche très humide sur sol engorgé avec présence possible d'aulne glutineux et de peuplier noir.

Unités pionnières arborées à tendance mésophile

- Sur l'Ain : peupleraie noire, jeune peupleraie arborescente avec un sous étage pauvre ou dominé par les saules.

Unités pionnières arborées à tendance sèche

- Sur la Loire : peupleraie sèche à *P. nigra*, sur substrat grossier et niveau topographique haut.

Unités arborées post pionnières à tendance humide

- Sur le haut Rhône : Aulnaies à *A. glutinosa* et *F. excelsior* et Frênaies à *A. glutinosa* sur sols limoneux argileux (sols humique à gley superficiel), avec une nappe entre 0 et 1 m et une submersion hivernale.

Unités arborées post pionnières intermédiaires

- Sur l'Ain : frênaie mésophile avec frêne dominant et *P. nigra* relictuel.
- Sur le Rhin : chênaie – ormaie à frêne, assez fraîche sur sol à limons profonds.

Unités arborées post pionnières à tendance sèche

- Sur l'Ain : tillaie des terrasses sèches et hautes terrasses, sur alluvions grossières avec *A. platanoides* et *T. platyphyllos*.
- Sur le Rhin : chênaie pédonculée - tillaie à peuplier noir très sèche sur graviers peu profonds.

3.2.2. Les autres unités

D'autres unités de l'hydrosystème sont susceptibles de devenir des écosystèmes forestiers, soit du fait de la colonisation naturelle des surfaces, soit par replantation (tableau VI) [pour la réhabilitation des gravières voir Dasnias (2002) et Vanpeene-Bruhier (2002)].

Tableau VI : caractéristiques des unités non forestières.

Nature	Origine	Variabilité
Bras mort / ancien chenal	Changement de tracé de la rivière Recoupement artificiel du chenal	Plus ou moins comblé Plus ou moins connecté
Prairie sèche / humide	Abandon des pratiques pastorales	Plus ou moins embroussaillées
Gravière	Extraction de matériaux	Géométrie variable Plus ou moins comblées Plus ou moins connectées
Friche	Prairie sèche Zones remaniées par des activités humaines Anciennes terres agricoles	Plus ou moins embroussaillées Sol plus ou moins modifié par les pratiques culturales
Plantation	Coupes puis plantations généralement de peupliers	Entretenu ou abandonné Plus ou moins connectée

Partie C - Gérer

***Choisir et mettre en œuvre des
modalités de gestion***

C1. Choix des modalités de gestion

Idéalement, la gestion des forêts alluviales devrait se pratiquer dans une logique descendante, c'est-à-dire des échelons les plus vastes aux unités les plus petites. Ainsi, l'action doit être promue par ordre de **préférence à l'échelle de l'hydrosystème, puis du site et enfin de la parcelle forestière**. Même 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 un habitat ou sur une espèce.

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.

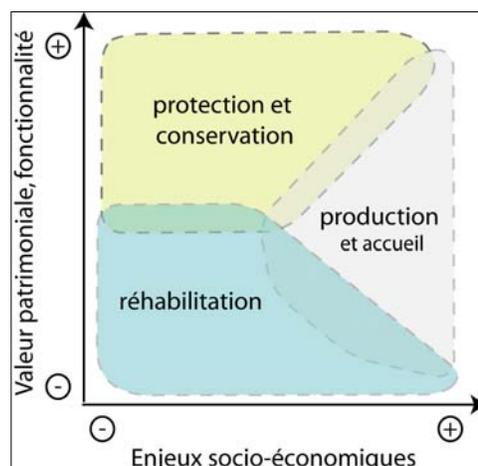
Malheureusement dans la pratique, l'intervention à large échelle est souvent plus délicate à mettre en œuvre car les moyens nécessaires sont trop coûteux pour le gestionnaire. De plus, les enjeux et les acteurs concernés sont plus nombreux. Les conflits sont ainsi potentiellement plus problématiques et la satisfaction de tous les acteurs est un objectif plus difficile à atteindre.

1.1. Les grands principes de gestion

Compte tenu de la grande diversité intra sites des conditions de milieux et des enjeux, il est très délicat de proposer des modalités de gestion précises à l'échelle de tout un secteur. Cependant, des grands principes sont déjà identifiables à cette échelle : **conservation, production, réhabilitation et accueil du public**.

Dans la mesure du possible, il s'agit de considérer la place du site sur un double gradient de fonctionnalité et de niveaux de pression (figure 30).

Figure 30 : les principes de gestion en fonction du niveau de pression anthropique et du niveau de fonctionnement du site.



Ces 4 grands principes n'ont **aucun caractère exclusif**. En effet, la mise en œuvre d'un principe n'interdit pas celle d'un autre. Ainsi, comme nous le verrons par la suite, il est tout à fait possible de concilier des actions de préservation des qualités écologiques d'un boisement avec des objectifs de production de bois. De même, la préservation de milieux fonctionnels peut nécessiter au préalable un plan de réhabilitation des processus naturels de type érosion de berge ou inondation. C'est d'ailleurs un des objectifs de ce guide que de fournir des propositions intermédiaires permettant de **conjuguer avec cohérence différents objectifs de gestion**.

1.1.1. Préservation et conservation des boisements et de leur fonctionnement.

Ce principe de gestion 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. La volonté de protection ne doit pas être réservée aux sites peu fonctionnels, globalement moins productifs.

1.1.2. Production de matériaux ligneux.

Notons dès à présent que, compte tenu de la forte valeur patrimoniale des forêts riveraines, la production de bois doit intégrer la spécificité écologique de ces milieux dans les pratiques sylvicoles. Cela passe notamment par une sylviculture adaptée aux conditions stationnelles et à l'évolution potentielle des sites. Ce principe doit être mis en œuvre lorsqu'il existe localement une demande sociale et/ou économique et un marché permettant d'écouler la production. Celle-ci peut également être un moyen complémentaire de financement des actions de conservation et de réhabilitation. Dans les deux cas, le but des modalités de production présentées dans ce guide sera essentiellement de minimiser l'impact écologique et paysager des pratiques sylvicoles.

1.1.3. Accueil du public (loisir, découverte, pédagogie).

Il s'agit d'accueillir du public pour des activités de loisir et de sensibilisation à l'environnement.

1.1.4. Réhabilitation des milieux dégradés.

Il s'agit de restaurer les processus naturels et de renaturer les terrains anciennement anthropisés. 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, schématisée dans la figure 31.

Temps

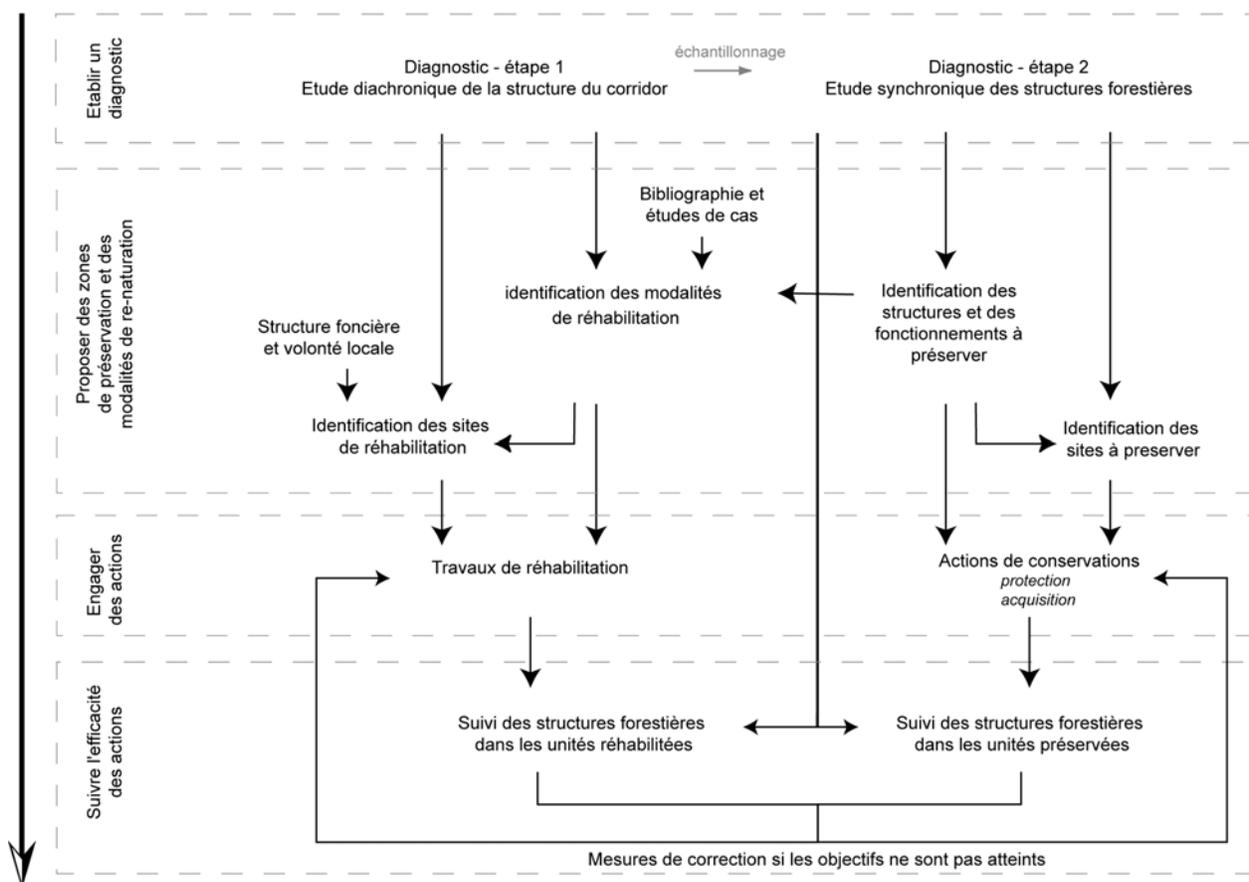


Figure 31 : logique de restauration/réhabilitation des forêts alluviales.

1.2. Choisir des mesures de gestion

1.2.1. Liste des modalités

Tableau VIIa : liste des modalités de gestion à mettre en œuvre à l'échelle du système (A1 à A4).

		Conservation	Réhabilitation	Production	Accueil
	Modalités				
A1	Assurer une gestion cohérente entre boisements et autres entités de l'hydrosystème	X	X	X	X
A2	Respect de l'hydrologie naturelle en période d'étiage	X	X	X	X
A3	Respect de l'hydrologie naturelle en aval d'un ouvrage régulateur en période de crues	X	X	X	X
A4	Assurer le transfert de la charge de fond depuis l'amont	X	X	X	X

Tableau VIIb : liste des modalités de gestion à mettre en œuvre à l'échelle du site (B1 à B13).

		Conservation	Réhabilitation	Production	Accueil
	Modalités				
B1	Améliorer la connexion hydrologique verticale par gestion des prélèvements d'eau	X	X	X	X
B2	Conserver la connexion hydrologique verticale par les anciens chenaux	X			
B3	Améliorer la connexion hydrologique verticale par remise en eau d'anciens chenaux		X		
B4	Améliorer la connexion hydrologique verticale par la construction de seuils (lit mineur)		X		
B5	Conserver la connexion hydrologique latérale par les eaux de surface	X			
B6	Améliorer la connexion hydrologique latérale par les eaux de surface		X		
B7	Gérer l'espace de mobilité sur le site pour préserver l'érosion latérale	X			
B8	Favoriser l'érosion des berges et des unités stabilisées		X		
B9	Favoriser la biodiversité des corridors dominés par les plantations de peupliers	X	X	X	
B10	Favoriser la biodiversité au sein de tronçons à hydrologie modifiée	X			
B11	Mise en place d'un plan de gestion de la fréquentation				X
B12	Actions d'accueil du public	X			X
B13	Porter à connaissance des pratiques de gestion et de l'expérience du site	X			X

Tableau VIIc : liste des modalités de gestion à mettre en œuvre à l'échelle des unités de végétation (C1 à C21).

		Conservation	Réhabilitation	Production	Accueil
	Modalités				
C1	Non intervention	X			
C2	Gestion des arbres morts	X			X
C3	Réhabilitation des espèces pionnières par coupe et / ou bouturage		X		
C4	Réhabilitation de milieux pionniers par retalutage		X		
C5	Gestion des plantations de peupliers	X		X	
C6	Réhabilitation des plantations de peupliers		X		
C7	Protection spécifique et réintroduction d'espèces	X			
C8	Lutte directe contre les espèces exotiques envahissantes	X	X		
C9	Lutte indirecte contre les espèces exotiques envahissantes	X			
C10	Surveillance des espèces exotiques envahissantes	X			
C11	Futaie irrégulière basée sur l'amélioration de l'existant	X		X	
C12	Futaie irrégulière avec enrichissement par plantation d'essences locales	X		X	
C13	Taillis simple			X	
C14	Taillis sous futaie			X	
C15	Futaie régulière			X	
C16	Reboisement/renaturation pour la qualité de l'eau		X		
C17	Reboisement/renaturation pour connexions écologiques		X		
C18	Reboisement/renaturation pour fonction paysagère		X		
C19	Mise en valeur de sites particuliers				X
C20	Formation / expertise				X
C21	Parcelle expérimentale				X

1.2.2. Prendre en compte le contexte hydromorphologique et son évolution probable

La prise en compte du fonctionnement hydromorphologique du site et son évolution à moyen terme (40 – 60 ans) dans les pratiques de gestion se fait à trois niveaux : (1) évolution du site, (2) connexion actuelle d'une unité et (3) évolution de cette connexion.

1.2.2.a. Intégrer l'évolution hydromorphologique globale du site

Le diagnostic fonctionnel du site (cf. § B) permet de caractériser non seulement l'état actuel des dynamiques hydrologiques et morphologiques, mais aussi de déterminer leur évolution à moyen terme. Ainsi, si l'on prévoit une diminution globale du niveau de connexion (ex : enfoncement de la nappe), il convient de mettre en œuvre des actions spécifiques (tableau VIIIa). Des modalités particulières peuvent également être retenues dans le cas d'une perte probable d'activité morphologique (tableau VIIIb).

Tableau VIIIa : modalités à mettre en œuvre dans le cas d'une diminution probable de la connexion hydrologique à l'échelle du site.

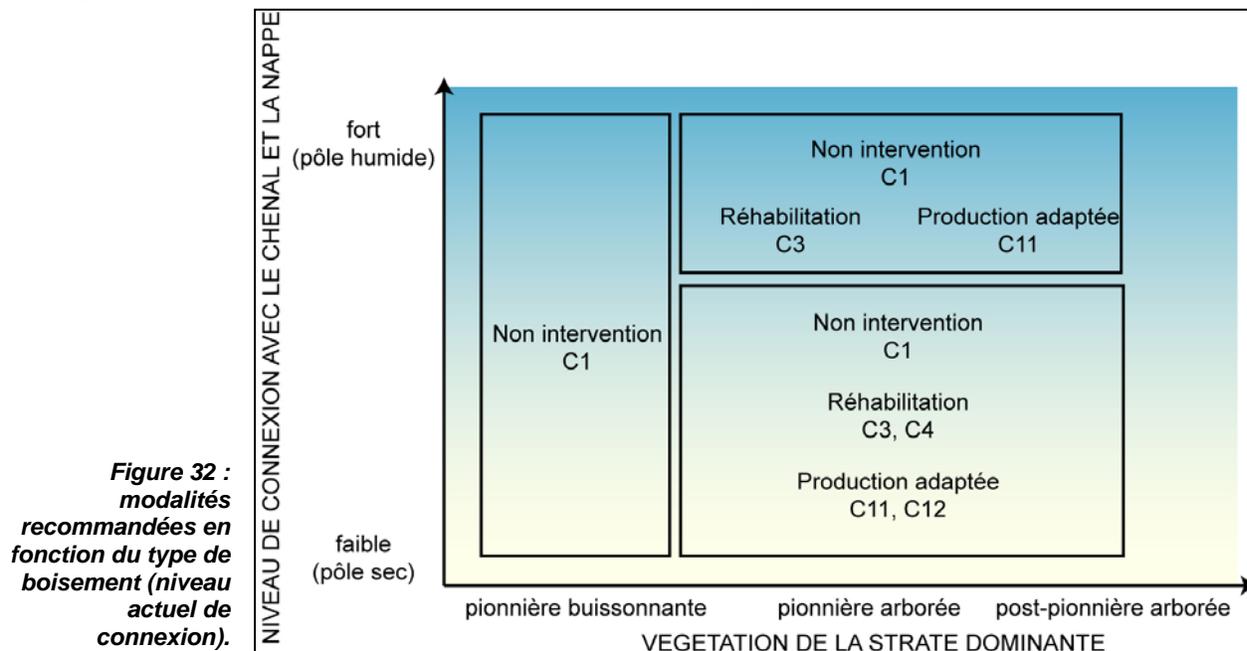
Perte de connexion hydrologique	
A2	Respect de l'hydrologie naturelle en période d'étiage
A3	Respect de l'hydrologie naturelle en aval d'un ouvrage régulateur en période de crues
B1	Améliorer la connexion hydrologique verticale par gestion des prélèvements d'eau
B2	Conserver la connexion hydrologique verticale par les anciens chenaux
B3	Améliorer la connexion hydrologique verticale par remise en eau d'anciens chenaux
B4	Améliorer la connexion hydrologique verticale par la construction de seuils dans le lit mineur
B5	Conserver la connexion hydrologique latérale par les eaux de surface
B6	Améliorer la connexion hydrologique latérale par les eaux de surface

Tableau VIIIb : modalités à mettre en œuvre dans le cas d'une perte probable d'activité morphologique (érosion de berges, sédimentation...) à l'échelle du site.

Perte d'activité morphologique	
A3	Respect de l'hydrologie naturelle en aval d'un ouvrage régulateur en période de crues
A4	Assurer le transfert de la charge de fond depuis l'amont
B7	Gérer l'espace de mobilité sur le site pour préserver l'érosion latérale
B8	Favoriser l'érosion des berges et des unités stabilisées

1.2.2.b. Intégrer la connexion actuelle d'une unité

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 (figure 32).



1.2.2.c. Intégrer l'évolution de la connexion d'une unité, choisir des essences adaptées

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. Il doit intégrer non seulement les conditions stationnelles actuelles mais aussi celles à venir. Il faut, par exemple, éviter d'investir sur le frêne dans une station mésophile, 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 1,5 à 2 m au-dessus du niveau d'eau dans le chenal à l'étiage.

Notons que l'évaluation actuelle de la connexion doit intégrer l'**épaisseur d'alluvions fines**. Pour les unités présentant une couche de sédiments fins est inférieure à 30-50 cm, il convient de décaler le choix de l'espèce de un ou deux niveaux de connexion hydrologique en direction du pôle sec. De même, si la connexion hydrologique est faible, mais l'épaisseur de sédiments forte, il est possible choisir une essence du niveau supérieur (plus humide).

Il faut donc (1) identifier les conditions actuelles (2) évaluer l'évolution hydro-morphologique (3) en déduire les conditions futures et (4) choisir une essence adaptée (figure 33).

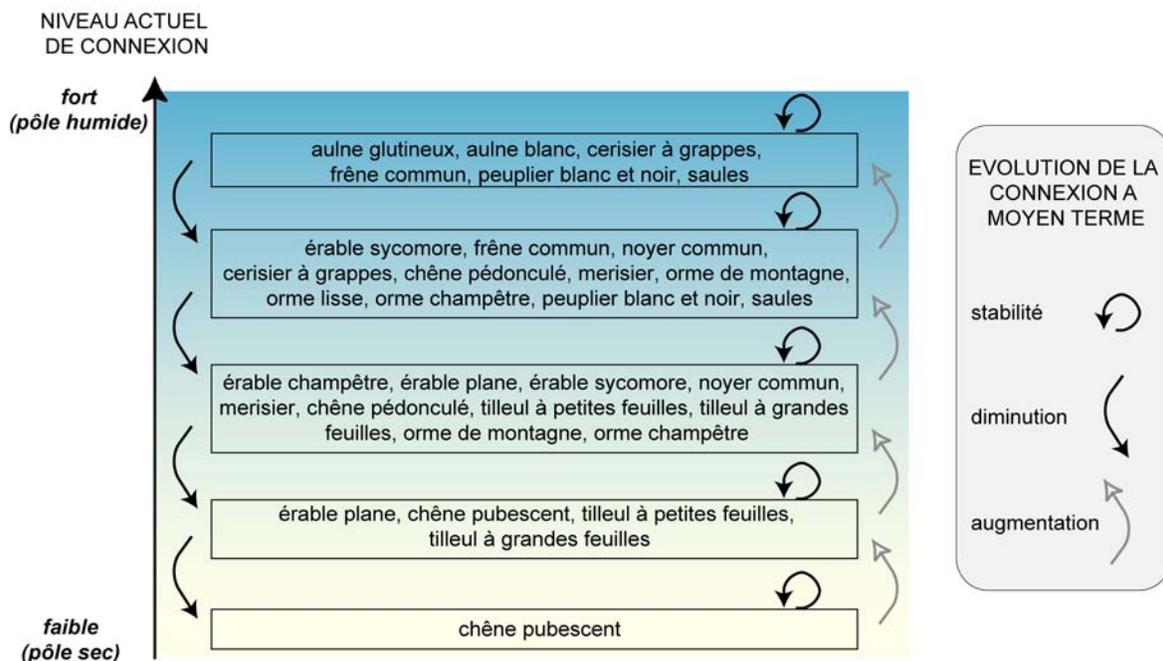


Figure 33 : choix d'une essence adaptée en fonction du niveau actuel de connexion et de son évolution probable.

Attention, les espèces ne sont pas présentées ici de façon exhaustive ; ainsi, certaines essences considérées comme non caractéristiques de milieux riverains ne figurent pas. De plus, de nombreuses espèces peuvent être rencontrées à un niveau de connexion différent de celui indiqué. Ce décalage peut s'expliquer par leur plasticité écologique et leur caractère rudéral mais aussi par des changements de connexion ou des conditions locales particulières. Par exemple, une espèce longévive comme le peuplier noir peut perdurer longtemps dans une unité même si les conditions de milieu se modifient ; cependant, dans ce cas la régénération est généralement impossible.

C2. Description des différentes modalités de gestion

Les modalités d'actions à mettre en œuvre sont ici rassemblées en fonction de leur échelle d'application :

- à une échelle qui dépasse le seul site d'intervention (tronçons amont et affluents du réseau hydrographique),
- sur le secteur de gestion proprement dit et
- sur les unités de végétation.

2.1. Modalités A - Actions à l'échelle de l'hydrosystème

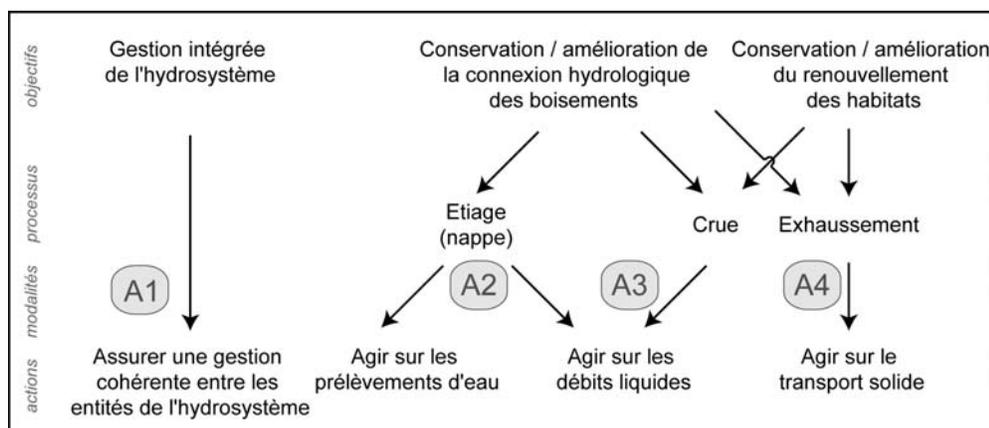


Figure 34 : modalités de gestion à l'échelle de l'hydrosystème.

2.1.1. Gestion des usages et des aspects paysagers

Objectif : gestion intégrée de l'hydrosystème.

Pour toutes les pratiques de gestion à large échelle, il convient de ne pas mettre en œuvre des actions de gestion de la forêt préjudiciables pour les autres entités de l'hydrosystème (chenal, prairie...) et en retour de gérer ces dernières sans porter atteinte au fonctionnement des forêts riveraines.

A1 : Assurer une gestion cohérente entre les boisements et les autres entités de l'hydrosystème

Actions

- Participer à toutes les démarches de gestion concertée concernant le site (SAGE...)
- Initier une ou plusieurs démarches de gestion concertée lorsqu'elles sont inexistantes

- Evaluer l'impact sur les boisements de toutes les actions envisagées sur les autres entités de l'hydrosystème, et inversement
- Rendre cohérents les outils réglementaires et les documents de planification avec les différentes législations en vigueur

Avantages dérivés

- Indispensable pour établir et entretenir des relations avec tous les acteurs concernés par la gestion du site

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Démarche à mettre en œuvre le plus tôt possible

2.1.2. Connexions amont/aval - Débits liquides

Objectif : réhabilitation de la dynamique de l'hydrosystème.

La modification des conditions de restitution des débits à l'aval d'un barrage ou de toute activité consommatrice d'eau concerne la végétation riveraine à plusieurs niveaux :

- gestion de l'amplitude et de la durée des événements de crue pour l'inondation des forêts alluviales,
- gestion de la fréquence des débits morphogènes pour le remaniement du substrat (espaces de colonisation),
- gestion de la phase de décrue, fondamentale pour l'établissement des milieux pionniers,
- gestion du débit d'étiage pour soutenir le niveau de la nappe en période de végétation.

A2 : Respect de l'hydrologie naturelle en période d'étiage

Actions

- En aval d'un ouvrage régulateur, négocier la restitution partielle ou totale des débits (période, volume, durée...) avec le gestionnaire de l'ouvrage
- Mettre en œuvre un plan de gestion des prélèvements d'eau en amont du site pour les périodes d'étiages forts et accusés

Avantages dérivés

- Participe à de nombreux aspects de la gestion des hydrosystèmes : peuplements piscicoles aval, activité consommatrice d'eau, activité de loisirs, remise en eau de bras morts...

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- A envisager notamment lors du renouvellement de concession des ouvrages hydroélectriques
- Provoque des pertes d'exploitation sur la production hydroélectrique
- La gestion des prélèvements en eau à l'amont nécessite souvent la mise en place d'un cadre légal (SAGE...)

Exemple

- Cf. exemple B1

A3 : Respect de l'hydrologie naturelle en aval d'un ouvrage régulateur en période de crue

Actions

- Négocier la restitution partielle ou totale des débits (période, volume, durée...) avec le gestionnaire de l'ouvrage

Avantages dérivés

- Cette modalité intéresse indirectement de nombreux aspects de la gestion des hydrosystèmes : peuplements piscicoles aval, activité consommatrice d'eau, remise en eau de bras morts...

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- A envisager notamment lors du renouvellement de concession des ouvrages hydroélectriques
- Provoque des pertes d'exploitation sur la production hydroélectrique
- Nécessite de prendre en compte les risques de crues à l'aval des barrages
- Peut participer à la restauration du transport solide

Exemple

- Sur la gestion de la phase de décrue pour favoriser l'installation de milieux pionniers : la figure 35 illustre un cas intéressant de la prise en compte de la régénération de la forêt alluviale en aval d'un barrage. Des travaux américains (Rood & Mahoney, 2000 ; Rood *et al.*, 2003) mettent en évidence l'importance de la phase de décrue sur le recrutement du peuplier dans les tronçons dont l'hydrologie est gouvernée par un ouvrage de rétention. Ils ont ainsi montré la nécessité d'une décrue ni trop rapide, pour assurer le transport des graines sur les sites remaniés et le maintien d'un taux d'humidité des sédiments suffisant pour la germination des graines, ni trop lente, pour éviter l'asphyxie des plantules de l'année (figure 35 A). Le déroulement de la phase de décrue permet d'expliquer les forts taux de recrutement observés les années où les débits sont favorables (comme en 1995 sur la rivière St Mary dans la province d'Alberta au Canada, figure 35 B). Identifier les besoins de la végétation permet ainsi de proposer des actions spécifiques de restauration en gérant les niveaux d'eau restitués par le barrage ; ce type d'action n'a encore, à notre connaissance, jamais été entrepris en France (où le premier problème reste souvent la production de surfaces régénérées). En effet, les projets de gestion des débits actuellement menés se fondent soit sur la faune piscicole (notamment dans le cadre de la loi pêche de 1984) soit sur la remise en eau de bras morts (ex. : plan décennal de restauration du Rhône sur de nombreux tronçons court-circuités). Des exemples existent aux USA sur la rivière Truckee dans les états du Nevada et de la Californie, où les débits restitués miment depuis 1995 les épisodes de crues naturelles du cours d'eau (en durée, en amplitude et en vitesse de décrue) (Rood *et al.*, 2003).

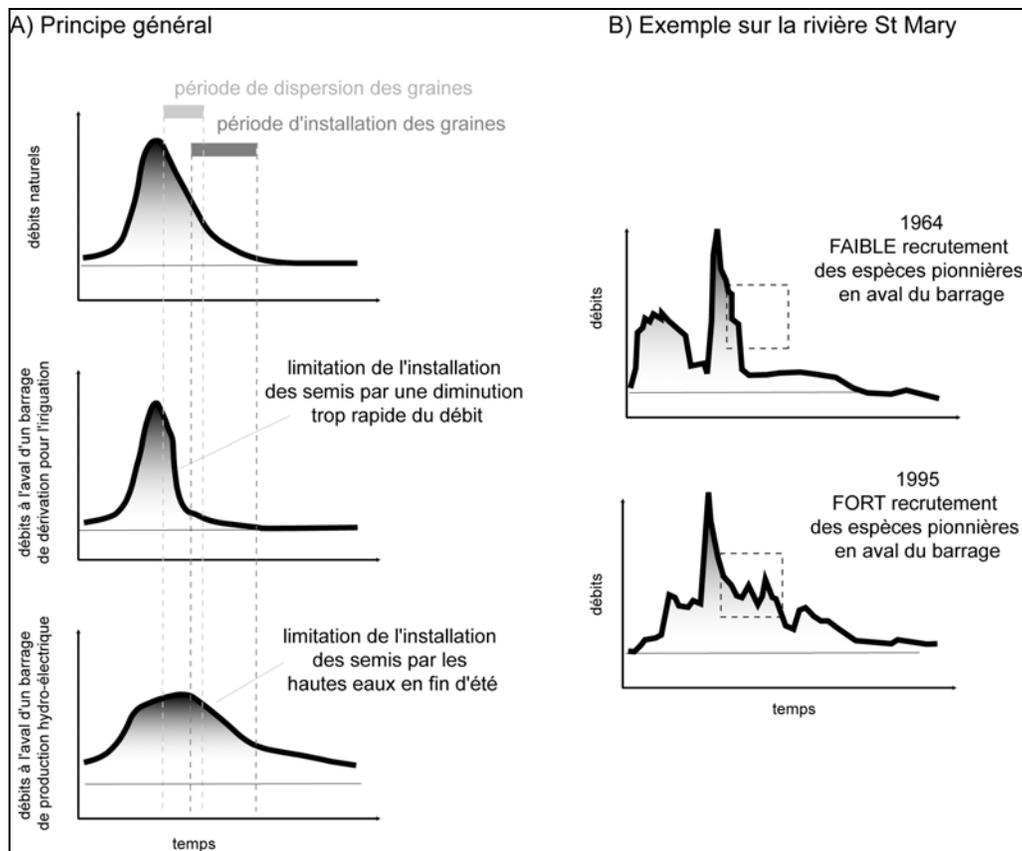


Figure 35 : gestion de la phase de décrue à l'aval des barrages pour favoriser l'installation des milieux pionniers (modifié d'après Rood & Mahoney, 2000 et Hughes, 2003).

2.1.3. Connexions amont/aval – transport solide

Objectif : conservation/réhabilitation de la dynamique de l'hydrosystème.

Il s'agit d'actions visant à mobiliser les sédiments en amont d'un secteur déficitaire pour limiter l'incision du chenal (freiner l'enfoncement de la nappe), provoquer un exhaussement local du lit mineur (relever la nappe) et augmenter l'instabilité latérale (générer des habitats pionniers).

A4 : Assurer le transfert de la charge de fond depuis l'amont

Actions

- Faciliter la production sédimentaire des versants en limitant leur protection
- Faciliter la reprise et le transit de la charge de fond stockée en amont (cf. B7 et B8)
- Introduire artificiellement des sédiments exogènes transportés par camions ou plus rarement par bateaux

- Assurer le transit de la charge grossière à travers les grands barrages en relarguant à l'aval de l'ouvrage les produits du dragage de la retenue



Photo 12 : relargage de la charge grossière à l'aval du Barrage Keswick sur la Sacramento (Kondolf & Matthews, 1993).

- Assurer le transit de la charge grossière à travers les grands barrages en installant des structures de transfert
- Dans le cas des ouvrages mobiles, gérer les débits pour assurer le passage de la charge (cf. A3)
- Remobiliser la charge bloquée dans les petits ouvrages en détruisant l'ouvrage ou en diminuant sa hauteur (ex : seuil de dérivation alimentant des infrastructures aujourd'hui abandonnées comme les moulins ou certaines petites usines, ouvrages RTM).
- Limiter les extractions et les curages dans le lit mineur à l'amont du site

Avantages dérivés

- Participe à la recréation d'habitats dans le chenal (poissons, macro-invertébrés...)
- Participe à la gestion des secteurs en exhaussement qui posent des problèmes de sécurité publique en amont
- Participe à la gestion de l'incision du chenal (déchaussement/déstabilisation des ouvrages)
- Limite le comblement de la retenue dans le cas des grands barrages
- Participe à la gestion des espèces migratrices, dans les cas de la destruction de petits ouvrages infranchissables

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Il ne faut pas de discontinuité entre les zones de remobilisation de la charge et le site d'intervention (ex : seuil ou retenue qui bloque la charge)
- Attention au risque d'engravement/inondation sur des secteurs intermédiaires
- Dans le respect d'une logique amont/aval, il ne faut pas remobiliser la charge du lit mineur sur des secteurs déjà déficitaires pour ne pas aggraver l'enfoncement du lit et donc la déconnexion des milieux dans ces secteurs situés amont
- Avant d'effectuer les travaux, s'assurer que le volume potentiellement remobilisable est important
- Dans le cas d'une recharge artificielle, le coût économique est élevé (ex : la réintroduction en 1997 dans le Rhône court-circuité de Chautagne de 22 000 m³ de sédiments grossiers par la CNR a coûté plus de 60 000 euros) et les impacts pour les riverains sont importants (passage de camions, aspect des zones de dépôt)
- Dans le cas des ouvrages, s'assurer que le cours d'eau a la capacité de transport adéquate à l'aval du barrage pour évacuer la charge, sinon intégrer la gestion des débits en périodes de hautes eaux (cf. A3)
- Dans le cas de la destruction de petits ouvrages, attention aux risques d'érosion régressive, d'érosion latérale et de vidange des zones humides en amont dans l'ancien plan d'eau

- Si la destruction de barrages participe potentiellement au respect d'une hydrologie plus naturelle, cette action semble peu réaliste pour la plupart des grands ouvrages (c'est-à-dire ceux qui modifient le plus l'hydrologie)
- Dans le cas d'un démantèlement d'ouvrage, évaluer la nature des sédiments présents dans la retenue et l'impact de leur remobilisation (notamment sur la faune aquatique)

Exemples

- Sur la production sédimentaire des versants : l'évaluation de l'efficacité potentielle d'interventions sylvicoles sur les versants fait actuellement l'objet de tests dans le bassin de la Drôme.
- Sur la reprise de la charge de fond stockée : programme de conservation de la dynamique fluviale actuellement en cours dans le cadre du LIFE NATURE « conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière d'Ain » (voir : <http://bassevalleedelain.com/life/fr/index.php>).
- Sur la réintroduction artificielle de sédiments par bateau : sur le Rhin, 96 000 m³ par an sont relargués depuis 1978 à l'aval de la chute d'Iffezheim pour un coût annuel d'environ 5 millions d'euros.
- Sur le transit de la charge grossière à travers les grands barrages : sur le haut-Rhône (site de Chautagne) les sédiments sont aspirés par une dragueuse installée sur une barge dans la retenue puis acheminés à l'aval du barrage par des conduites.
- Sur la remobilisation de la charge bloquée dans les petits ouvrages : à notre connaissance, il n'existe actuellement pas d'exemple en France de barrage supprimé pour assurer le transfert de la charge sédimentaire. Les seuls cas répertoriés portent sur la restauration des mouvements migratoires d'espèces de poissons : Kernansquillec sur le Léguer (environ 15 m de haut, Côtes-d'Armor), St- Etienne du Vigan sur l'Allier (12 m, Haute-Loire) et Maisons-Rouges sur la Vienne (3,8 m de haut, Indre-et-Loire) (voir : <http://www.rivernet.org/welcomef.htm>).

2.2. Modalités B - Actions à l'échelle du tronçon

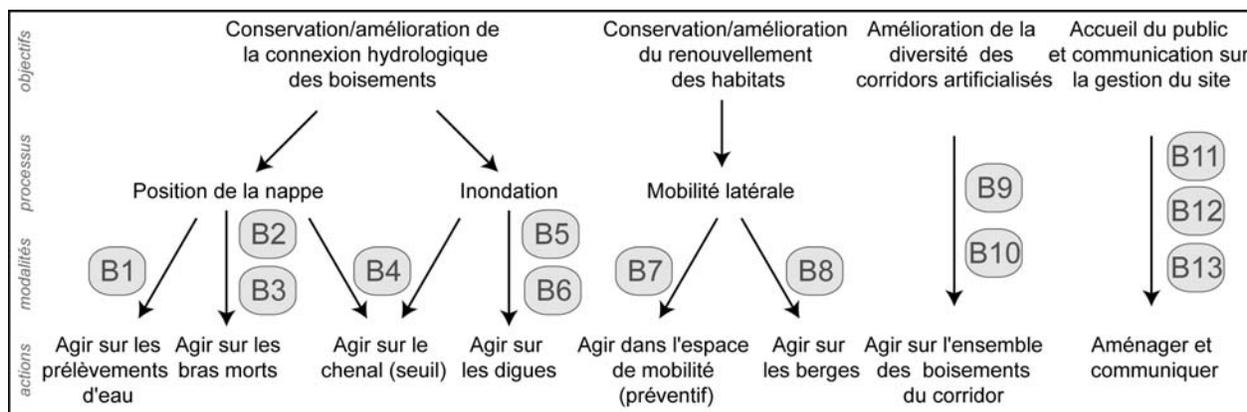


Figure 36 : modalités de gestion à l'échelle du site.

2.2.1. Connexions hydrologiques des boisements

Objectif : conservation/restauration de la dynamique de l'hydrosystème.

Ces actions visent à assurer une meilleure alimentation en eau des unités pour conserver ou restaurer le caractère alluvial des boisements (fréquence d'inondation élevée, nappe accessible).

B1 : Améliorer la connexion hydrologique verticale par gestion des prélèvements d'eau

Actions

- Améliorer la connexion hydrologique par les eaux souterraines par une gestion concertée de la ressource avec les acteurs prélevant de l'eau par pompages dans le périmètre du site : agriculteurs, industriels, collectivités
- Travailler avec les acteurs concernés sur les volumes et les périodes de pompage
- Travailler avec les acteurs sur la meilleure localisation des pompages, c'est-à-dire la moins préjudiciable pour les écosystèmes

Avantages dérivés

- Participe au soutien des niveaux d'eau dans les bras morts et dans le chenal notamment en période d'étiage

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Envisageable selon le contexte socio-économique et l'existence d'autres ressources en eau

Exemple

- Sur l'île de la Platière (Rhône moyen), un programme de réhabilitation est actuellement en cours pour limiter les effets négatifs de l'enfoncement de la nappe sur les boisements ; ce programme comprend : le déplacement des puits de captage industriels, la reconnexion d'un ancien chenal ainsi que l'augmentation des débits réservés à l'aval du barrage (figure 37).

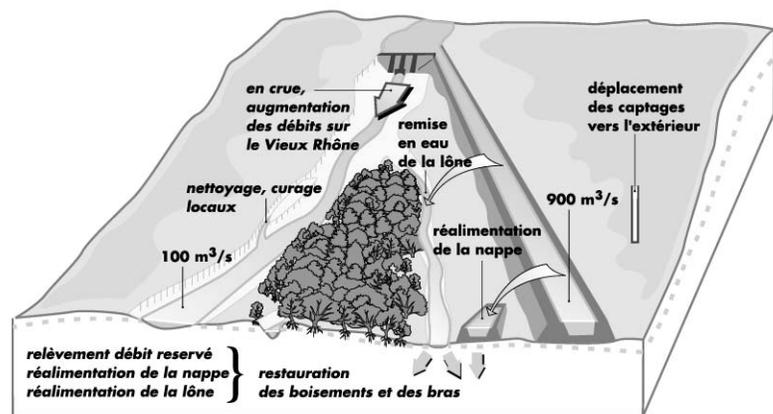
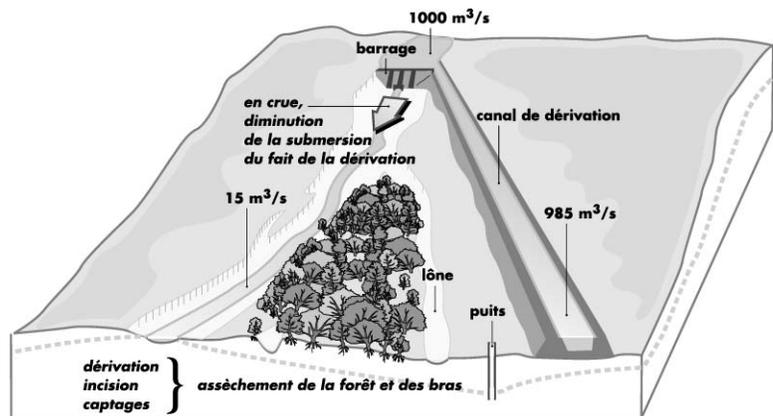


Figure 37 : réhabilitation du niveau piézométrique sur le site de l'île de la Platière (Michelot et al., 2003).

B2 : Conserver la connexion hydrologique verticale par les anciens chenaux

Actions

- Lutter contre l'atterrissement des bras morts par curage de sédiments fins et débroussaillage

Avantages dérivés

- Conservation des bras morts et donc de la diversité de la mosaïque fluviale
- Coût moindre que B3

Cohérences avec les autres modalités et recommandations diverses

- Action efficace si la diminution de la connexion est liée aux prélèvements d'eau dans la nappe
- Le comblement est un phénomène naturel d'évolution des anciens chenaux

B3 : Améliorer la connexion hydrologique verticale par remise en eau d'anciens chenaux*Actions*

- Remettre en eau d'anciens chenaux pour augmenter localement le niveau d'eau

Avantages dérivés

- Réhabilitation d'anciens chenaux

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Action efficace si la déconnexion est liée aux prélèvements d'eau dans la nappe
- La remise en eau des chenaux est également une opération de réhabilitation des bras morts, ce qui représente souvent un objectif en soi

Exemple

- cf. exemple de B1

B4 : Améliorer la connexion hydrologique verticale par la construction de seuils dans le lit mineur*Actions*

- Construire un ou plusieurs seuils dans le chenal

Avantages dérivés

- Dans certains cas, permet de conserver ou d'améliorer la fréquence d'inondation des boisements
- Limite l'incision du chenal dans les secteurs déficitaires

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Action efficace si la déconnexion est liée à l'enfoncement du cours d'eau
- Attention à la position des seuils et notamment au contournement des seuils
- Construction coûteuse
- Action de portée parfois limitée à l'amont immédiat du seuil
- Risque de transformer le cours d'eau en une suite de marche : perte de zones d'eau courante, limitation des transferts de la charge sédimentaire

B5 : Conserver la connexion hydrologique latérale par les eaux de surface*Actions*

- Interdire ou limiter la construction de digues ou de levées

Avantages dérivés

- Effet bénéfique sur les inondations aval (ralentissement du temps de transferts et du pic de crue par laminage)
- Maintien la connexion des annexes fluviales

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention au risque local d'inondation dans des secteurs sensibles
- Dans certains cas, favorise le comblement des bras morts

B6 : Améliorer la connexion hydrologique latérale par les eaux de surface*Actions*

- Abaisser les digues ou les levées
- Ouvrir une ou des brèches dans les digues ou les levées
- Détruire les digues ou les levées
- Reculer les digues ou les levées
- Construire un ou des seuils dans le chenal (cf. B4)

Avantages dérivés

- Effet bénéfique sur les inondations aval (ralentissement du temps de transferts et du pic de crue par laminage)
- Reconnexion d'annexes fluviales

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention au risque local d'inondation, lorsque la zone qui devient inondable comporte des parcelles à enjeux (ex : champs, pâturage), envisager le rachat ou l'indemnisation
- Attention à la modification des conditions de transport solide, notamment si des seuils sont mis en place (stabilisation du profil)
- Dans certains cas, peut accélérer le comblement des bras morts

Exemple

- Sur la réouverture de digues : le polder d'Erstein sur le Rhin. Suite à convention franco-allemande signée le 6 décembre 1982, de nombreux projets de remise en eau des zones boisées endiguées en période de crue ont été entrepris pour d'une part la protection des personnes et des activités aval et d'autre part la réhabilitation écologique de la forêt alluviale. Sur le site de Erstein, la submersion est assurée par des prises d'eau (Figure 38) ; de plus, le projet comprend également la restauration d'anciens chenaux (photo 13).



Photo 13 : ancien chenal reconnecté, plaine rhénane.

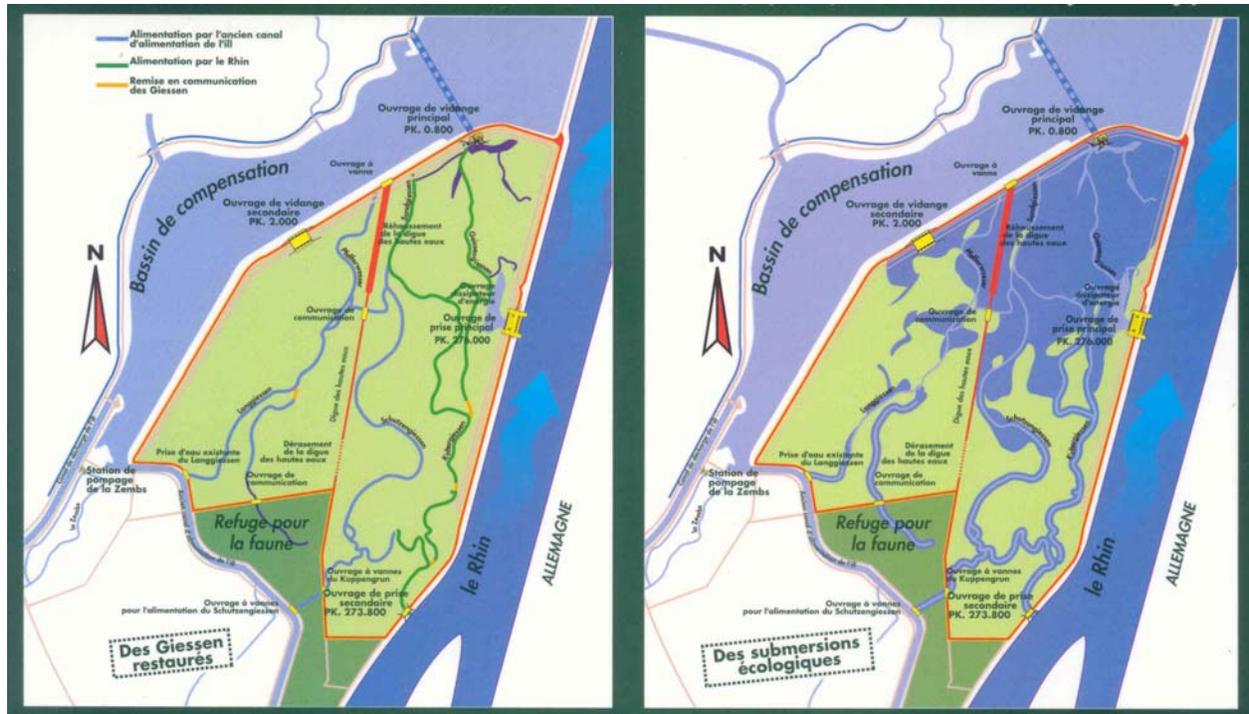


Figure 38 : le projet de réhabilitation du polder d'Erstein comprenant la restauration de bras morts et des submersions écologiques (d'après, Le polder d'Erstein, VNF, Direction Régionale de Strasbourg).

2.2.2. Renouveau des habitats

Objectif : conservation/restauration de la dynamique de l'hydrosystème.

Il s'agit d'actions visant à conserver ou restaurer la dynamique morphologique du site pour assurer le renouvellement des habitats et notamment permettre la régénération de milieux pionniers.

B7 : Gérer l'espace de mobilité sur le site pour préserver l'érosion latérale

Actions

- Déterminer l'espace de mobilité
- Mettre en œuvre une politique de rachat des terrains
- Limiter la construction d'ouvrages de protection de berge
- Interdire les nouvelles infrastructures susceptibles de justifier l'implantation de protections
- Envisager la relocalisation d'infrastructures encore en activité ou abandonnées (ex. : traitement des anciennes décharges)
- Limiter les extractions et les curages dans le lit mineur

Avantages dérivés

- Fourniture de sédiments dans les tronçons aval si ceux-ci sont déficitaires
- Diversification des habitats du corridor

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention aux problèmes d'érosion des terrains agricoles, urbanisés, écologiquement sensibles et également des parcelles sur lesquelles la production de bois est envisagée (bien prioriser les objectifs)

B8 : Favoriser l'érosion des berges et des unités stabilisées

Actions

- Supprimer les protections de berges (digues, épis...)
- Construire des épis de déflexion pour diriger les flux sur la berge à éroder
- Augmenter la sensibilité des berges à l'érosion par dévégétalisation
- Favoriser la mobilité des bancs en limitant la végétalisation (broyage de la végétation arbustive, griffage, abattage et dessouchage des arbres) ou en créant des tranchées de redynamisation

Avantages dérivés

- Dans le cas de secteurs endigués et des tronçons court-circuités, la dévégétalisation limite le développement ligneux et donc réduit les risques locaux de sur-inondation

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention aux problèmes d'érosion des terrains agricoles, urbanisés, écologiquement sensibles et également des parcelles sur lesquelles la production de bois est envisagée (bien prioriser les objectifs)
- Problème paysager, notamment pour la construction d'épis de déflexion
- Prévoir des campagnes de sensibilisation des riverains afin de leur faire comprendre les enjeux
- Mesures de rachat des terrains

Exemples

- Sur l'Elbe au niveau de Brandenburg (Allemagne), 6,4 km de levées ont été reculées vers l'extérieur de la plaine en 2002 sur une largeur maximum de 1,2 km pour permettre la réinstallation de milieux boisés. Cette action a été complétée par 120 ha de plantations (voir : <http://www.burg-lenzen.de/deichrueckverlegung/welcome.html>).
- Sur l'Emme au niveau de Aefligen (Suisse), les digues ont été supprimées en 1991 sur près de 500 m pour permettre un élargissement du chenal (photo 14). Cette action a permis d'augmenter la diversité des habitats et notamment l'implantation de milieux arbustifs (Rohde, 2004).



Photo 14 : l'Emme à Aefligen avant et après la suppression des digues (Rohde, 2004).

- Sur la Drôme, la remobilisation des surfaces stabilisées se fait par le creusement de tranchées de redynamisation et par dévégétalisation des bancs de galets (griffage) (photo 15).



Photo 15 : remobilisation des bancs de galets sur le Drôme : tranchée de redynamisation et griffage de la végétation (cliché N. Landon).

2.2.3. Diversité au sein des corridors fortement artificialisés

Objectif : restauration de la diversité biologique.

Pour assurer la conservation d'une certaine diversité biologique dans des milieux forestiers fortement artificialisés (plantations) ou lorsque l'artificialisation des débits rend impossible la restauration des perturbations, il convient de mettre en œuvre des pratiques de gestion cohérentes à l'échelle de tout le site.

B9 : Favoriser la biodiversité au sein des corridors dominés par les plantations de peupliers

Actions

- Diversifier les modes de traitement
- Diminuer les surfaces de coupe d'un seul tenant
- Reconvertir des unités en se basant sur les essences autochtones

Avantages dérivés

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Concerne les massifs essentiellement constitués de plantations de peupliers de production
- Si la production intensive n'est pas l'objectif du site cf. C6

B10 : Favoriser la biodiversité au sein de tronçons à hydrologie modifiée

Actions

- Mettre en œuvre un programme d'essartage à moyen terme pour créer une mosaïque d'unités d'âges variés (il s'agit ici de mimer, par des coupes, la mosaïque d'habitats d'âges variés normalement liée au remaniement réguliers du substrat lors des crues) (cf. exemple de la Durance)

Avantages dérivés

- Participe potentiellement à la gestion du risque d'inondation en limitant le développement généralisé de boisements matures

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Modalité à réserver lorsque le régime de perturbation lié aux crues et au remaniement du substrat ne peut pas être restauré
- Pour recréer de véritables milieux pionniers au sein de la mosaïque, les travaux doivent intégrer des actions sur le substrat (ex : décapage des sédiments fins, griffage des sédiments grossiers...)
- Etudier la possibilité de valoriser localement le bois (ex : coupes de bois de chauffe réalisées par les riverains)

Exemple

- Sur la Durance, l'instauration d'une bande d'essartage mobile et la conservation d'îlots non coupés vise à diversifier le corridor (figure 39).

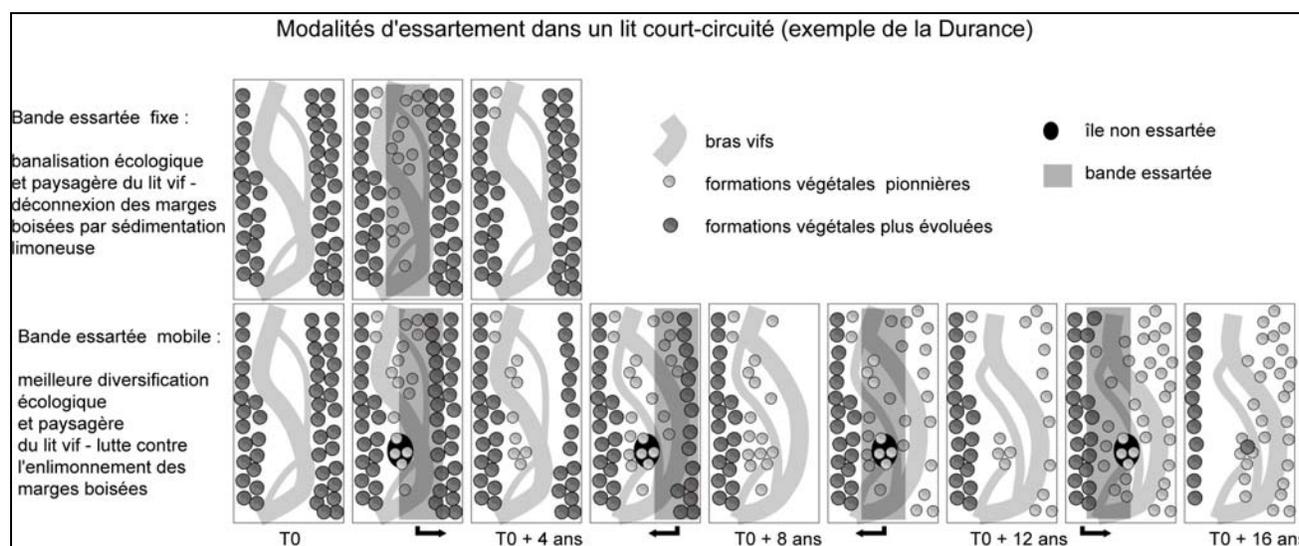


Figure 39 : programme d'essartement dans le lit court-circuité de la Durance (Boyer & Piégay, 2003)

2.2.4. Fréquentation et communication

Objectif : accueil du public et communication.

Il s'agit d'accueillir du public pour des activités de loisir et de sensibilisation à l'environnement sans nuire aux actions de conservation des écosystèmes. Au-delà du public, la communication doit s'adresser à tous les acteurs concernés par la gestion des forêts alluviales.

B11 : Mise en place d'un plan de gestion de la fréquentation

Actions

- Recenser les usages et la géographie de ces usages sur le site (promenade, cueillette, chasse, pêche, détente)
- Mettre en place un réseau de sentiers
- Fermer certaines zones sensibles (présence d'espèces patrimoniales ou sensibles au dérangement, îlots de vieillissements)

Avantages dérivés

- Meilleure connaissance, et donc appropriation, du milieu par les riverains et les usagers

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention aux zones sensibles (reproduction, espèces protégées...)
- Assurer une bonne cohérence avec l'accueil du public (B12, C18, C19 et C21)

Exemple

- Zone d'accueil du public : le parc rustique de Vernaison (Rhône, aménagement de Pierre-Bénite). Après 100 ans d'aménagement, le Rhône court-circuité de Pierre-Bénite (15 km au sud de Lyon) ne connaît aujourd'hui plus d'activité morphologique. Du fait de l'incision du lit, la plupart des boisements se retrouvent déconnectés de la nappe (profonde d'environ 5 m) et ce, malgré l'augmentation du débit réservé en 1999. Sur ce site, la réhabilitation se concentre sur la reconnexion des zones humides et de leur diversité. Suite à une forte demande sociale locale, cette réhabilitation s'est accompagnée de la remise en état d'un réseau de sentiers pour permettre aux riverains de se « réapproprier » les abords du fleuve. Un espace d'accueil a également été aménagé (photo 16).



Photo 16 : le parc rustique de Vernaison, une zone d'accueil du public (15 km au sud de Lyon).

B12 : Actions d'accueil du public*Actions*

- Réaliser un sentier pédagogique thématique centré sur quelques unités forestières bien contrastées présentant les spécificités des forêts alluviales, les principaux types de forêts rencontrées, les essences les plus fréquentes et les principes de gestion appliqués sur le site
- Organiser des opérations ponctuelles de vulgarisation (ex : rencontre de scientifiques et de gestionnaires lors de la fête de la science)
- Organiser des actions ponctuelles de sensibilisation non spécifiques mais créant ou maintenant le contact avec les riverains et les usagers (ex : ramassages des déchets)
- Communiquer sur le fonctionnement général de l'hydrosystème, sur la logique de gestion intégrée, sur la gestion forestière, sur la notion d'espace de mobilité, sur les programmes de financement de mesures environnementales, sur l'écocertification, sur les études menées par le gestionnaire...

Avantages dérivés

- Meilleure connaissance, et donc appropriation, du milieu par les riverains et les usagers

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Assurer une bonne cohérence avec l'accueil du public (B11, C18, C19 et C21)

B13 : Porter à connaissance des pratiques de gestion et de l'expérience de son site*Actions*

- Garder la trace de toutes les modalités de gestion mises en œuvre sur le site ainsi que de tous les essais entrepris, les réussites comme les échecs (ex : régénération du chêne, lutte contre la renouée)
- Communiquer par l'intermédiaire d'articles ou de présentations orales sur ces modalités et sur l'expérience accumulée à destination des gestionnaires, du public et des scientifiques

Avantages dérivés

- Possibilité d'échange avec d'autres sites et donc de gain de temps (évite de mettre en œuvre des actions inefficaces)

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Permet de valoriser toutes les actions entreprises sur le site

2.3. Modalités C - Actions sur les structures végétales

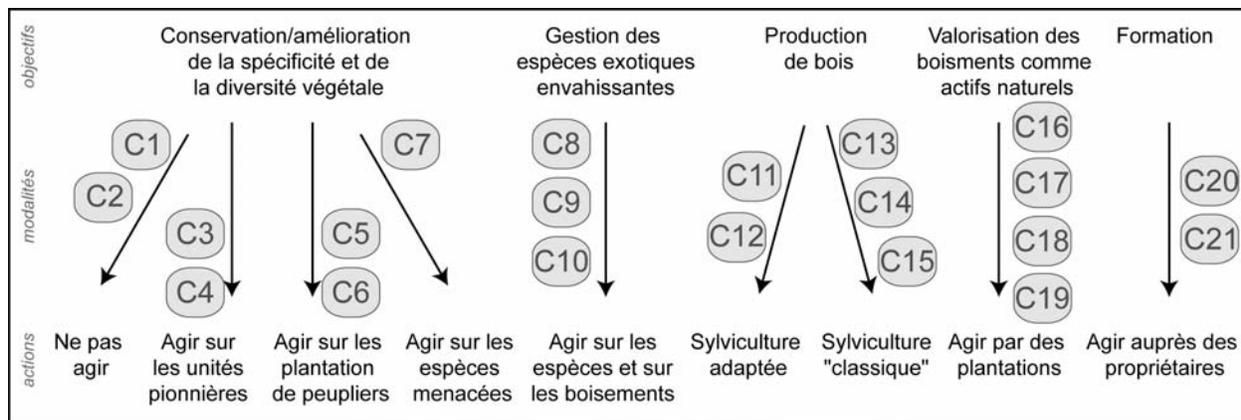


Figure 40 : modalités de gestion à l'échelle des unités homogène de végétation.

2.3.1. Spécificité et diversité végétale - Non intervention

Objectif : conservation des dynamiques écologiques et de la diversité biologique.

Il s'agit de laisser s'exprimer la dynamique de succession écologique et notamment de maintenir des stades matures avec du bois mort. Rappelons que le bois mort participe au fonctionnement hydro-géomorphologique (érosion de berge, inondation et relèvement de nappe) et biologique (habitats, nourriture) de l'hydrosystème.

C1 : Non intervention

Actions

- Aucune action n'est entreprise sur la surface concernée

Avantages dérivés

- Aucun coût de gestion

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Parfois perçue négativement par les personnes qui fréquentent le site : si c'est le cas, mettre en œuvre cette modalité loin des sentiers d'accès, ou l'accompagner par des panneaux de sensibilisation
- Produit du bois de faible qualité marchande donc, si par la suite une production extensive est envisagée, cela nécessitera une phase de transition
- Comme les autres modalités de gestion, la non intervention doit impérativement être accompagnée d'un suivi de l'évolution des peuplements

Exemple

- Sur l'effet de la non intervention : le réseau des réserves naturelles de France mène actuellement un programme de suivi de la dynamique spontanée de l'évolution de boisements riverains gérés en non intervention. Pour tous renseignements contacter l'association des amis de la réserve naturelle de l'île de la Platière (platiere@espaces-naturels.fr).

C2 : Gestion des arbres morts*Actions*

- N'exporter aucun bois de la parcelle (comprise dans la modalité C1)
- Pour les parcelles de production, ne pas exploiter tous les gros bois
- Laisser sur place du bois mort sous diverses formes (buisson, troncs plus ou moins décomposés...)
- Prévoir des zones de plus forte concentration de bois mort
- Détourner certains individus pour accélérer la production de gros bois

Pour conserver du bois mort sur un site sans aggraver les risques hydrologiques à l'aval :

- Modifier les ouvrages sensibles pour limiter le piégeage des bois en période de crue
- Construire des ouvrages de rétention sur les berges ou dans le chenal en amont de ces ouvrages
- Intégrer le risque de formation d'embâcles dans la conception de nouveaux ouvrages

Avantages dérivés

- Aucun coût de gestion pour les parcelles

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention aux risques de chute dans les sites fréquentés par du public
- Aspect paysager parfois perçu négativement par le public (prévoir des actions de communication spécifiques)

Exemple

- Sur les ouvrages de rétention du bois : photo 17. Ce type d'aménagement permet de limiter les transferts de bois mort. Ce dernier est extrait après chaque grosse crue. Ainsi, le site en amont du piège peut conserver des débris ligneux favorables à la diversité sans porter préjudice aux secteurs aval. D'autres pièges, visuellement plus discrets, peuvent être positionnés en berge dans les concavités de méandres.



Photo 17 : structure de rétention du bois mort sur la Chämptnerbach en Suisse (cliché G.R. Bezzola).

2.3.2. Spécificité et diversité végétale - Rajeunissement et maintien de stades pionniers

Objectif : conservation de stades pionniers au sein de l'hydrosystème.

C3 : Réhabilitation des espèces pionnières par coupe de rajeunissement et / ou bouturage

Actions

- Coupe rase, de préférence par petites trouées
- Bouturage en cas de nécessité

Avantages dérivés

- Participe à la conservation du patrimoine génétique des essences pionnières

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention aux parcelles situées dans l'espace de mobilité
- Coût plus important si bouturage
- Attention cette modalité ne restaure pas les « milieux pionniers » mais seulement les essences pionnières, en effet un recépage ne recrée pas nécessairement la flore et la faune associée, ni le sol d'un habitat pionniers

Exemple

- Action menée dans la réserve naturelle de l'île de la Platière (platiere@espaces-naturels.fr).

C4 : Réhabilitation de milieux pionniers par retalutage

Actions

- Abaisser le niveau topographique de la berge par l'excavation des sédiments

Avantages dérivés

- Selon la nature des berges, l'excavation peut fournir des sédiments grossiers et donc participer à la restauration du transport solide sur le tronçon
- Participe à la conservation du patrimoine génétique des essences pionnières

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Coût des travaux potentiellement important
- Coupler cette modalité avec les objectifs de restauration du transport solide (A4 et B8) et de la qualité des eaux (C16)
- Attention à la faune lors des travaux

2.3.3. Spécificité et diversité végétale - Gestion et réhabilitation des plantations de peupliers

Objectif : renaturation/production.

Il s'agit ici de limiter l'impact écologique des plantations de peupliers voire de réhabiliter ces unités (reconversion en peuplement « naturel »)

C5 : Gestion des plantations de peupliers

Actions

- Favoriser le développement du sous étage en limitant l'entretien aux premières années
- Choisir des stations adaptées (pas trop sèches, pas d'habitats pionniers)
- Dans les secteurs offrant peu de possibilités de régénération naturelle (faible activité morphologique du chenal), limiter les superficies de plantations mono-clonales

Avantages dérivés

- Réduction des coûts d'entretien
- La présence d'un sous étage permet également de lutter indirectement contre les espèces exotiques envahissantes (photo 18)
- Meilleures formes des peupliers produits

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Les plantations en alignement sont parfois perçues négativement dans un paysage « naturel », il faut donc être attentif à la localisation des parcelles en cohérence avec les sentiers (B11).
- Les risques de pollution du patrimoine génétique du peuplier noir dépendent fortement du contexte fonctionnel du site et l'effet quantitatif des transferts sur le pool génétique sauvage reste délicat à évaluer (même si l'on sait aujourd'hui qu'ils peuvent être importants comme dans le cas du peuplier d'Italie). Pour les plantations d'hybrides inter-spécifiques, leur impact varie en fonction des possibilités de régénération naturelle offertes au peuplier noir sur le site (dynamique hydro-morphologique) et des superficies de plantations monoclonales.



Photo 18 : Plantation de peupliers sur le site de Bregnier Cordon (haut-Rhône), l'absence d'une strate arbustive en sous étage a permis à la balsamine géante (*Impatiens glandulifera*) de s'installer en population dense.

C6 : Réhabilitation des plantations de peupliers

Actions

- Non intervention (modalité C1) ou
- Extraction progressive des peupliers par bouquets, suivie de non intervention (modalité C1) ou
- Extraction progressive des peupliers par bouquets, suivie d'une reconversion sur les accrus naturels (modalité C11)

Avantages dérivés

- Faible coût

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Appliquer aux peupleraies abandonnées et à celles situées dans des stations inadaptées
- Extraire par bouquets assure une mise en lumière progressive du sous étage

2.3.5. Spécificité et diversité végétale - Espèces menacées

Objectif : conservation /restauration de la diversité spécifique et génétique.

Mettre en œuvre des actions pour assurer le maintien d'une ou plusieurs espèces sur le site.

C7 : Protection spécifique et réintroduction d'espèces

Actions

- Identifier les espèces cibles
- Conserver la ressource génétique d'une espèce *ex situ* en constituant des banques de graines
- Conserver la ressource génétique d'une espèce *in situ* (ex : pour *Populus nigra*, coupe des rejets après l'exploitation des peupliers, choix des clones pour les plantations, maintien de semenciers...)
- Lutter contre les attaques parasitaires (ex : dépérissement de l'aulne lié à un champignon du genre *Phytophthora*)
- Favoriser le maintien d'une espèce par des actions sylvicoles (ex : le détournement au profit de la régénération du chêne)
- Réintroduire une espèce (ex : orme lisse, vigne sauvage...)

Avantages dérivés

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- S'assurer à l'échelle du site que les conditions fonctionnelles pour la survie de l'espèce sont présentes ou peuvent être restaurées
- Dans le cas des programmes de revégétalisation, il convient de porter un soin particulier à la provenance et aux caractéristiques génétiques des plants introduits. Par exemple pour le peuplier

noir, la plantation de peupliers d'Italie (variété communément proposée par les pépiniéristes) doit être évitée

Exemple

- Sur la réintroduction d'espèces : la Réserve Naturelle de l'île de la Platière mène actuellement une politique de renforcement de la population d'orme lisse. La taille de la population est aujourd'hui estimée à environ 50 individus. Une pépinière permet d'obtenir, à partir de graines récoltées sur le site, des plants d'environ 1,5 m de haut au bout de 3 ans. Ces plants sont ensuite placés dans les parcelles où des travaux de restauration forestière sont engagés si les conditions stationnelles le permettent. Actuellement, une cinquantaine de plants a été installée avec un bon taux de reprise. Ce type d'action est actuellement envisagé sur l'Arve, où l'orme lisse a également été identifié.

2.3.6. Gestion des espèces exogènes et des espèces invasives

Objectif : conservation/restauration du fonctionnement des dynamiques écologiques et suivi du site.

Sur chaque site, il convient d'assurer le suivi des espèces exotiques envahissantes susceptibles de poser des problèmes (encadré XV) et si nécessaire de limiter leur impact sur le fonctionnement des écosystèmes.

C8 : Lutte directe contre les espèces exotiques envahissantes.

Actions

- Adapter l'intervention en fonction de chaque espèce
- Couper les individus et les rejets pour les espèces ligneuses
- Couper des semenciers pour les essences ne se reproduisant pas de manière végétative
- Pour les espèces herbacées : arrachage...
- Exporter et détruire la matière coupée

Avantages dérivés

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Appliquer cette modalité aux espèces problématiques formant des peuplements très denses ou possédant une capacité d'invasion et de dispersion très forte (ex : renouée)
- Coût élevé si cela nécessite plusieurs passages
- Dessoucher est une opération qui augmente le coût de l'intervention mais qui assure une bonne efficacité dans la lutte

Exemple

- l'écorçage d'individus d'érable negundo est actuellement expérimenté sur plusieurs Réserves Naturelles (île du Girard, St Pryvé). Malgré le faible recul temporel, les premiers résultats indiquent une forte mortalité à partir de la seconde année, même sur de gros individus.

Encadré XV - Les espèces exotiques, définition et place dans les corridors fluviaux

- **Espèce exotique** (exogène, allochtone) : en référence à un territoire biogéographique donné, c'est une espèce originaire d'un autre territoire.
- **Espèce acclimatée** : espèce exotique capable de se multiplier par voie végétative mais ne pouvant pas se reproduire sexuellement.
- **Espèce naturalisée** : espèce exotique capable de se reproduire dans le milieu où elle a été introduite.
- **Espèce envahissante** : espèce dont les capacités de propagation et de colonisation sont suffisamment fortes pour engendrer une modification significative du fonctionnement des processus biogéochimiques de l'écosystème. Au sens large cela ne désigne pas forcément une espèce exotique, mais dans la pratique, l'association « envahissante » et « exotique » est très courante.

Notons que les espèces exotiques ont généralement un comportement de type pionnier ou rudéral (comme de nombreuses espèces des forêts alluviales). De fait, le régime de perturbation hydro-sédimentaire imposé par le chenal sur l'ensemble du corridor, en favorisant le remaniement des surfaces et la propagation des graines et des fragments végétatifs, est un facteur important de maintien et de développement de ces espèces. La proportion des essences exotiques (comme celle des espèces rudérales) est donc plus forte dans les milieux pionniers que dans les stades forestiers avancés. Les activités humaines se traduisent aussi par la génération de grandes surfaces colonisables (gravières, coupes...). Les corridors fluviaux sont donc des **espaces sensibles** à l'intrusion des espèces envahissantes notamment lorsque l'hydrologie naturelle est modifiée. Cependant, toutes les espèces exotiques ne sont pas capables de modifier profondément la dynamique des écosystèmes dans lesquels elles sont installées. Ainsi, Tabacchi (2002) estime que sur les 15 000 espèces exogènes introduites en France, seulement 1 500 sont naturalisées et 150 abondantes et fréquentes ; au final, moins de **50 espèces sont potentiellement problématiques**.

Des éléments pour la lutte contre certaines essences exotiques sont disponibles dans les documents suivants :

- Gestion des plantes exotiques envahissantes en cours d'eau et zones humides, 2004, 68 p.

Disponibles sur : http://www.forum-marais-atl.com/iso_album/guide_plantes_env.pdf

- Plantes envahissantes de la région méditerranéenne, 2003, Agence Méditerranéenne de l'Environnement, Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles, 48 p.

Disponible sur : <http://www.ame-lr.org/publications/espaces/plantesenvahissantes/pdf/plantesenvahissantes.pdf>

- Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France. Synthèse bibliographique, 1997, Collectif, Les études de l'Agence de l'eau, Etude n°68, 199 p.

Disponible sur : <http://www.eaufrance.com/francais/etudes>

C9 : Lutte indirecte contre les espèces exotiques envahissantes*Actions*

- Eviter les coupes rases du peuplement arboré en place
- Maintenir le couvert végétal, notamment le sous étage, pour limiter l'installation ou le développement d'espèces héliophiles

Avantages dérivés

- Coût moindre que C8

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Cette modalité est surtout efficace contre les espèces invasives qui profitent des coupes pour exprimer leur caractère rudéral et héliophile sans bloquer la succession
- Modalité importante en ce qui concerne le robinier qui drageonne abondamment après une coupe et supplante ainsi souvent les autres espèces (notamment en stations mésophiles à sèches)

C10 : Surveillance des espèces exotiques envahissantes*Actions*

- Identifier les essences exotiques envahissantes présentes sur le site et au sein du bassin versant
- Mettre en place un programme de suivi des espèces présentes sur le site (ainsi que des espèces sensibles dans le réseau hydrographique mais absentes sur le site)
- Programmer des actions de lutte directe (cf. modalité C8) pour les espèces faiblement implantées mais potentiellement problématiques comme les renouées du Japon

*Avantages dérivés**Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses*

- Intégrer ce suivi dans un programme complet de suivi du site
- Etudier la possibilité de la mise en place d'un réseau à l'échelle des grands bassins pour suivre la propagation de ces espèces

2.3.7. Production - sylviculture adaptée

Objectif : production.

L'objectif est de produire du bois de qualité d'essences de feuillus précieux avec un impact sur le fonctionnement écologique des boisements moyen ou faible pour préserver au mieux leur spécificité et leur diversité écologique. Rappelons que la production de bois participe au développement local par le biais des activités économiques générées.

C11 : Futaie irrégulière basée sur l'amélioration de l'existant*Actions*

- Retenir des essences adaptées
- Repérer les tiges d'avenir dans le peuplement existant [sur l'Ain, Dumas (2004) propose 50 t.ha⁻¹]
- Réaliser des coupes légères d'éclaircie au profit de ces tiges (détourage vigoureux sans toucher au reste du peuplement)

Avantages dérivés

- Impact paysager et faunistique limité

- Coût d'entretien faible

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Modalité de production la plus cohérente dans l'espace de mobilité
- Attention à la mise en place d'accès qui peuvent faciliter la pénétration dans la forêt sur les sites sensibles
- Possibilité de faire réaliser les éclaircies par les riverains
- Modalité qui peut, dans certains cas, pénaliser les essences les plus héliophiles (comme le chêne), lui associer éventuellement la modalité C7

C12 : Futaie irrégulière avec enrichissement par plantation d'essences locales

Actions

- Réaliser des trouées dans un peuplement existant
- Planter des essences locales adaptées aux conditions de milieu actuelles et futures dans les trouées

Avantages dérivés

- Rapport potentiellement plus important qu'en C2 (mais entretien plus coûteux)
- Si les trousés sont petites, l'impact paysager et écologique est modéré

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention aux parcelles situées dans l'espace de mobilité
- Intéressant lorsqu'il n'y a pas de semenciers localement, ou en absence de tiges bien conformées d'essences adaptées

Exemple

- Pour le choix des essences, sur l'Ain Dumas (2004) propose l'érable sycomore et le merisier dans le pôle frais des frênaies mésophiles et l'érable plane dans le pôle sec. Il envisage également le recours à des essences non autochtones mais ne présentant pas de risque de propagation ou de pollution génétique : le noyer hybride (stations mésophiles et mésohygrophiles) et le poirier forestier (frênaies mésophiles)

2.3.8. Production – sylviculture « classique »

Objectif : production.

Ces modalités visent à produire du bois selon des méthodes classiques, moins adaptées aux forêts alluviales ; elles sont donc peu recommandées. Si elles sont retenues, il convient de respecter au maximum les principes généraux en faveur de la diversité biologique (encadré XVI). Rappelons que la production de bois participe au développement local par le biais des activités générées.

C13 : Taillis simple*Actions*

- Couper régulièrement tous les arbres de l'unité, temps de rotation en fonction de l'espèce
- Aucune intervention entre les coupes

Avantages dérivés

- Coût très faible

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Phase de coupe rase sensible en termes de paysage et d'invasion biologique (notamment à proximité des berges ou zone inondée régulièrement)
- Concerne les espèces feuillues (rejetant de souche), mais plus fréquemment l'aulne, le robinier, et le chêne pubescent

C14 : Taillis sous futaie*Actions*

- Coupe comme la modalité C13, avec sélection et maintien des tiges intéressantes pour la production de bois d'oeuvre

Avantages dérivés

- Impact paysager et écologique moindre que C13

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Phase de coupe rase sensible en termes de paysage et d'invasion biologique
- Attention aux parcelles situées dans l'espace de mobilité
- Modalité légitime surtout dans les stations sèches sur lesquelles la production qualitative baisse

C15 : Futaie régulière*Actions*

- Constituer un peuplement à partir de graines (semis naturel ou artificiel) où tous les arbres ont sensiblement le même âge en conservant, au fur et à mesure des coupes, les arbres les mieux conformés

Avantages dérivés

- Potentiellement bon rapport

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention aux parcelles situées dans l'espace de mobilité
- Choisir des essences adaptées et intégrer l'évolution des conditions de milieu

Exemples

- Sur l'écologie et la sylviculture des feuillus précieux : voir par exemple, la Revue Forestière Française n° spécial XLIV (1992), Franc & Ruchaud (1996) et, spécifiquement pour le frêne, Pilard-Landreau & Le Goff (1996).

2.3.8. Action sur la qualité de l'eau

Objectif : réhabilitation.

Reboiser des zones pour améliorer la qualité notamment en termes de teneur en éléments azotés et phosphatés.

C16 : Reboisement/renaturation pour la qualité de l'eau

Actions

- Identifier les espaces non boisés d'interfaces entre les zones agricoles et le cours d'eau
- Si les conditions de connexion hydrologique sont bonnes, favoriser l'installation naturelle d'un boisement ou réaliser des plantations
- Si les conditions ne sont pas propices, envisager la possibilité de retaluter la berge pour abaisser le niveau topographique dans la zone de battage

Avantages dérivés

- Participe au maintien de milieux pionniers

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Dans le cas du retalutage de la berge, coupler avec C4
- Dans le cas des programmes de revégétalisation, il convient de porter un soin particulier à la provenance et aux caractéristiques génétiques des plants introduits

2.3.9. Action le corridor biologique

Objectif : réhabilitation.

Reboiser des zones pour assurer une bonne connexion entre les unités forestières d'un site et ainsi diminuer la fragmentation du corridor.

C17 : Reboisement/renaturation pour connexions écologiques

Actions

- Choisir des essences adaptées

- Identifier les principaux fragments boisés qu'il convient de reconnecter
- Réaliser des plantations irrégulières dans l'espace et en plusieurs phases temporelles
- Utiliser les accrus naturels

Avantages dérivés

- Peut également participer à la réhabilitation paysagère (C18)

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Evaluer la capacité locale de reformation d'une forêt alluviale en cas de non intervention au regard du coût des plantations
- Attention aux parcelles situées dans l'espace de mobilité
- Dans le cas des programmes de revégétalisation, il convient de porter un soin particulier à la provenance et aux caractéristiques génétiques des plants introduits

2.3.10. Action sur le paysage

Objectif : accueil du public.

Il s'agit de réaliser un corridor paysager au niveau des accès fréquentés par le public pour améliorer la qualité paysagère du site.

C18 : Reboisement/renaturation pour fonction paysagère

Actions

- Choisir des essences adaptées
- Réaliser des plantations irrégulières dans l'espace et en plusieurs phases temporelles
- Utiliser les accrus naturels

Avantages dérivés

- Peut également participer à diminuer la fragmentation du corridor (C17)

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention aux parcelles situées dans l'espace de mobilité
- Dans le cas des programmes de revégétalisation, il convient de porter un soin particulier à la provenance et aux caractéristiques génétiques des plants introduits

Exemple

- Dans le cadre du plan d'aménagement de la forêt communale de Blyes (Rivière d'Ain), trois parcelles ont été replantées pour établir une « liaison forestière » entre le corridor et le village (groupe d'amélioration, parcelles 2,3 et 4 sur la figure 41).

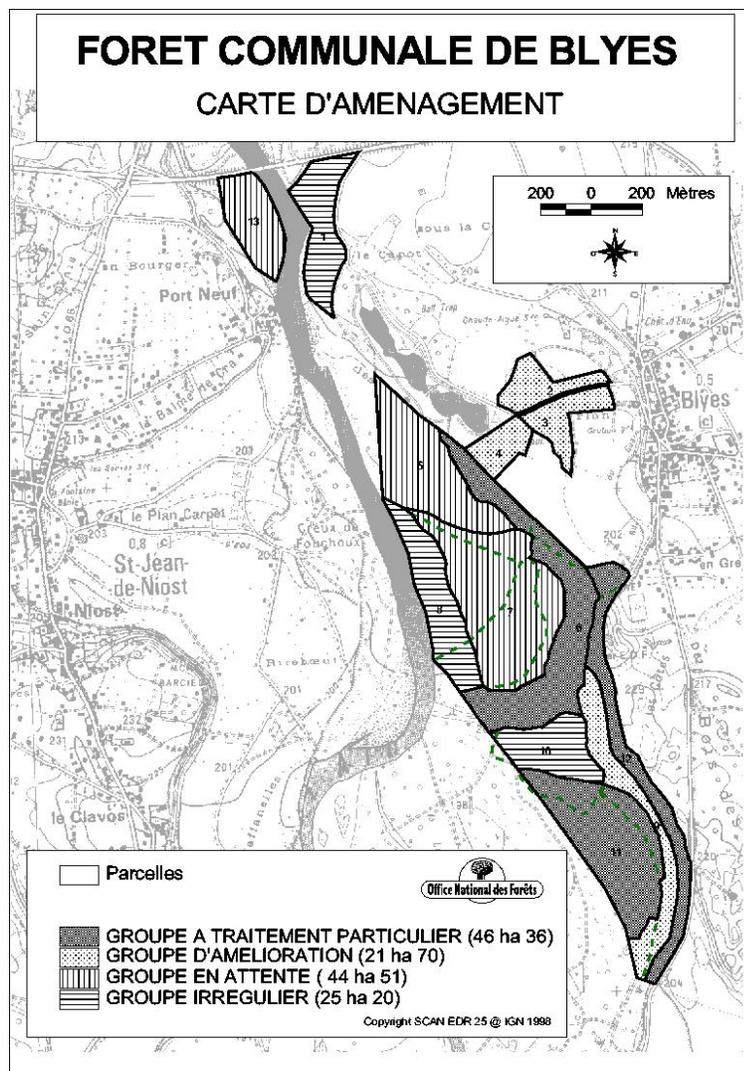


Figure 41 : carte d'aménagement de la forêt communale de Blyes, rivière d'Ain (ONF, 2000).

C19 : Mise en valeur de sites particuliers

Actions

- Identifier les sites ponctuels susceptibles de faire l'objet d'un traitement spécial de mise en valeur paysagère : points de vue, éléments de patrimoine architectural, arbres remarquables (photo 19), parcelles expérimentales, zones faisant l'objet d'actions de renaturation...
- Réaliser des travaux sylvicoles (coupes, éclaircies, détourage) appropriées pour assurer la visibilité de ces sites

Avantages dérivés

- Meilleure connaissance, et donc appropriation, du milieu par les riverains et les usagers
- Possibilité de communiquer autour des efforts mis en œuvre pour conserver et gérer la forêt

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Assurer une bonne cohérence entre la localisation de ces sites et le réseau de sentiers, et notamment éviter les zones sensibles que l'on désire fermer au public (cf. B11)

- Localiser des panneaux d'information au niveau de ces « points durs » d'accueil du public
- Prévoir des travaux d'entretien réguliers pour conserver l'attrait et la fonction sociale de ces sites
- Attention aux parcelles situées dans l'espace de mobilité



Photo 19 : mise en valeur d'une parcelle de saules têtards dans la forêt rhénane.

2.3.11. Aspects liés à la formation des propriétaires

Objectif : communication et accueil du public.

Sur les sites comportant d'importantes superficies privées, il convient d'aider les propriétaires à gérer leur parcelle (formation, aide à la décision, parcelles de démonstration).

C20 : Formation / expertise

Actions

- Assurer soi-même, ou en coopération avec une structure compétente, une assistance pour former les propriétaires privés et les communes à la gestion des boisements riverains
- Réaliser des expertises de parcelles

Avantages dérivés

- Communication autour des efforts consentis pour conserver et gérer la forêt
- Meilleure connaissance et donc appropriation du milieu par les riverains

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Dans la mesure où cela concerne des propriétaires privés, envisager une collaboration avec le CRPF
- Dans la mesure où cela concerne des forêts communales, envisager l'application du Régime Forestier (et donc l'implication de l'ONF)

Exemple

- Sur l'expertise : dans le cadre de Natura 2000, la Réserve Naturelle de l'île de la Platière et le CRPF (nord Isère et nord Drôme) réalisent, sur demande des propriétaires, des diagnostics de parcelles. Cette expertise est accompagnée de propositions de gestion sylvicole intégrant un large panel de modalités. Pour plus de renseignements, des exemples de diagnostics sont disponibles sur : http://perso.wanadoo.fr/natura2000.rhone-moyen/Pages_web/accueil_cadre.htm.

C21 : Parcelle expérimentale

Actions

- Identifier différents types de milieux
- Appliquer différentes modalités de gestion
- Organiser des journées d'accueil et de communication

Avantages dérivés

- Permet de tester les différentes modalités de gestion (coût, bénéfices financiers, bénéfices écologiques, bénéfices sociaux)
- Communication autour des efforts réalisés pour conserver et gérer la forêt
- Meilleure connaissance, et donc appropriation, du milieu par les riverains

Cohérence avec les autres modalités et recommandations diverses

- Attention aux parcelles situées dans l'espace de mobilité

Encadré XVI - Mesures générales de gestion des forêts alluviales en faveur de la biodiversité

A. A l'échelle du massif forestier

*A l'échelle du corridor, la diversité spécifique est d'autant plus importante que la diversité écosystémique est forte. Ainsi, la préservation d'un cortège important d'espèces, et notamment d'espèces menacées, 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 », il faut accepter de « perdre » des surfaces d'habitats patrimoniaux par érosion de berge, dans la mesure où ces pertes sont compensées par la création de nouveaux habitats (également patrimoniaux).*

*Dans le cas des forêts exploitées, la principale recommandation consiste à **alterner les modes d'intervention à l'échelle du massif** pour favoriser la diversité structurale des unités au sein du paysage (et pas seulement au sein d'une parcelle). Pour cela, il convient notamment de **conserver des milieux ouverts** pour les essences pionnières et de **préserver des arbres sénescents et des îlots de vieillissement**, pour les espèces dryades et le bois mort.*

Dans leur analyse bibliographique, Gosselin & Laroussinie (2004) légitiment cette recommandation par l'impossibilité de conclure « que certains modes de traitement sont globalement plus respectueux que d'autres vis-à-vis de la biodiversité ou que certaines pratiques de coupes sont à proscrire de manière définitive : pour l'instant, nous pensons que seul un rééquilibrage est nécessaire ».

Même si l'on peut recommander de diversifier les modes de traitement à l'échelle d'un massif, il convient de moduler ce principe en fonction du contexte et des objectifs. Ainsi, sur un site très fonctionnel pour lequel un objectif global de conservation est retenu, il paraît plus intéressant d'appliquer à l'ensemble des parcelles le mode de non-intervention. En effet, même s'il y a un risque d'homogénéisation des peuplements et donc de réduction de la diversité, le respect de la spécificité alluviale sera privilégié. La diversification par les modalités de gestion doit être mise en œuvre essentiellement dans les secteurs où la restauration physique est impossible et dans les grands massifs de plantations.

*Pour favoriser la diversité à l'échelle du paysage, il faut préserver un maximum d'écosystèmes différents (et donc les processus à l'origine de ces écosystèmes) des plus secs aux plus humides, notamment les plus menacés comme les milieux **les plus humides qui ne doivent pas être drainés** et **les unités pionnières qu'il faut conserver**.*

Pour que les espèces et les habitats caractéristiques des paysages non gérés soient présents, il convient d'**allonger l'âge d'exploitabilité** et de **maintenir** les éléments supprimés lors des coupes, notamment **du bois mort sous diverses formes** (gros bois/petit bois, debout/couché...).

Pour les surfaces forestières à mettre en réserve intégrale, Gosselin & Laroussinie (2004) conseillent, à l'échelle nationale, 10 réserves de plus de 1000 ha notamment en plaine, ainsi qu'une petite réserve d'environ 3 ha tous les 1000 ha.

B. Pratiques sylvicoles à l'échelle de la parcelle

La réflexion à l'échelle de la placette forestière, qui est subordonnée à la précédente, renvoie aux **mécanismes qui sont créateur de diversité localement**. Mais à cette échelle encore, les mesures prises doivent surtout viser la préservation ou la restauration de structures et de processus « naturels » (dont la diversité biologique peut découler). Il est parfois **risqué de raisonner uniquement en termes de richesse spécifique locale** ; en effet, une parcelle de forêt naturelle n'est pas forcément celle qui présente le plus d'espèces.

A l'échelle de la parcelle, la diversité dans les forêts alluviales est potentiellement importante. Du fait du blocage édaphique de la succession, les stades les plus avancés de forêts naturelles connues ne sont pas dominés par des essences dryades mais par des espèces feuillus post-pionnières présentant un ombrage moindre. Cela se traduit par la possibilité pour plusieurs strates de se développer sous la canopée. Dans le cadre de pratiques sylvicoles soucieuses de favoriser la biodiversité, une **structure irrégulière par bouquets d'essences mélangées** avec une **répartition par classe d'âge et de taille diversifiée** est intéressante. De plus, les **individus issus de la régénération naturelle appartenant à des essences indigènes et adaptées aux conditions stationnelles** doivent être favorisés.

La préservation des lianes, des arbres porteurs de lianes et des essences d'accompagnement, comme les arbustes à port arborescent (aubépine, cornouiller) ou le sous étage dans les plantations, est également importante dans les milieux alluviaux.



Lors de la réalisation de **coupes ou d'éclaircies**, une attention particulière doit être apportée dans les **secteurs sensibles aux végétaux exogènes et envahissants** pour ne pas favoriser leur développement.

Pour protéger le sol et la régénération naturelle, la **méthode de débardage doit être adaptée à la sensibilité du sol** (ex : récupération des grumes à partir de cloisonnements ou des chemins existants, étudier la possibilité de mettre en place des méthodes douces comme le débardage à cheval, en bénéficiant d'aides Natura 2000). Lors des plantations, le remaniement du sol sur l'ensemble de la parcelle peut être remplacé par l'utilisation de placeau (= potet ou poquet). Les engins lourds ne doivent pas accéder au cours d'eau pour ne pas déstructurer les micro-habitats présents dans le chenal.

Enfin, concernant la faune, il convient d'éviter les travaux en période de reproduction des espèces sensibles, par exemple entre mars et juillet pour les grands oiseaux forestiers. Des mesures spécifiques à chaque espèce peuvent également être proposées. Par exemple, pour diminuer l'effet du castor sur les peuplements, tout en préservant l'habitat de cette espèce protégée, Traub et al. (2001) préconisent le maintien d'une bande tampon de forêt non exploitée en bord de cours d'eau.

En résumé, la diversité des forêts alluviales doit être gérée dans une perspective de dynamique d'évolution des habitats et non uniquement en considérant un nombre d'espèces présentes à un instant donné.

C3. Les outils législatifs et financiers de la gestion des boisements alluviaux

L'objectif de cette partie est de présenter les **principaux outils en matière de gestion des forêts riveraines**. Il ne s'agit pas d'expliquer dans le détail chaque instrument mais plutôt de les recenser à travers différentes législations (code de l'environnement, code forestier...), d'en dégager les points intéressants et surtout de voir **de quelle manière ils doivent s'articuler entre eux** (figure 42). Nous les avons regroupés en trois catégories :

- les outils de gestion intégrée,
- les outils permettant d'assurer un espace cohérent de gestion et
- les outils d'action au sein d'un espace donné.

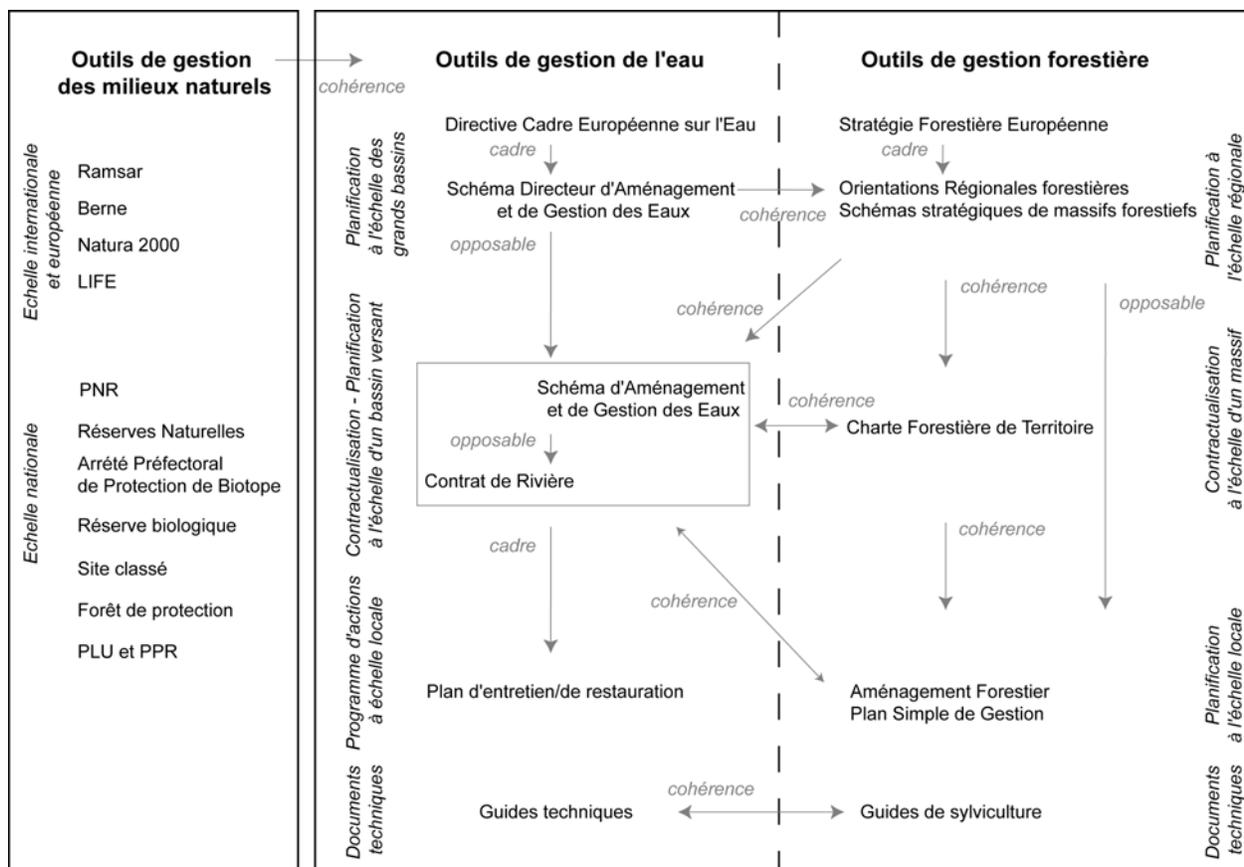


Figure 42 : articulation des principaux outils de gestion des forêts alluviales.

Pour plus de détails, il est possible de consulter les documents sur lesquels nous nous sommes appuyés :

- 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 (cours d'eau non domaniaux et eaux souterraines)*. DIREN LR, 255 p. Disponible sur : <http://www.languedoc-roussillon.ecologie.gouv.fr/eau/guide/sommaire.htm>
- Kit PPeau : un outil d'appui à la gestion des procédures de contrats ou de SAGE disponible auprès de la DIREN PACA.

Disponible sur : <http://www.paca.environnement.gouv.fr/docHTML/PPEau/SOMMAIRE.pdf>

- Loi n°2001-602 du 9 juillet 2001 dite d'orientation sur la forêt.

- Brottes F. (2001). Rapport d'information sur la loi d'orientation forestière. Rapport n°3355, 96 p.

<http://www.assemblee-nat.fr/rap-info/i3355.asp>

- 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.

Disponible sur : <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/brp/notices/044000009.shtml>

- Verot M. (2003). Eau et aménagement du territoire en RMC. Guide Technique n°8, SDAGE RMC, 84 p.

Disponible sur : <http://rdb.eaurmc.fr/sdage/documents/guide-technique-sdage-8.pdf>

- Ferry O. (2004). Etat actuel des politiques publiques concourant à une participation des forêts à l'application de la Directive cadre sur l'eau (DCE). ONF, LIFE « forests for water », 24 p.

Disponible sur : http://www.onf.fr/pro/life/eauxforet/pdf/LIFE_rapport.pdf

3.1. S'insérer dans une logique de gestion intégrée

Si le propos de ce guide est centré sur la gestion de forêts alluviales, celle-ci doit nécessairement s'intégrer au sein de logiques plus vastes de gestion du territoire, de l'eau, de la forêt et de l'environnement. Chaque domaine possède son propre corpus de lois et son éventail de dispositifs financiers et il est souvent difficile de les mobiliser de concert, d'ailleurs plus par méconnaissance que par inadaptation (Ferry, 2004).

3.1.1. Les outils de planification à large échelle (grands bassins versants, régions forestières)

3.1.1.a. Planification de la politique de l'eau à l'échelle des grands bassins : SDAGE et DCE.

Code de l'environnement, art. L 212-1

Directive 2000/60/CE et sa transposition française loi n° 2004-338 du 21 avril 2004

Depuis 1964, la France est divisée en 6 unités de gestion : les grands bassins versants. Pour chaque bassin, un **Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE)** fixe depuis 1997 :

- des orientations fondamentales en termes de gestion équilibrée de la ressource en eau (ex : restaurer ou préserver les milieux aquatiques remarquables, restaurer d'urgence les milieux particulièrement dégradés),
- des mesures opérationnelles générales (ex : intégrer une étude de dynamique fluviale et du fonctionnement géomorphologique de la rivière lors des projets d'aménagement, réserver les alluvions aux usages nobles) et
- des mesures opérationnelles territoriales.

Enfin, au niveau européen, la **Directive Cadre sur l'Eau (DCE)** oblige les états membres à réaliser un état des lieux de la qualité écologique de leurs cours d'eau et s'engagent d'ici 2015 à atteindre un « bon état écologique » de l'eau et des milieux aquatiques. Pour cela, ils doivent mettre en place des plans de gestion par grand bassin. Les principes de gestion et d'intervention déjà opérationnels en France sont

ainsi confirmés (gestion par bassins versants, gestion contractuelle et concertée, financement de la politique de l'eau par les usagers).

Exemples de la prise en compte de forêts riveraines dans les SDAGE (Ferry, 2004) :

A. Orientations

-Reconnaître la ripisylve comme un élément essentiel de l'écosystème, utile écologiquement et économiquement.

-Limiter la fragmentation actuelle des ripisylves et la réduction de la surface des zones humides par développement de l'urbanisation, des cultures et activités extractives.

-Développer une exploitation forestière appropriée permettant de favoriser la biodiversité des petits cours d'eau et des zones humides des hauts bassins.

B. Mesures

-Encourager dans les zones humides la mise en place de mesures contractuelles et durables avec les propriétaires ou exploitants pour préserver le fonctionnement des écosystèmes.

-Replantation paysagère des berges et des abords, en privilégiant les espèces locales adaptées, la biodiversité et en favorisant la valorisation touristique.

-Favoriser l'expérimentation et le développement de pratiques sylvicoles pour assurer la conservation à long terme du patrimoine naturel des forêts alluviales.

-Identifier de tous les secteurs résiduels de forêts alluviales du bassin en relation directe avec l'eau afin de les classer, si nécessaire, en forêt de protection.

-Limiter l'introduction d'espèces à croissance rapide qui entraîne l'artificialisation des ripisylves, et éviter les travaux détruisant la ripisylve ainsi que l'intervention de l'Homme là où existe un équilibre naturel.

-Accompagner les mesures de protection par des conventions de gestion sur des terrains, acquis ou non, nécessitant des modalités particulières de gestion (pâturage extensif, fauche tardive, sylviculture) afin de préserver un fonctionnement optimal des zones humides.

3.1.1.b. Planification de la politique forestière (ORF, DRA, SRA et SRGS) et stratégie forestière européenne).

Code forestier, art. L 4 - Décrets n° 2003-539 et n° 2003-941

Les **Orientations Régionales Forestières (ORF)** établissent les priorités et les actions à mener pour la gestion des forêts publiques et privées à l'échelle de chaque région française. Elles sont élaborées par les commissions régionales de la forêt et des produits forestiers et validées par arrêté ministériel. Ces orientations sont ensuite déclinées selon le type de forêt :

- les **Directives Régionales d'Aménagement (DRA)** pour les forêts domaniales (domaine privé de l'Etat, gérées par l'ONF),
- les **Schémas Régionaux d'Aménagement (SRA)** pour les forêts non domaniales relevant du régime forestier (propriété des communes, des départements, des régions et des établissements publics),
- et les **Schémas Régionaux de Gestion Sylvicole (SRGS)** des forêts privées.

Ces documents donnent des renseignements sur les différents types de forêts existants au sein d'une région, les principaux éléments à prendre en compte pour leur gestion et les traitements applicables à chaque type dans l'optique d'une gestion durable. Ils sont opposables aux documents de gestion forestière qui constituent le dernier échelon applicable à chaque forêt (cf. § C3.2.2.) et doivent prendre en compte chaque législation spécifique (environnement, eau, aménagement, développement rural...).

Si au niveau national, les ORF correspondent bien aux SDAGE en termes d'échelle spatiale, ils s'en distinguent par une division administrative du territoire national et non basée sur des unités géographiques comme les bassins versants. Ce découpage « naturel » est à la base d'un autre outil de gestion forestière : le **schéma stratégique de massif forestier**. Ces schémas possèdent des objectifs comparables à ceux des SDAGE mais pour les forêts de grands massifs cohérents (ex : les Alpes, le Massif Central).

Enfin, il faut noter la mise en place d'une stratégie forestière à l'échelle européenne qui, même si elle reste assez vague pour le moment, devrait, dans les années à venir, jeter les bases de la gestion durable des forêts. Cette stratégie se base sur des outils réglementaires et financiers développés par l'Union Européenne (ex : Natura 2000, LIFE, RDR) et sur des initiatives portées par les acteurs forestiers (ex : écocertification, cf. § C3.2.4.).

Exemples de la prise en compte de forêts riveraines dans les ORF (Ferry, 2004)

A. Orientations

- Préservation des zones humides, les ripisylves et les forêts linéaires.
- Gestion forestière prenant en compte la protection de la qualité des eaux.
- Conservation d'une bande feuillue continue au bord des cours d'eau pour la conservation de ces milieux.
- Limitation d'embâcles : gestion spécifique de berge pour assurer la circulation de l'eau.
- Entretien, création et restauration de ripisylve.
- Promouvoir la préservation des forêts riveraines dans l'écosystème fluvial car elles ont un rôle fondamental vis-à-vis des crues et du piégeage des nitrates.

B. Mesures

- Répertorier les zones humides.
- Interdire le travail du sol sur une bande de 5 m de part et d'autre du cours d'eau.
- Fixer des règles pour les plantations bénéficiant d'aides publiques dans les zones sensibles (ripisylves, tourbières) pour éviter de planter jusqu'au bord des rivières, tourbières et zones humides en général.
- Éviter les plantations de peupliers dans les zones humides remarquables.
- Mettre en place du programme de reconstitution et de protection des ripisylves et des forêts alluviales.
- Interdire l'exploitation des ripisylves répertoriées.
- Éviter les coupes rases.
- Appliquer des techniques sylvicoles plus douces.
- Préserver les forêts alluviales à l'aide d'un réseau Espaces Protégés Forestiers et de la certification de gestion forestière durable.
- Mettre en place du programme de reconstitution et de protection des ripisylves et des forêts alluviales.

3.1.2. Les outils de planification et de contractualisation à l'échelle locale

3.1.2.a. Contrat rivière et SAGE

Code de l'environnement, art. L 212-3

Le **contrat de rivière** est une contractualisation entre plusieurs partenaires (maître d'ouvrage local et financeurs) autour d'un programme d'actions visant à réhabiliter les milieux aquatiques au sein d'un

espace cohérent (rivière, nappe, baie, lac,...). Les partenaires s'engagent sur les modalités techniques et financières du programme qui dure généralement 5 ans. Un contrat de rivière peut être une matérialisation des actions préconisées dans un document de planification (étude de bassin versant, charte ou SAGE). Il peut également déboucher sur un SAGE, lorsque les partenaires veulent donner un outil réglementaire aux actions engagées dans le cadre du contrat.

Le **Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE)** est un dispositif qui offre un cadre global de définition et de planification de la gestion concertée de l'eau sur un territoire cohérent donné (ex. : SAGE Haut Doubs – Haute Loue, SAGE Basse vallée de l'Ain). Il concrétise les orientations du SDAGE sur un territoire donné. Sa portée réglementaire est limitée dans la mesure où il est opposable à l'administration (Etat, Collectivités locales et Etablissements publics) mais pas au tiers. Le SAGE permet de définir à moyen terme les orientations de gestion, les objectifs quantitatifs et qualitatifs à atteindre et les aménagements nécessaires pour réaliser ces objectifs. Ce n'est pas un programme de travaux comme le contrat de rivière (cf. § 3.1.2.a.). La mobilisation de nombreux acteurs dans ce cadre de gestion concerté permet de donner une cohérence et une légitimité aux actions entreprises, surtout s'il y a des conflits d'usages.

L'**étude globale de bassin versant** est un document essentiellement technique à l'échelle d'un bassin versant qui présente un état des lieux sur les enjeux, débouchant sur des objectifs et un programme de travaux envisageable. C'est une démarche souple qui peut précéder un contrat de rivière ou un SAGE.

La **charte** est un engagement de principe, « une déclaration de bonne intention », qui détermine des objectifs de gestion sur un territoire donné. C'est un outil de sensibilisation et de communication qui peut être inclus dans l'étude globale de bassin versant et constituer, comme cette dernière, une étape préalable aux démarches contractuelles.

La gestion des boisements riverains dans le cadre des contrats de rivière est essentiellement intégrée dans le volet B « restauration et renaturation des berges et du lit des rivières, mise en valeur des milieux aquatiques et des paysages » et consiste le plus fréquemment en des plans d'entretien des berges. Depuis 1995, des travaux peuvent également être réalisés dans le cadre de la gestion du risque d'inondation (cf. §C3.2.3.).

3.1.2.b. Les Chartes Forestières de Territoire

Code forestier, art. L 12

L'objectif d'une **Charte Forestière de Territoire (CFT)** est de mettre en œuvre un programme d'actions contractuel et pluriannuel, sur un ensemble territorial cohérent. La logique et la démarche de ces chartes sont assez similaires avec celles des SAGE. L'initiative est volontaire et locale. La prise en compte de la multifonctionnalité des forêts (fonctions économiques, écologiques et sociologiques) est un élément essentiel de ces chartes. Cet outil, instauré dans le cadre de la loi de 2001, est pour l'instant en phase de lancement et peu de chartes ont effectivement été signées : 39 chartes engagées, dont 2 signées en 2003 (Riethmuller, 2003).

*Exemple de mesures retenues dans le cadre de la **charte forestière de l'Isère***

Cette charte est portée par l'inter-profession départementale de la forêt et du bois - CREABOIS ISERE avec le soutien financier de l'Etat, de la Région Rhône-Alpes, du Conseil Général de l'Isère et de la communauté d'agglomération grenobloise (cf. : <http://www.cg38.fr/Commun/DelibArrete/Delibs/2003/S06/S05KA.htm>) ; elle propose de :

- Choisir explicitement le devenir des forêts fragiles telle que la forêt alluviale et les espaces boisés de plaine

- Concevoir un processus pour aider les habitants et élus de la vallée à reconnaître ensemble l'importance patrimoniale, historique et symbolique de la forêt alluviale.
- Consolider un mouvement d'ensemble de patrimonialisation de cette forêt par un travail d'enquêtes visant à mettre à jour la façon dont est appréhendée la forêt alluviale par les différents acteurs et habitants de la vallée et les intérêts et usages, sans doute plus nombreux qu'il y paraît de prime abord, que suscite cette forêt.
- Organiser un grand débat public ou des "états généraux" sur la forêt alluviale, de manière à sortir de la compartimentation géographique, institutionnelle et des usages éclatés qui font que les actions au profit de cette forêt demeurent encore très confidentielles.
- Recourir à une D.U.P. (Déclaration d'Utilité Publique) visant à protéger certains secteurs de la forêt alluviale.
- S'appuyer sur les communes propriétaires de parcelles forestières dans la vallée pour montrer que des formes de gestion alternatives des essences forestières indigènes sont envisageables et économiquement au moins aussi pertinentes que la populiculture.
- Disposer d'une politique agricole et forestière suffisamment forte pour résister aux assauts de la spéculation foncière et de la pression d'urbanisation.
- Inscrire la forêt au niveau des PLU dans les communes au travers des accès, des arbres d'agrément, ... Rendre cohérents les règlements de boisement et les PLU...

3.1.2.c. Les documents de gestion forestière

Au niveau opérationnel de la gestion forestière, il existe trois documents de planification, chacun d'eux correspondant à un type de forêt. La rédaction de ces documents peut s'appuyer sur les **guides de sylvicultures** rédigés par l'ONF et le CRPF ; ces guides sont soit thématiques (juridique, aménagement, accueil), soit spécifiques à une essence et à sa sylviculture.

Plan d'Aménagement établi par l'ONF pour la forêt relevant du régime forestier

Un document d'aménagement est un document de gestion applicable aux forêts domaniales et aux forêts appartenant à des collectivités locales ou à d'autres personnes morales (établissements publics, sociétés mutualistes, caisses d'épargne) (*Code forestier, art. L 133-1 et suivants et art. L 143-1 et suivants*). Il définit les modalités de gestion sur une période de 10 à 25 ans en se basant sur une analyse du massif concerné (cartographie de la végétation, des éléments rares et remarquables...).

Plan Simple de Gestion (PSG)

C'est un document technique de gestion dont l'objectif est de permettre à un particulier de mettre en valeur des peuplements forestiers (*Code forestier, art. L 222-2*). La démarche est volontaire et concerne des superficies supérieures à 10 ha. La démarche devient obligatoire lorsque le propriétaire sollicite une aide publique.

Le **Plan Simple de Gestion (PSG)** est rédigé par le propriétaire, un expert forestier agréé ou une coopérative forestière après avoir pris connaissance du Schéma Régional de Gestion Forestière. Il fixe un programme de gestion sylvicole sur une période de 10 à 20 ans. Ce programme est défini en fonction des caractéristiques des boisements et des objectifs du propriétaire. Il fait l'objet d'un agrément de la part du Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF). Cet outil, relativement souple, permet d'accéder à des aides publiques (investissement) et à des avantages fiscaux.

Règlement type de gestion et code de bonnes pratiques sylvicoles (CBPS)

Le **Code de Bonnes Pratiques Sylvicoles (CBPS)** est un document de référence pour les forêts privées ne relevant pas d'un plan simple de gestion. Il est rédigé par le CRPF et doit être Conforme au

Schéma Régional de Gestion Sylvicole. Il fait des recommandations générales sur les pratiques sylvicoles dans une perspective de gestion durable. Comme pour le PSG, l'adhésion est volontaire et obligatoire pour bénéficier des avantages fiscaux et des aides à l'investissement. Elle est renouvelable après 10 ans.

Le **règlement type de gestion** (Art. R133-7 et R143-5 inséré par Décret n° 2003-941) s'applique à un ensemble de parcelles gérées en commun. Il est élaboré par un organisme de gestion et d'exploitation en commun agréé, un expert forestier agréé ou l'ONF et est ensuite approuvé par le centre régional de la propriété forestière.

3.1.3. Les parcs naturels régionaux (PNR)

Code environnement, art. R 244-1 et suivants

Institués par un décret de 1967, les **Parcs Naturels Régionaux (PNR)** ont pour objectifs d'allier protection de l'environnement, aménagement du territoire, développement économique et social et éducation/formation du public au sein de territoires présentant un intérêt patrimonial particulier. Ils participent en tant que coordinateur des mesures d'aménagements, ils sont donc amenés potentiellement à favoriser certaines mesures de gestion, mais en aucun cas ils ne peuvent sanctionner.

L'initiative de la création appartient au Conseil Régional. Il décide de l'élaboration de la charte constitutive avec l'accord de l'ensemble des collectivités territoriales concernées et en concertation avec les partenaires intéressés, avant d'être soumise à l'enquête publique. Le classement du parc est opéré par décret après avis des ministres intéressés et la gestion est confiée à un syndicat mixte.

La charte du parc fixe les objectifs à atteindre, les actions permettant leur mise en œuvre. Elle n'a pas de portée réglementaire. Elle engage pour dix ans ses signataires (élus territoriaux, État). La charte est révisée tous les 10 ans. Les documents d'urbanisme des communes d'un parc doivent être compatibles avec sa charte.

Même si les parcs gèrent des territoires souvent plus vastes que les simples abords d'un cours d'eau, des sites intéressants peuvent y être inclus ; ils participent alors à leur gestion. Par exemple, la confluence de l'Allier et de la Dore constitue un espace alluvial de plus de 3 000 ha de haute valeur patrimoniale (ZNIEFF, classé Natura 2000) au sein du PNR du Livradois Forez. Plus directement, les parcs peuvent agir en tant que structure porteuse par exemple d'un SAGE. Ainsi, le SAGE Verdon, porté par le parc naturel régional du Verdon, fixe comme objectif, entre autres, de préserver et de valoriser le patrimoine naturel et plus spécifiquement d'entretenir les espaces rivulaires et d'améliorer la qualité et la richesse de ces milieux.

3.2. Assurer un espace cohérent de gestion (protection, rachat...)

Il existe différents moyens de mettre en place un espace cohérent de gestion. Souvent la première étape consiste à assurer la **protection d'un milieu**, à l'aide d'outils spécifiques de conservation et de gestion des milieux naturels (réserves, APPB) et de contrôle de l'artificialisation ou d'aménagement équilibré d'un territoire (sites et monument naturels, ENS). D'autres instruments moins spécifiques, notamment liés à la législation en matière d'urbanisme sont mobilisables comme des outils complémentaires, bien que leur pratique soit peu courante. La **maîtrise foncière** des terrains par le gestionnaire est le moyen le plus sûr pour mener à bien sa politique de gestion, même si dans la pratique le rachat est parfois complexe, long et coûteux.

3.2.1. La protection réglementaire internationale et communautaire

3.2.1.a. Les sites RAMSAR

Les **sites RAMSAR** sont des zones humides d'importance internationale désignées au titre de la convention intergouvernementale adoptée le 2 février 1971 dans la ville Ramsar. Les pays adhérant à la convention s'engagent à :

- inscrire au moins une zone humide sur la Liste de Ramsar,
- promouvoir la conservation et/ou l'utilisation rationnelle des sites inscrits,
- prendre en compte la conservation des zones humides dans leurs plans d'aménagement nationaux et
- créer des réserves naturelles dans les zones humides.

Depuis 1992, les forêts alluviales de la bande rhénane font l'objet d'un projet d'inscription au titre de cette convention, projet qui devrait se concrétiser en 2005. D'autres boisements alluviaux sont inclus dans certaines zones, mais ils représentent de plus petites surfaces (50 ha du delta de la Dranse dans la zone « Rives du Lac Léman », quelques boisements lâches essentiellement entourés de prairies humides dans la zone « Basses vallées angevines » et les aulnaies du marais de Chautagne sur le haut Rhône dans la zone « lac du Bourget, marais de Chautagne ».

3.2.1.b. La convention de Berne

La convention de Berne signée le 19 septembre 1979 a été ratifiée par la France en 1990 ; elle concerne la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en Europe. Les pays signataires s'engagent à prendre des mesures pour préserver les habitats des espèces menacées et des espèces inscrites dans les annexes. Gérée par le conseil de l'Europe, cette convention reste peu contraignante dans la mesure où les pays ne s'engagent pas sur des zones particulières désignées, ni sur des critères explicites.

3.2.1.c. Le Réseau Natura 2000

L'objectif de **Natura 2000** est d'offrir un cadre commun aux pays de la communauté européenne pour maintenir les éléments vitaux du patrimoine naturel dans un état de conservation favorable. Il ne s'agit pas de mettre en place des sanctuaires naturels, mais plutôt de favoriser des politiques et des pratiques respectueuses de l'environnement.

Cela se traduit sur le terrain par un réseau écologique dénommé Natura 2000, composé de zones spéciales de conservation (ZSC, désignées au titre de la directive Habitat, CEE n°92-43 du 21 mai 1992) et de zones de protection spéciale (ZPS, désignées au titre de la directive Oiseaux, CEE n°79-409 du 9 avril 1979). Il appartient à chaque état membre d'inventorier ces zones. A partir de ces listes nationales, la Commission européenne établit en accord avec les états, la liste de sites d'importance communautaire (SIC), que les États membres sont tenus de désigner comme ZSC et pour lesquelles ils doivent prendre les mesures de conservation nécessaires (plans de gestion, réglementation, contractualisation, mesures administratives).

Sur chaque site, les mesures réglementaires, les mesures contractuelles de gestion et de conservation à mettre en œuvre sur le site ainsi que le mode de financement de ces mesures sont définies dans le **document d'objectifs**. Ce dernier est établi par un opérateur technique en concertation avec les acteurs locaux (comité de pilotage) sous la responsabilité du préfet de département.

Sur l'ensemble du réseau Natura 2000 en France, nous ne possédons pas d'estimation globale des superficies par type d'habitat, cependant il est possible de recenser le nombre de sites accueillant les habitats forestiers alluviaux (cf. : <http://natura2000.environnement.gouv.fr/>) :

- 419 sites pour les « Forêts alluviales à *Alnus glutinosa* et *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) - 91E0 »,
- 73 sites pour les « Forêts mixtes à *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* ou *Fraxinus angustifolia*, riveraines des grands fleuves (*Ulmion minoris*) - 91F0 »,
- 73 sites pour les « Forêts-galeries à *Salix alba* et *Populus alba* - 92A0 » et
- 35 sites pour les « Rivières alpines avec végétation ripicole ligneuse à *Salix elaeagnos* – 3240 ».

3.2.2. La protection réglementaire nationale

3.2.2.a. Les réserves naturelles (RN)

Code de l'environnement, art. L 332-1 et suivants

Instituées par la loi du 16 juillet 1976, Les **réserves naturelles nationales** concernent les sites pour lesquels la conservation des milieux naturels présente une importance particulière ou qu'il convient de soustraire à toute intervention artificielle susceptible de les dégrader.

La procédure de création est instruite par les services de l'État (après avis du Comité permanent du Conseil national de protection de la nature et une enquête publique). La décision de classement est prononcée par décret, après consultation de toutes les collectivités locales intéressées.

La gestion de la réserve peut être assurée par une association ou par un établissement public qui doit mettre en œuvre un plan de gestion. Aucune modification de l'état de l'environnement ne peut être apportée sans autorisation. Certaines activités, notamment industrielles, sont en principe interdites. La chasse et la pêche sont réglementées. Le classement présente l'avantage de protéger un espace quelque soit le statut foncier des terrains ; la gestion est ainsi potentiellement plus cohérente bien que parfois difficile à mettre en œuvre sur les terrains privés.

Dans son audit des réserves naturelles fluviales, Michelot (1994) concluait que les structures responsables des sites présentent un bon savoir-faire pratique et qu'elles mettent en œuvre une gestion efficace de leurs sites. Mais, il soulignait quelques lacunes : manque de rigueur, déficit de suivi scientifique et surtout une gestion plus axée sur les symptômes que sur les causes des dysfonctionnements du système. Des efforts ont été accomplis depuis cette évaluation (ex. : mise en place d'un suivi sur l'évolution des forêts alluviales dans 8 réserves) et le classement en réserve naturelle reste aujourd'hui une des outils majeurs de protection et de gestion des sites patrimoniaux.

La Loi n°2002-276 du 27 février 2002 substitue les **réserves naturelles régionales (RNR)** aux anciennes réserves naturelles volontaires (RNV). L'initiative de la constitution d'une telle réserve revient au propriétaire privé (personne physique ou morale). L'arrêté d'agrément fixe les obligations de celui-ci en matière de surveillance et de protection. C'est donc au propriétaire qu'il appartient de gérer l'espace protégé. Il le fait généralement avec l'aide d'une association qui rédige un plan de gestion. L'agrément est donné pour six ans par le conseil régional sur avis du conseil scientifique régional du patrimoine naturel.

Enfin, notons que les lois n° 2002-92 du 22 janvier 2002 (art. 24) et n° 2002-276 du 27 février 2002 (art. 109), en modifiant les types de réserves, instituent pour la Corse des réserves naturelles de la communauté territoriales de Corse. Pour celles-ci, le classement n'est pas prononcé par décret en Conseil d'Etat ou par le conseil régional, mais par délibération de l'Assemblée de Corse.

« Sur les 148 réserves naturelles françaises, 26 sont situées totalement ou partiellement en milieu alluvial, et possèdent presque toujours des boisements alluviaux ; il s'ajoute à ce chiffre des réserves qui abritent des ripisylves linéaires. » (Michelot et al., 2003). Cela représente environ 3 200 ha de forêt alluviale. Avant leur changement de statut, presque 2 000 ha de forêts alluviales réparties sur 5 sites bénéficiaient d'un classement en réserves naturelles volontaires (Michelot et al., 2003).

3.2.2.b. Les arrêté préfectoral de protection de biotope (APPB)

Code de l'environnement, art. L 411-1 et suivants

Les **APPB** sont pris par le préfet pour préserver les biotopes (dunes, landes, pelouses, mares, prairies humides...) nécessaires à la survie d'espèces protégées. Cet acte réglementaire donne peu de moyens concrets d'action mais permet de limiter l'artificialisation du milieu. Il fixe les mesures techniques qui peuvent permettre la conservation des milieux (ex : interdire certains travaux sylvicoles, interdire le curage d'un cours d'eau). La réglementation vise le milieu lui-même et non les espèces qui y vivent (maintien de la végétation, du niveau d'eau, interdiction des dépôts d'ordures, des constructions...). Cette création se fait à l'instigation de l'État, en la personne du Préfet de département.

Michelot et al. (2003) recensent 460 ha de forêts alluviales, sur 4 sites, concernés par un APPB. Auxquels il faut ajouter 28 sites identifiés par Chiron (1992) pour plus de 2600 ha.

3.2.2.c. Les forêts de protection

Code forestier, art. L 411-1 et suivants

Un espace forestier peut être classé comme **forêt de protection** au titre de la Loi Chauveau du 28 avril 1922 si sa conservation est reconnue nécessaire pour cause d'utilité publique (défense contre les érosions en montagne, protection contre l'inondation) et depuis la loi du 10/07/1976 pour des raisons écologiques (L411-1 2^{ième} alinéa du code forestier). A ce titre les changements d'affectation du sol sont interdits lorsqu'ils ne garantissent pas la pérennité de l'état boisé. La liste de ces forêts est établie par le préfet et classée par décret au conseil d'état.

Le classement en forêt de protection se fait par décret en conseil d'Etat après enquête publique c'est une mesure très forte de protection de l'espace naturel. Ce classement peut concerner des forêts privées comme publiques. Le classement se traduit par la mise en oeuvre d'un régime forestier spécial. Parmi, 112 000 ha de forêt métropolitaine classés en forêt de protection, 6 100 ha concernent les forêts alluviales rhénanes (sur les 6 700 ha prévus par plan pour la sauvegarde des forêts rhénanes).

Le code forestier prévoit que si les contraintes de gestion imposées au propriétaire sont telles que celui-ci est privé de la moitié de ses revenus, il peut imposer à l'Etat l'acquisition de la forêt (code forestier L413-1). Enfin, notons que les forêts classées en forêt de protection figurent au SCOT ou PLU comme servitude d'utilité publique.

3.2.2.d. Les Réserves Biologiques (RB)

Code forestier, art. R 133-5

C'est un classement issu d'une convention signée par le ministère de l'Ecologie, le ministère de l'Agriculture et l'ONF. Ces réserves possèdent un comité de gestion ouvert notamment aux acteurs

scientifiques et associatifs. Elles font l'objet d'un arrêté préfectoral publié au recueil des actes administratifs du département.

Ces **Réserves Biologiques** sont dites **Domaniales** (pour les forêts domaniales) ou **Forestières** (pour les forêts non domaniales relevant du régime forestier).

Il existe deux statuts en fonction de la gestion pratiquée : réserves intégrales (aucune intervention et accès interdit) et réserves dirigées (accès contrôlé du public et intervention limitée à la protection de cet accès). L'ONF gère ces terrains dans l'objectif de préserver et de suivre des milieux naturels à long terme. Le contrat Etat-ONF a fixé comme objectif à l'horizon 2006, le classement sur le territoire national de 30 000 ha de forêts domaniales (dont au moins trois ayant une superficie de plus de 2 000 ha).

Dans les **mesures de protection**, la loi forestière n°2001-602 a créé une nouvelle section intitulée « **protections des berges** » (titre V code forestier) constituée de deux dispositions qui n'ont, à ce jour, fait l'objet d'aucun décret d'application :

- art. L 451-1 : « La plantation de certaines essences forestières à proximité des cours d'eau peut être interdite ou réglementée selon des modalités fixées par décret en Conseil d'Etat. La liste des essences forestières concernées et les limites à l'intérieur desquelles sont définies localement les distances minimales de recul à respecter sont également fixées par décret en Conseil d'Etat. »
- art. L 451-2 : « Indépendamment des poursuites pénales qui peuvent être exercées, le préfet met en demeure le propriétaire ou la personne pour le compte de qui les travaux sont réalisés de détruire les plantations réalisées en contravention avec les règles édictées en application de l'article L 451-1. »

Le régime forestier : notons que si l'application du régime forestier ne constitue pas une mesure de protection en soit, lorsque la pression foncière est très forte (urbanisation, maïsiculture), il peut, dans une certaine mesure, garantir le maintien en nature de la forêt.

3.2.2.e. Les sites et les monuments naturels

Code de l'environnement, art. L 341-1 et suivants

Au titre de la loi du 2 mai 1930 sur le paysage, les sites dont la conservation présente des intérêts historiques, artistiques, scientifiques, pittoresques ou légendaires peuvent être protégés par deux niveaux différents :

- **Inscription à l'inventaire** : pour cela un dossier est monté par la DIREN à la demande du propriétaire, de l'administration ou d'une association. Après consultation l'inscription est fixée par arrêté du ministre de l'écologie. Une fois le site inscrit, tous les travaux susceptibles de le modifier doivent être signalés à l'administration, le dossier étant ensuite analysé par l'architecte des bâtiments de France. L'inscription est souvent suivie du classement du site.
- **Classement du site** : il se fait par arrêté ministériel ou par décret du conseil d'état ; pour les propriétés privées, il fait suite à une enquête publique. Une fois le site classé, les travaux doivent faire l'objet d'une décision spéciale (ministérielle ou préfectorale) et certaines activités (ex. : le camping) sont interdites. Notons que le classement demeure en cas de changement de propriétaires.

L'inconvénient majeur de cet outil est qu'il ne permet pas une gestion active du milieu.

Les estimations concernant les forêts alluviales dans les sites classés, les réserves biologiques et les forêts de protection à l'échelle nationale sont très dispersées. Le seul inventaire (partiel) dont nous disposons est celui effectué par Chiron en 1992 qui recense 73 sites inscrits et classés, 5 réserves biologiques (plus de 400 ha) et 6 forêts de protections (environ 1900 ha).

3.2.2.f. Dans le cadre du Plan Local d'Urbanisme

L'utilisation du **Plan Local d'Urbanisme (PLU)**, ancien POS) peut être préconisée pour un objectif de préservation des terrains, souvent comme première étape vers un autre statut plus adapté (RN, forêt de protection...) ou à une politique de maîtrise foncière.

Classement en N (*Code de l'urbanisme, art. R 123-8*)

Dans le PLU, les **zones naturelles et forestières** sont dites "zones N". Ce classement peut concerner des surfaces, « à protéger en raison soit de la qualité des sites, des milieux naturels, des paysages et de leur intérêt, notamment du point de vue esthétique, historique ou écologique, soit de l'existence d'une exploitation forestière, soit de leur caractère d'espaces naturels ». Il est prévu certaines contraintes à la construction pour la sauvegarde des sites, des milieux naturels et des paysages.

Classement en espaces boisés à conserver (*Code de l'urbanisme, art. L 130-1*)

Le **classement en espaces boisés** concerne « les bois, forêts ou parcs à conserver, à protéger ou à créer ». Le classement a pour effet de soumettre à autorisation les coupes et abattages d'arbres (sauf mesures d'entretien) et d'interdire le défrichement. De plus, les terrains classés sont gelés ; le changement d'affectation des sols (même la création d'une route) est interdit sauf lors de la procédure de révision, soumise à enquête publique. Les carrières y sont interdites. Les seules infrastructures autorisées sont les installations légères liées à la fréquentation publique. Sur certains aspects, très spécifiques et en fonction des objectifs, ce classement peut présenter certaines limites ; par exemple, les enlèvements d'arbres morts et de chablis sont autorisés, les enrochements ne peuvent pas être interdits (Ledoux *et al.*, 2001).

3.2.2.g. Plan de Prévention des Risques (PPR)

Code de l'environnement, art L 562-1

Code forestier, art. L 425.1

L'objectif d'un **Plan de Prévention de Risques (PPR)** est de délimiter les zones exposées aux risques naturels prévisibles. Son élaboration et son application relèvent de la responsabilité de l'Etat. La mise en place d'un PPR interdit les nouvelles constructions et régit les aménagements divers (clôtures, remblais, plantations, cultures, etc.). Il peut permettre d'interdire la construction d'enrochements dans l'espace de mobilité, si elle est de nature à aggraver les risques ou à en créer un nouveau. De plus, dans le cadre du code forestier, il est bien spécifié que « les plans de prévention des risques naturels ... dont l'objet est de prévenir les inondations ... peuvent prévoir des règles de gestion et d'exploitation forestière dans les zones de risques qu'ils déterminent. Le règlement approuvé s'impose aux propriétaires et exploitants forestiers ainsi qu'aux autorités chargées de l'approbation des documents de gestion forestière... ».

3.2.3. La maîtrise foncière comme instrument de protection des forêts alluviales

Un des moyens les plus sûrs de pouvoir mettre en œuvre une gestion cohérente en bord de cours d'eau est l'**acquisition des terrains** par le gestionnaire ou le maître d'ouvrage. Cette démarche permet de réaliser des travaux sans déclaration d'intérêt générale (DIG) ni contractualisation. Elle est ainsi intéressante pour la réalisation de travaux lourds sur de grands espaces en bord de cours d'eau fortement modifiés par les activités anthropiques (ex. : restauration de l'inondabilité par suppression de digues). Cela autorise également la préservation de l'érosion de terrains. Par contre, la maîtrise foncière de l'ensemble du corridor peut s'avérer longue à mettre en œuvre, notamment dans les zones où le parcellaire privé est très morcelé et où il faut recenser tous les propriétaires. De plus, lorsque l'on active le droit de préemption, il faut attendre la mise en vente. Le coût important peut également être un frein au rachat de tous les terrains. En attendant la maîtrise du foncier, il est toujours possible de prendre des mesures de protection grâce aux instruments de police de l'urbanisme (PLU, PPR, classement en espaces boisés).

3.2.3.a. Les modalités d'acquisition foncière

Il existe trois modalités d'acquisition de terrain.

- **Acquisition amiable.** Dans ce cas le propriétaire accepte de vendre son terrain à la structure publique en charge de la gestion ou de la politique de rachat.
- **Acquisition par le biais du droit de préemption.** Il s'agit du droit reconnu pour l'administration (et certains organismes de droit privé mais accomplissant une mission de service public), d'acquérir un terrain lors de son aliénation par préférence à tout autre acheteur. Comme ce droit s'exerce lors de l'aliénation du terrain, cette procédure peut être longue.
- **Acquisition par voie de l'expropriation.** L'expropriation se justifie au nom du principe d'utilité publique ; elle vise à constituer un domaine public lorsque l'intérêt général est en jeu. Cela peut s'appliquer à la préservation ou à la restauration de l'espace de mobilité (ou des champs d'expansion des crues) du cours d'eau dans la mesure où elle est justifiée, à savoir que le coût économique et les inconvénients sociaux ne doivent pas excéder l'intérêt attendu.

Enfin, notons qu'il existe dans le code rural des outils d'aménagement foncier (définis dans l'article L.121-1 du Code rural) susceptibles de permettre la mise en place d'un patrimoine foncier communal dans le lit majeur : réorganisation foncière, remembrement, aménagement foncier forestier.

3.2.3.b. Convention et déclaration d'intérêt général (DIG)

Lorsque le maître d'ouvrage désire réaliser des travaux, ou mettre en œuvre une gestion sur des parcelles qu'il ne possède pas, il dispose de différents types d'accords :

- **Accord verbal amiable** : à éviter car il ne laisse pas de traces écrites.
- **Autorisation ponctuelle de passage** : autorise l'accès au terrain pour le personnel du maître d'ouvrage (ou entreprise mandatée) pour des travaux bien déterminés (utile uniquement lorsqu'il n'y a pas de DIG).
- **Convention** : la plus intéressante. Ce contrat de type administratif précise les travaux concernés (périodicité,...). Notons qu'il existe différentes formes de convention, mais aussi de possibilité de location des terrains.

La **Déclaration d'Intérêt Général** précédée d'une enquête publique (**DIG**), est obligatoire dès lors qu'un maître d'ouvrage (collectivité territoriale ou groupement de collectivité) souhaite réaliser des travaux sur des parcelles privées. Il s'agit avant tout de permettre l'utilisation de fonds public pour la gestion de parcelles privées dans un souci d'intérêt général. Même si elle ne dispense pas de l'établissement d'une convention entre maître d'ouvrage et propriétaire privé, elle donne la possibilité aux maîtres d'ouvrage de faire réaliser des études et de travaux dans des domaines tels que la protection et la restauration des formations boisées riveraines, l'entretien et l'aménagement d'un cours d'eau non domanial, certains aménagements hydrauliques...

3.2.3.c. Les acteurs de la maîtrise foncière

Le **département** constitue (ou devrait constituer) un acteur de premier plan en ce qui concerne la maîtrise foncière. En effet, dans le cadre de la loi n°85-729 du 18 juillet 1985, il peut mettre en place une politique d'acquisition foncière des espaces naturels sensibles à protéger ou à ouvrir au public. Deux outils sont disponibles (dans les départements qui les ont votés) :

- Un outil fiscal : la **taxe départementale des espaces naturels sensibles** (TDENS). Cette taxe porte sur la construction, la reconstruction et l'agrandissement des bâtiments. Elle est mise en place par le conseil général qui fixe son taux par délibération (plafonné à 2 %). Le produit de cette taxe est utilisé pour l'acquisition de terrains (amiable, expropriation, préemption) et le financement de l'aménagement et l'entretien des «espaces naturels sensibles ».
- Un outil foncier : le **droit de préemption**. Ce droit est exercé par le Conseil Général, qui dispose de la possibilité de créer des zones de préemption. Attention, dans le cas spécifique où ce droit de préemption est utilisé pour le rachat de terrain dans le cadre de l'établissement de l'espace de liberté, la zone devra au préalable être désignée par le département comme un ENS.

Les **Conservatoires des Espaces Naturels** (21 Régionaux et 8 départementaux) sont des associations dont le but est de conserver et de gérer le patrimoine naturel avec un objectif de protection. Bien qu'ayant plutôt une vocation de gestionnaires, ils sont amenés ponctuellement à obtenir la maîtrise foncière essentiellement dans les zones de plus forts enjeux par acquisition, location/bail ou convention (surtout pour les terrains publics) et à mettre en œuvre un plan de gestion du site.

Notons enfin que d'autres structures, comme les SAFER, possèdent un droit de préemption pour protéger l'environnement, suite à la demande d'une collectivité territoriale.

A partir d'enquêtes effectuées auprès de RN (en 1994) et des conservatoires régionaux (en 1998), Michelot et al. (2003) identifient 61 sites incluant presque 8 000 ha de forêts alluviales dont environ 3 000 ha gérés par les conservatoires. L'acquisition de terrain concerne 20 % des sites, les conventions 30 % et la location/bail 13 % ; de plus, 15 % des sites pratiquent plus d'une de ces modalités de maîtrise foncière.

Une **collectivité locale** (communes, départements, régions) peut également acquérir des terrains forestiers suite à une **déclaration d'utilité publique** (décret du conseil d'Etat) notamment pour la **régularisation du régime des eaux**. Cela concerne les dispositions du code forestier (art. L 424-1 et suivants) sur la restauration des terrains en montagne. Ces terrains ainsi acquis figurent comme servitudes dans les documents d'urbanisme (SCOT, PLU). Depuis la loi n°85 1273 du 04 décembre 1985, les travaux sur ces terrains ne sont plus à la seule charge de l'état, mais aussi de la collectivité publique.

Si ces dispositions ne sont actuellement plus mises en application, elles demeurent en vigueur et peuvent à nouveau être mobilisées.

3.3. Agir au sein de cet espace

3.2.1. Inventaire et connaissances des milieux, protection des espèces

Code de l'environnement, art. L 411-5

Les **Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique** (ZNIEFF) sont un outil de sensibilisation et de connaissance. C'est un inventaire lancé en 1982 par le muséum national d'histoire naturelle (MNHN) qui recense des zones localisées possédant un intérêt biologique remarquable (Type I) et des ensembles naturels plus vastes biologiquement riches ou peu modifiés (Type II). Cette désignation n'est accompagnée d'aucune protection réglementaire ; elle révèle un intérêt écologique particulier. Il existe également des inventaires spécifiques pour les oiseaux (les ZICO, **Zones d'intérêt communautaire pour la sauvegarde des oiseaux**) qui recensent les zones présentant un intérêt européen pour l'avifaune.

Pour la forêt, un **inventaire national est réalisé par l'IFN** (cf. : <http://www.ifn.fr/>). A partir de photographies aériennes et de relevés terrain, l'IFN suit entre autres la surface boisée par espèce et la production forestière des différents peuplements.

Dans le cadre du plan national d'action pour les zones humides adopté en 1994, l'IFEN a mis en place depuis 1997 un **observatoire national des zones humides** dont les objectifs sont notamment la connaissance de la situation des zones humides et le suivi de leur évolution (cf. : <http://www.ifen.fr/onzh/onzh.htm>).

Comme pour les sites classés, les forêts de protection et les réserves biologiques, l'information concernant les boisements riverains inventoriés comme ZNIEFF ou ZICO est très dispersée. Chiron (1992) en recense 115 (chiffre aujourd'hui probablement sous estimé).

3.2.2. Le financement des opérations

3.2.2.a. Les outils européens

Natura 2000

La mise en place des mesures de gestion et de conservation inscrites dans le **document d'objectifs** se déroule sous forme de contrats (contrat Natura 2000) d'une durée minimale de 5 ans liant l'Etat et le titulaire des droits, ce dernier percevant une rémunération pour des services rendus. Des aides financières peuvent provenir du **fond de gestion des milieux naturels (FGMN)**, du **fond européen d'orientation et de garantie agricole (FEOGA)** et des **contrats de plan Etat Régions**.

LIFE

Le **LIFE** est un instrument qui permet de financer des projets à vocation environnementale : conservation de sites abritant des habitats et des espèces menacés (LIFE Nature), démonstration de la

mise en œuvre d'une politique environnementale sur un thème donné (LIFE Environnement), évaluation, échanges d'expériences et communication autour des projets. L'ampleur de la participation financière varie entre 30 et 100 % de l'enveloppe totale du projet. Les mesures d'accompagnement (diffusion de l'information, échanges) sont généralement largement financées. Pour les projets de conservation, la participation est en générale de l'ordre de 50 % (75 % pour les habitats et les espèces prioritaires).

Plusieurs projets LIFE permettent le financement d'actions concernant les boisements riverains, comme par exemple :

- *Reconnexion hydrologique de la forêt rhénane dans le cadre du LIFE « Rhin vivant »*
- *Restauration d'habitat pionniers et gestion de la forêt alluviale dans le cadre du LIFE « Conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière d'Ain »*
- *Etude et travaux de restauration d'habitats alluviaux dans la vallée de l'Arve dans le cadre du LIFE « Eau et Forêt »*
- *Préservation et gestion durable des écosystèmes (dont les forêts alluviales) dans le cadre du LIFE « Loire nature »*

RDR/PDRN

Issu de la réforme de la politique agricole commune, le **règlement de développement rural (RDR)** instaure la politique européenne en matière de développement rural. A l'échelle nationale, il se traduit par le **plan de développement rural national (PDRN)** qui s'appuie sur des fonds européens (40 %) et nationaux (60 %). En termes de gestion forestière, il regroupe 2 ensembles de mesures (qui remplacent l'ancien Fond Forestier National) : mesure « h » pour le boisement de terres agricoles et mesure « i » pour les autres mesures forestières. Cependant, depuis sa mise en place en 2001, il semble que cet outil ait du mal à se mettre en place et il reste encore largement à explorer.

Concernant les forêts alluviales la mesure i7 est particulièrement intéressante : «aide à la préservation ou l'amélioration de la stabilité écologique des forêts dans des zones ayant un rôle protecteur et écologique d'intérêt public et où les coûts des mesures préventives et de restauration de ces forêts sont supérieurs au produit de l'exploitation». Cela peut par exemple déboucher sur des aides aux travaux de réhabilitation de forêts alluviales, aux travaux destinés à améliorer l'accueil du public, aux travaux d'inventaire et de cartographie,...

3.2.2.b. Aides publiques nationales

Dans le cadre de la gestion forestière

La loi de 2001 (n°2001-602) stipule que pour accéder aux aides publiques (cf. RDR/PDRN), le bénéficiaire doit **présenter une garantie (ou une présomption) de gestion durable**. De plus, il doit s'engager à ne pas démembrer pendant 15 ans la parcelle concernée par les travaux ayant donné lieu à ces aides (Code forestier, art. L 7 : « le bénéfice des aides publiques destinées à la mise en valeur et à la protection des bois et forêts est réservé aux demandeurs qui présentent des garanties ou présomptions de gestion durable décrites à l'article L. 8 et qui souscrivent l'engagement de ne pas démembrer »). Cette garantie de gestion durable est reconnue de fait aux forêts de protection, aux forêts situées dans une RN et aux forêts situées dans un site Natura 2000 (pourvu d'un document de gestion et d'un contrat Natura 2000).

Dans le cas des forêts communales, relevé du régime forestier permet d'accéder à une **aide indirecte**, dans la mesure où une partie du coût de gestion est prise en charge par l'Etat par l'intermédiaire de l'ONF.

Les **conventions passées dans le cadre des CFT** peuvent avoir des incidences financières et donner lieu à des aides publiques (art. 12, loi de 2001, « en contrepartie des services environnementaux et sociaux rendus par la forêt, lorsqu'ils induisent des contraintes particulières ou des surcoûts d'investissement et de gestion »).

La loi de 2001 instaure également un **dispositif d'encouragement fiscal à l'investissement en forêt** (DEFI Forêt) et notamment une incitation fiscale spécifique pour les regroupements de parcelles par des acquisitions (qui doivent permettre de constituer ou d'agrandir des unités de gestion de 10 ha). L'objectif est de mettre en place des unités de gestion plus vastes. Cela se traduit par une réduction d'impôt sur le revenu de 25 % du montant de l'acquisition (limitée à 25 ha). Enfin, elle instaure un **fond d'épargne forestière** dont l'objectif est de permettre aux collectivités locales de placer le revenu de leurs ventes de bois sur un compte qui est rémunéré et qui donne droit à l'obtention d'un prêt pour réaliser des investissements forestiers.

Le contrat territorial d'exploitation (CTE)

Le **contrat territorial d'exploitation (CTE)** est un outil de politique agricole institué par la loi d'orientation agricole du 9 juillet 1999. Son objectif est la mise en place d'un projet global pour les exploitations agricoles dans un souci de développement durable (ex : agriculture biologique, augmentation de la valeur ajoutée, développement de pratiques agricoles respectueuses des contraintes environnementales). Il peut être mobilisé pour dédommager un propriétaire (agriculteur) lors de la préservation ou de la restauration de l'inondabilité de son terrain.

Fonds de gestion des milieux naturels (FGMN)

Le **fond de gestion des milieux naturels (FGMN)** créé par la loi du 25 juin 1999 (loi d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire) contribue à financer des projets de gestion des milieux et des habitats naturels (protection, réhabilitation) ; il est géré par le ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Cela concerne les projets relevant d'une gestion contractuelle (ex : contrat Natura 2000). Il permet également de soutenir l'action des PNR et des CREN.

3.2.3. Les Plans pluriannuels d'entretien

Code de l'environnement, art. L 121

Un **plan d'entretien ou de réhabilitation de la végétation rivulaire** peut être programmé par exemple par des propriétaires riverains ou dans le volet « actions » d'un contrat de rivière. Pour réaliser ces travaux, le gestionnaire dispose de **guides techniques** rédigés par les agences de l'eau qui exposent la démarche à suivre (ex : Boyer, 1998).

Dans le cadre de la gestion des risques, la loi n° 95-101 du 2 février 1995 donne la possibilité aux riverains d'un cours d'eau non domanial, ou à une association syndicale de riverains, de recevoir un soutien financier dans la mise en place d'un tel programme d'entretien. Ce dispositif, dénommé **plan simple de gestion**, est agréé par le préfet pour une durée de 5 ans éventuellement renouvelable. Ce plan comprend un état des lieux du cours d'eau (lit, berges, faune et flore), un programme annuel de travaux, un descriptif des techniques employées, une évaluation des impacts environnementaux et un plan de financement. Il permet de bénéficier prioritairement des aides financières de l'Etat et de ses établissements publics pour les travaux d'entretien de la ripisylve, dans la mesure où ils concourent à limiter les risques d'inondations.

3.2.4. L'écocertification, un moyen de valoriser une gestion environnementale des forêts alluviales

Le **processus d'écocertification européen** (PEFC = Pan European Forest Certification), initié depuis 15 ans (Strasbourg en 1990, Helsinki en 1993 et Lisbonne en 1998) doit engager les pays membres dans une gestion forestière durable. Pour cela, les pratiques de gestion doivent satisfaire des critères de gestion durable (maintenir les capacités de production biologique forestières, maintenir le bon état sanitaire des forêts, satisfaire à la fonction de production de bois, respecter la biodiversité, les sols et l'eau, fournir diverses aménités (accueil, paysage...). Ce respect permet d'apposer un label de reconnaissance sur les produits issus des forêts gérées durablement.

Références bibliographiques

- 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.
- Abbot J.E. & J.R.D. Francis (1977). Saltation and suspension trajectories of solid grains in a water stream. *Philosophical Trans. Of Royal Soc.*, 284 A, 225-253.
- 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.
- 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. Dans : Dahlblom P. & G. Lindh (éds.), *Interaction between groundwater and surface water, Proceeding International Symposium, IAHR, Ystad (Suède)*, 231-238.
- Amoros C. & G.E. Petts (éds.) (1993). *Hydrosystèmes fluviaux.* Collection d'écologie, Masson, 300 p.
- 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., J. Gibert & M. Greenwood (1993). Interactions entre unités de l'hydrosystème fluvial. Dans : Amoros C. & G.E. Petts (éds.), *Hydrosystèmes fluviaux, Collection d'écologie, Masson*, 169-199.
- 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.
- Aussenac G. & G. Levy (1992). Les exigences en eau du frêne (*Fraxinus excelsior*). *Revue Forestière Française*, XLIV (n°spécial) : 32-38.
- Berger B. (2000). Variabilité spatiale de sédimentation dans les zones pionnières de la forêt alluviale de la vallée de l'Ain. *Mémoire maîtrise, Université Jean Moulin Lyon III*, 96 p.
- 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, Seattle, 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. *Ann. Sci. For.*, 47 (4) : 353-365.
- 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.
- Blandin P. & M. Lamotte (1985). *Ecologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques.* Dans : Lamotte M. (éd.), *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*, Masson, Paris, 139-162.
- Boedeltje G., J.P. Bakker, R.M. Bekker, J.M. Van Groenendael & M. Soesbergen (2003). Plant dispersal in a lowland stream in relation to occurrence and three specific life-history traits of the species in the species pool. *Journal of Ecology*, 91 : 855-866.
- Boissel A. (1997). *Historique des activités humaines sur la réserve naturelle du Val de Loire.* Conservatoire des Sites Naturels Bourguignons, 31 p.
- 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.
- Boyer M. (coor.) (1998). *La gestion des boisements de rivières, Guide technique n°1, 2 fascicules.* SDAGE RMC.
- Boyer M. & Piégay (2003). *Réhabilitation, restauration et entretien des ripisylves.* Dans : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions, gestion*, IDF, Paris, 390-413.
- Brandt S.A. (2000). Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40: 375-401.
- 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. (1991). Intérêt et limites des cartes anciennes pour l'étude des rivières alpines. *Notes de recherche de la Société Géographique de Liège*, n°11 : 78-85.
- 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., 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.
- Brinson M.M. (1990). Riverine forests. Dans : Lugo A.E., M. Brinson & S. Brown (éds.), *Forested wetlands, Ecosystems of the world 15*, Elsevier, Amsterdam, 87-143.
- Brinson M.M. (1993). Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands* 13 : 65-74.
- Brown A.G. & A. Brookes (1997). Floodplain vegetation and sedimentation/erosion. Dans : Large A.R.G. (éd.), *Floodplain rivers : hydrological processes and ecological significance*, BHS National Meeting University of Birmingham, 5th June 1996, BHS Occasional Paper N° 8.
- Brown A.G. (1997). Biogeomorphology and diversity in multiple-channel river systems. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6 : 179-185.
- 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.
- 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.
- Bucking W., W. Katzler, W. Lange, W. Reinhardt & H. Weishaar (1986). *Methods for documenting succession in forests as developed and applied in natural forest reserves in south-west Germany.* Forest dynamics

- research, Workshop PUDOC, Wageningen, 1986, 265273.
- Bureau F., C. Guenat, K. Huber. & J.C. Vedy (1994). Dynamique des sols et de la végétation en milieu alluvial carbonaté. *Ecologie*, 25 (4) : 217-230.
- 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 Severn. *Journal of Hydrology*, 262 : 1-20.
- Callède J. (1977). Oscillations journalières du débit des rivières en l'absence de précipitations. Thèse, Université Paris VI, 131 p.
- Carbiener D. (2003). Restaurer la forêt alluviale, l'expérience Rhénane. Dans : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, Les forêts riveraines des cours d'eau, IDF.
- 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. (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., A. Schnitzler & J.M. Walter (1985). Problèmes de dynamique forestière et de définition des stations en milieu alluvial. Dans : Gehu J.M. (éd.), Colloques phytosociologiques, XIV, Phytosociologie et foresterie, p. 655-685, Nancy 1985, J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- 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 montagnarde mésoxérophile. *Ann. Sci. For.*, 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.
- Chiron S. (1992). Etude sur la protection des forêts riveraines (alluviales) en France, métropole et Corse. ENGREF, 146 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. Maîtrise Aménagement du territoire, Université Lyon III Jean Moulin, 73 p.
- Cluzeau C. (1992). Dynamique de colonisation de l'aulne glutineux *Alnus glutinosa* L. dans un marais eutrophe de la plaine alluviale du Rhône. *Ann. Sci. For.*, 49 : 539-548.
- Combe P.M. (2003). Intérêt économique de la ripisylve. Dans : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, Les forêts riveraines des cours d'eau, IDF, 330-351.
- Conservatoire des Sites Alsaciens & Office National des Forêts (coor.) (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.
- Cornier T. (2002). La végétation alluviale de la Loire entre le Charolais et l'Anjou : essai de modélisation de l'hydrosystème. Thèse, université Français Rabelais Tours, 227 p.
- Cosandey C., J. Lavabre, C. Martin & N. Mathys (2002). Conséquences de la forêt méditerranéenne sur les écoulements de crue, synthèse des recherches menées en France. *La Houille Blanche*, 3 : 38-42.
- Creuzé des Chatelliers M., D. Poinart & J.P. Bravard (1994). Geomorphology of alluvial groundwater ecosystems. *Groundwater Ecology*, Academic Press, 157-185.
- 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.
- Dasnias P. (2002). Aménagement écologique des carrières en eau : guide pratique. Charte UNPG, Paris, 208 p.
- Décamps H., J. Joachim & J. Lauga (1987). The importance for birds of the riparian 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.
- 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.
- Demars J.J. (2000). Peuplements piscicoles. Dans : 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.
- Devauchelle R. & G. Lévy (1977). Propriétés stationnelles et croissance du frêne dans l'Est de la France, étude de certaines caractéristiques de cette essence. *Ann. Sci. For.*, 34 (3) : 231-244.
- 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.
- Dufour S. (2001). La dynamique sédimentaire dans les bouchons alluviaux de la basse vallée de l'Ain : recherche de bio-indicateurs. Mémoire DEA, Université Lyon 3, 51 p.
- Dufour S. & B. Pont (soumis). Proposition d'un protocole de suivi des forêts alluviales : éléments concrets et retour d'expérience. *Revue Forestière Française*
- 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*.
- Dumas S. (2004). Les habitats forestiers de la basse vallée de l'Ain. Programme LIFE Nature « Conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière d'Ain », ONF-CREN, 36 p.
- Duplat P. & G. Perrotte (1981). Inventaire et estimation de l'accroissement des peuplements forestiers. Fontainebleau, ONF, Section Technique, 432 p.
- Durand E. (2001). Etude de faisabilité de la restauration de la fonctionnalité alluviale du massif forestier de Mackenheim-Schoneau (Alsace), 1^{ère} partie : habitats. ONF, Interreg II C, 97 p.
- Durand E. (2003). Evolution historique des forêts rhénanes de la ville de Strasbourg aux XIX^{ème} et XX^{ème} siècles. ONF, Strasbourg, 125 p.
- Epteau – Latitude (1998). Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau. Agence de l'Eau RMC, SDAGE Guide technique n°2, 42 p.

- Fathi-Maghadam M. & N. Kouwen (1997). Nonrigid, nonsubmerged, vegetative roughness on floodplains. *Journal of Hydraulic Engineering*, 123 (1) : 51-57.
- Fetherston K.L., R.J. Naiman & R.E. Bilby (1995). Large woody debris, physical process, and riparian forest development in montane river networks of the Pacific Northwest. *Geomorphology*, 13 : 133-144.
- Finegan B. (1984). Forest succession. *Nature*, 312 : 109-114.
- Forman R.T.T. & M. Gordon (1986). *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, 619 p.
- Franc A. & F. Ruchaud (1996). *Autécologie des feuillus précieux : frêne commun, merisier, érable sycomore, érable plane*. CEMAGREF Editions, 170 p.
- Friedman J.M., W.R. Osterkamp & W.M.Jr. Lewis (1996a). Channel narrowing and vegetation development following a Great Plains flood. *Ecology*, 77 : 2167-2181.
- Friedman J.M., W.R. Osterkamp & W.M.Jr. Lewis (1996b). The role of vegetation and bed-level fluctuations in the process of channel narrowing. *Geomorphology*, 14 : 341-351.
- Frochet H., G. Levy, Y. Lefèvre & L. Wehrén (1992). Amélioration du démarrage des plantations de feuillus précieux : cas du frêne en station à bonne réserve en eau. *Revue Forestière Française*, XLIV (n°sp.) : 61-65.
- Frochet B., B. Faivre, V. Godreau & J. Roché (2003). Des oiseaux dans la ripisylve. Dans : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 156-168.
- 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 II, Bron.
- 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.
- Gippel C.J., I.C. O'Neill, B.L. Finlayson & I. Schnatz (1994). Hydraulic guidelines for the re-introduction and management of large woody debris in degraded lowland rivers. Dans : *Norwegian Hydrotechnical Laboratory - Norwegian Institute of Technology - Norwegian Institut for Nature Research* (éds.), 1st International Symposium on Habitat Hydraulics, Trondheim (Norway), 225-239.
- 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.
- Gosselin M. & O. Laroussinie (coor.) (2004). *Biodiversité et gestion forestière, connaître pour préserver*. Synthèse bibliographique. CEMAGREF, GIP-ECOFOR, 320 p.
- Gren I.M., K.H. Groth & M. Sylvén (1995). Economic values of Danube floodplains. *Journal of Environmental Management*, 45 : 333-345.
- Guénat C., F. Bureau & F. Charnet (2003). Genèse, diversité et fonctionnement des sols sous la dépendance d'un cours d'eau. Dans : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 46-71.
- Guinier P. (1963). La végétation du Haut Giffre. *Annales de l'École Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherche et Expérience*, XX, 4 : 481-532.
- Gurnell A.M. & K.J. Gregory (1995). Interactions between semi-natural vegetation and hydrogeomorphological processes. *Geomorphology*, 13 : 49-69.
- Haddad N.M. (1999). Corridor and distance effects on interpatch movements : a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications*, 9 (2) : 612-622.
- Hall F.R. (1968). Base-flow recessions – a review. *Water Resources Research*, 4 (5) : 973-983.
- Harvey M.D. & S.A. Schumm (1994). Alabama River : variability of overbank flooding and deposition. Dans : Schumm S.A. & B.R. Winkley (éds.), *The variability of large alluvial rivers*, ASCE Press, 313-337.
- Hill W.R., P.J. Mulholland & E.R. Marzolf (2001). Stream ecosystem responses to forest leaf emergence in spring. *Ecology*, 82 (8) : 2306-2319.
- Hochbichler E., A. O'Sullivan, A. van Hees & K. Vandekerckhove (2000). Recommendations for data collection in forest reserves, with an emphasis on regeneration and stand structure. COST, Action E4 Forest reserves research network, European Commission, 135-182. http://bfw.ac.at/100/pdf/1142_2.pdf
- Hoff M. (1977). Dynamique de la végétation alluviale au bord des rivières vosgiennes en plaine d'Alsace. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Colmar*, 56 : 61-90.
- 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.
- Hughes F.M.R. (éd.) (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.
- 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.
- 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.
- Jacobson R.B. & D.J. Coleman (1986). Stratigraphy and recent evolution of Maryland piedmont floodplains. *American Journal of Science*, 286 : 617-637.
- Jansson R., C. Nilsson & B. Renöfalt (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 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.
- 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. *Can. Special Pub. Fish. Aquat. Sci.*, 106 : 110-127.
- 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.

- Klaassen G.J. & J.J. Van der Zwaard (1974). Roughness coefficients of vegetated flood plains. *J. Hydraul. Res.*, 12 : 43-63.
- 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.
- Kondolf G.M. & W.G.V. Matthews (1993). Management of coarse sediment on regulated rivers. California Water Resource Center, University of California, Report n°80, 128 p.
- Kozłowski T.T., P.J. Kramer & S.G. Pallardy (1991). The physiological ecology of woody plants. Academic Press, San Diego, California, 657 p.
- 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.
- 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.
- Landon N. (1996) L' évolution du profil en long des affluents du Rhône moyen: du constat aux principes de gestion. *Revue de Géographie de Lyon*, 71 (4) : 363-376.
- 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. Dans : Amoros C. & G.E. Petts (éds.), *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. Cattani (2000). Une économie au service du débat : l'évaluation économique des services rendus par les zones humides. Dans : Fustec E. & J.C. Lefeuvre (sous la direction de), *Fonctions et valeurs des zones humides*, Dunod, Paris, 311-328.
- Le Goff N. & G. Levy (1984). Productivité du frêne (*Fraxinus excelsior*) en région Nord Picardie, B. étude des relations entre la productivité et les conditions de milieu. *Ann. Sci. For.*, 41 (2) : 135-170.
- Leclerc D. & R. Michon (2003). La peupleraie de Chautagne (Savoie) : bilan d'une gestion de plus d'un demi-siècle. Dans : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 437-437.
- 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 (cours d'eau non domaniaux et eaux souterraines). DIREN LR, 255 p.
- Lepart J. & J. Escarre (1983). La succession végétale, mécanismes et modèles : analyse bibliographique. *Bulletin d'Ecologie*, 14 : 133-178.
- Levine J.M. (2000). Complex interactions in a streamside plant community. *Ecology*, 81 (12) : 3431-3444.
- Liébault F. (2003). Les rivières torrentielles des montagnes drômoises : évolution contemporaine et fonctionnement géomorphologique actuel (massifs du Diois et des Baronnies). Thèse 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.
- Lisle T.E. (1986). Effect of woody debris on anadromous salmon habitat, Prince of Wales Island, Alaska. *North American Journal of Fishery Management*, 6 : 538-550.
- 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.
- Lugo A.E., M. Brinson & S. Brown (1990). Synthesis and search for paradigms in wetland ecology. Dans : Lugo A.E., S. Brown & M. Brinson (éds.), *Forested wetlands, Ecosystems of the world 15*, Elsevier, Amsterdam, 447-460.
- 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.
- Maître V., A.C. Cosandey, E. Desagher & A. Parriaux (2003). Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area : the importance of hydrogeological conditions. *Journal of Hydrology*, 278 : 76-93.
- Malanson G.P. (1993). *Riparian landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 296 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.
- Mazoyer M. & L. Roudart (2002). *Histoire des agricultures du monde*. Editions du seuil, 705p.
- 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.
- Megonigal J.P., W.H. Conner, S. Kroeger & R.R. Sharitz (1997). Aboveground production in south-eastern floodplain forests : a test of the subsidy-stress hypothesis. *Ecology*, 78 (2) : 370-384.
- Merritt 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.
- Michelot J.L. (1994). Gestion et suivi des milieux fluviaux, l'expérience des réserves naturelles. RNF, 440 p.
- Michelot J.L., N. Greff & B. Pont (2003). Ripisylves et sites protégés. Dans : 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.
- Minshall G.W., R.C. Petersen, K.W. Cummins, T.L. Bott, J.R. Sedell, C.E. Cushing & R.L. Vannote (1983). Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs*, 53 : 1-25.
- 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.

- Mosley M.P. (1981). The influence of organic debris on channel morphology and bedload transport in a New Zealand forest stream. *Earth Surface Processes and Landforms*, 6 : 571-579.
- 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.
- Nageleisen L.M. (1993). Les dépérissements d'essences feuillues en France. *Revue Forestière Française*, 45 (6) : 605-620.
- Naiman R.J. & H. Décamps (éds.) (1990). The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. *Man and the Biosphere Series*, 4 UNESCO, Paris, 315 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. & H. Décamps (1997). The ecology of interfaces : riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 28 : 621-658.
- 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 suspended 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.
- National Research Council (1992). Restoration of aquatic ecosystems. National Academic Press, Washington DC, 576p.
- 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.
- 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.
- Odum E.P. (1978). Ecological importance of the riparian zone. *National Symposium on Strategies for Protection and Management of Floodplain Wetlands and other Riparian Ecosystems*, Callaway Gardens, Georgia, 11-13 Dec. 1978.
- Oldeman R.A.A. (1974). L'architecture de la forêt guyanaise. *Mémoire ORSTOM*, 73, 204 p.
- ONF (2000). Aménagement forestier de la forêt communale de Blyes. Office National des Forêts, D.R. Rhône Alpes, 79 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.
- 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. *Can. J. For. Res.*, 29 : 1557-1573.
- Pagney P. (1988). *Climats et cours d'eau de France*. Masson, Paris, 248 p.
- Pardé J. & J. Bouchon (1988). *Dendrométrie*. 2^{ième} édition, ENGREF, Nancy, 328 p.
- 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. & 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. Dans : *Colloques phytosociologiques, XIII, végétation et géomorphologie*, p. 656-667, Bailleul 1985, J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- 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. Dans : Roux A.L. (éd.), 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. Peiry, F. Hughes, K. Richards, R. Foussadier, B. Garguet-Dupont, 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. Dans : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, *Les forêts riveraines des cours d'eau*, IDF, 10-28.
- 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.

- Petts G.E. & J.P. Bravard (1993). Le réseau hydrographique dans le bassin versant. Dans : Amoros C. & G.E. Petts (éds.), Hydrosystèmes fluviaux, Collection d'écologie, Masson, 21-41.
- Pickett S.T.A. & P.S. White (éds.) (1985). The ecology of natural disturbances and patch dynamic. Academic Press, 456 p.
- 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. (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. 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.
- 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. Dans : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, Les forêts riveraines des cours d'eau, IDF, 72-92.
- Piégay H., J.L. Peiry & F. Gazelle (2003). Effets des ripisylves sur la dynamique du lit fluvial et de son aquifère. Dans : Piégay H., G. Pautou & C. Ruffinoni, Les forêts riveraines des cours d'eau, IDF, 94-122.
- Pilard-Landeau B. & N. Le Goff (1996). La sylviculture du frêne. *ONF, Bull. Techn.*, 31 : 9-14. (247)
- 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.
- Platts W.S., C. Armour, G.D. Booth, M. Bryant, J.L. Bufford, P. Cuplin, S. Jensen, G.W. Lienkaemper, G.W. Minshall, S.B. Monsen, R.L. Nelson, J.R. Sedell & J.S. Tuhy (1987). Methods for evaluating riparian habitats with applications to management. General technical report, US departement of agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, 131p.
- Point P. (2000). Les évaluations économiques des services rendus par les zones humides. Dans : Fustec E. & J.C. Lefevre (sous le direction de), Fonctions et valeurs des zones humides, Dunos, Paris, 295-309.
- Pont B. (1987). La végétation alluviale de l'île de la Platière : état actuel et dynamique. Rapport de stage, Université Grenoble, 68 p.
- Pont B. (1994). Eléments bibliographiques en vue de la mise au point d'une méthode de suivi à long terme de la dynamique forestière spontanée des ripisylves. Réserves Naturelles de France, 15 p.
- 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 Gravières, 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.
- 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 south east Spain. *Soil Use and Management*, 13 : 143-148.
- 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.
- Richard D. (2002). Forêts et crues. *La Houille Blanche*, 3 : 54-58.
- Richardot-Coulet M. & M.T. Greenwood (1993). Invertébrés aquatiques. Dans : Amoros C. & G.E. Petts (éds.), Hydrosystèmes fluviaux, Collection d'écologie, Masson, 125-149.
- Richards K.S., J. Brasington & F. Highes (2002). Geomorphic dynamics of floodplain : ecological implications and potential modeling strategy. *Freshwater Biology*, 47 (4) : 559-579.
- Riethmuller T. (2003). Les Chartes Forestières de Territoire : un premier bilan au niveau national. CEMAGREF – FIF/IGREF, 45 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.
- RobertsPichette P. & L. Gillespie (1999). Protocoles de suivi de la biodiversité végétale terrestre. Collection des rapports hors série, rapport n°9, Bureau de coordination de la surveillance écologique RESE, Burlington, Ontario, 138 p.
- 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.
- Rondeux J. (1999). La mesure des arbres et des peuplements forestiers. Gembloux, Les Presses agronomiques de Gembloux, 521 p.
- Rondeux J., H. Lecomte, P. Florquin & M. Thirion (1996). L'inventaire permanent des ressources ligneuses de la région wallonne : principaux aspects méthodologiques. Les Cahiers Forestiers de Gembloux, n° 19, 22 p.
- 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.
- Rood S.B., Gourley C., Ammon E.M., Heki L.G., Koltz J.R., Morrison M.L. Mosley D., Scopetone G.G., Swanson S. & P.L. Wagner (2003). Flows for floodplain forest : successful riparian restoration along the lower Truckee River, Nevada, USA. *BioScience*, 45 : 134-141.
- Rosenberg D.K., B.R. Noon & E.C. Meslow (1997). Biological corridors : form, function and efficacy. *BioScience*, 47 (10) : 677-687.
- Roulier C., F. Teuscher, M. Tognola & R. Thielen (1999). Zones alluviales et revitalisation. *Génie Biologique*, 4 : 26-38.
- Roulier C., F. Teuscher & B. Weber (1999). Concept de gestion des forêts alluviales. L'environnement pratique – Recommandations, OFEFP, Berne 92 p.
- Roux A.L. (éd.) (1982). Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux ; étude d'un hydrosystème fluvial : le Haut-Rhône français. Editions CNRS, Lyon, 116 p.
- Ruffinoni C. (1994). Rôle des ripisylves dans la réduction des pollutions azotées diffuses en milieu fluvial. Thèse Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, 64 p.
- Ruffinoni C., M. Trémolière & J.M. Sanchez-Peréz (2003). Végétation Alluviale et flux de nutriments. Dans : Piégay

- H., G. Pautou & C. Ruffinoni, Les forêts riveraines des cours d'eau, IDF, 134-154.
- 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.
- Sanchez-Pérez (2003). Change in groundwater chemistry as a consequence of suppression of floods : the case of the Rhine floodplain. *Journal of Hydrology*, 270 : 89-104.
- 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.
- Schmid-Haas P., E. Baumann & J. Werner (1993). Instructions pour l'inventaire de contrôle par échantillonnage. 3ème édition - Institut fédéral de recherche sur la forêt, la neige et le paysage CH - 8903 Birmensdorf.
- 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). Écologie des forêts naturelles d'Europe. Biodiversité, sylvigénèse, valeur patrimoniale des forêts primaires. Editions TEC & Doc. 270 p;
- Schreuder H.T., R. Ernst & H. Ramirez Maldonado (2004). Statistical techniques for sampling and monitoring natural resources. General Technical Report, RMRS-GTR-126, U.S.D.A., Forest Service, 111 p.
- Schumm S.A. (1977). The fluvial system. John Wiley & Sons, New-York, 338 p.
- Sedell J.R. & K.J. Luchessa (1982). Using the historical record as an aid to salmon habitat enhancement. Dans : Neil E. & B. Armantrout (éds.), Symposium on acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information held, Portland, Or., 210-223.
- Shankman D. (1993). Channel migration and vegetation patterns in the Southern coastal plain. *Conservation Biology*, 7 : 176-183.
- Shields F.D.Jr. & R.H. Smith (1992). Effects of large woody debris removal on physical characteristics of a sand-bed river. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, 2 : 145-163.
- 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.
- Skalski J.R. (1990). A design for long-term status and trends. *Journal of Environmental Management*, 30 : 139-144.
- Steiger J., A.M. Gurnell & G.E. Petts (2001a). Sediment deposition along the channel margins of a reach of the middle River Severn, 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. & A.M. Gurnell (2003). Spatial hydrogeomorphological influences on sediment and nutrient deposition in riparian zones : observations from the Garonne River, France. *Geomorphology*, 49 (1-2) : 1-23.
- Stoecker M.A., 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.
- Tabacchi E. (1992). Variabilité des peuplements riverains de l'Adour. Influence de la dynamique fluviale à différentes échelles d'espace et de temps. Thèse doctorat, Université Paul Sabatier Toulouse, 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 & Management*, 12 : 367-390.
- Tabacchi E. (2002). Hydraulic events and plant community connectivity within riparian systems. First Workshop "Biological responses to hydraulic constraints", 13 dec 2002, Université Lyon I - CNRS.
- Tabacchi E., A.M. Planty-Tabacchi, E. Nadal & L. Roques (2004). Seed inputs along riparian zones: implications for plant invasion. *River Research and Applications*, sous presse.
- 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.
- Taylor M.P. & J. Lewin (1996). River behaviour and Holocene alluviation : the River Severn at Welshpool, mid-Wales, UK. *Earth Surface Processes and Landforms*, 21 : 77-91.
- 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 Doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, 100 p.
- Thompson D.M. (1995). The effects of large organic debris on sediment processes and stream morphology in Vermont. *Geomorphology*, 11 : 235-244.
- Thompson W.L. (2001). Comparison of three plot selection methods for estimating change in temporally variable, spatially clustered populations. USDA Forest Service, BPA report DOE/BP2586610, 39 p.
- Tockner K., F. Malard & J.V. Ward (2000). An extension of the floodpulse concept. *Hydrological Processes*, 14 : 2861-2883.
- Tockner K., F. Schiemer, C. Baumgartner, G. Kum, E. Wiegand, I. Zeimüller & J.V. Ward (1999). The Danube restoration project : species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers : Research and Management*, 15 : 249-262.
- 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., J.M. Sánchez-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.
- Trotter E.H. (1990). Woody debris, forest-stream succession, and catchment geomorphology. *Journal of the North American Benthological Society*, 9 : 141-156.
- Van Collier 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.
- Vannote R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing (1980). The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37 : 130-137.
- Vanpeene-Bruhier S. (2002). Réaménagement forestier des carrières de granulats. Cemagref Editions, 319.

- Vidon P.G.F. & A.R. Hill (2004). Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. *Journal of Hydrology*, 292 : 210-228.
- Vivian J. (1999). Conceptual methods for change inventory and monitoring of vegetation resources. RIB, Ministry of Forest, Victoria, BC, 1999. 23 p.
- 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.
- 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.
- Walling D.E. & Q. He (1998). The spatial variability of overbank sedimentation on river floodplains. *Geomorphology*, 24 : 209-223
- Weber G. & J.M. Gobat (2002). Le rôle combiné de la texture et des vers de terre dans la formation de l'épisolum humifère. Le cas des forêts alluviales de la Sarine (Suisse). *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*, 125 : 67-76.
- Webster J.R. & B.C. Patten (1979). Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs*, 49 : 51-72.
- 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.
- White M.D. & K.A. Greer (2002). The effects of watershed urbanization on stream hydrologic characteristics and riparian vegetation of los Penasquitos Creek, California. *Conservation Biology Institute*, 32 p.
- 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. *Wat. Res.* 31 (4) : 841-849.
- 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 hydrogeologic thought. *Ground Water*, 38 (3) : 423-429.
- Wuillot J. (1986). Variabilité spatiale et état de référence de la végétation de l'île des Molottes (Haut Rhône français). DEA Université Lyon I - Grenoble, 15 p.
- 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.
- Yon D. & G. Tendron (1981). Les forêts alluviales en Europe, élément du patrimoine naturel international. *Conseil de l'Europe*, 76 p.
- 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.
- Zuidema P.A., J.A. Slayer, & W. Dijkman (1996). Forest fragmentation and biodiversity : the case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation*, 23 (4) : 290-297.
- Zwolinski Z. (1992). Sedimentology and geomorphology of overbank flows on meandering river floodplains. *Geomorphology*, 4 : 367-379.