



HAL
open science

Impacts écologiques de la chenalisation des rivières

J.G. Wasson, J.R. Malavoi, L. Maridet, Yves Souchon, L. Paulin

► **To cite this version:**

J.G. Wasson, J.R. Malavoi, L. Maridet, Yves Souchon, L. Paulin. Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. [Rapport de recherche] irstea. 1995, pp.166. hal-02574026

HAL Id: hal-02574026

<https://hal.inrae.fr/hal-02574026>

Submitted on 14 May 2020

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

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

95/0340



LA RECHERCHE POUR L'INGENIERIE DE L'AGRICULTURE ET DE L'ENVIRONNEMENT

Département gestion des milieux aquatiques
Division Biologie des Ecosystèmes Aquatiques,
Laboratoire d'Hydroécologie Quantitative



IMPACTS ECOLOGIQUES DE LA CHENALISATION DES RIVIERES

- Rapport final -

Commande DE 30/93



**WASSON J.G.
MALAVOI J.R.
MARIDET L.
SOUCHON Y.
PAULIN L.**

Groupement de Lyon
3 bis, quai Chauveau CP 220
69336 Lyon Cedex 09
Tél. : 72 20 87 87 - Fax : 78 47 78 75

Décembre 1995

Cemagref

Département gestion des milieux aquatiques
Division Biologie des Ecosystèmes Aquatiques,
Laboratoire d'Hydroécologie Quantitative

■ epteau ■



MINISTÈRE DE
L'ENVIRONNEMENT

DIRECTION DE L'EAU
Sous-direction du Milieu Aquatique
et de la Pêche
20, avenue de Ségur
75007 PARIS SP

IMPACTS ECOLOGIQUES DE LA CHENALISATION DES RIVIERES

- Rapport final -

Commande DE 30/93



**WASSON J.G.
MALAVOI J.R.
MARIDET L.
SOUCHON Y.
PAULIN L.**

EPTEAU
8, chemin de St-Gobain
69190 Saint-Fons

Cemagref
Groupement de Lyon
3 bis, quai Chauveau CP 220
69336 Lyon Cedex 09
Tél. : 72 20 87 87 - Fax : 78 47 78 75

Décembre 1995



■ epteau ■

Titre : Impacts écologiques de la chenalisation des rivières

Title : Ecological impact of river channelization

Auteurs : WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y., PAULIN L.

Résumé : Le terme de chenalisation englobe tous les aménagements de rivière visant à accélérer l'écoulement par surdimensionnement et simplification de la géométrie des lits mineurs, et réduction de la rugosité, dans le but principal de réduire les inondations. Des ouvrages de stabilisation (seuils, digues), et des actions d'entretien du lit (curage, dragage, nettoyage de la végétation) accompagnent souvent ces interventions. La chenalisation entraîne des effets parmi les plus destructeurs des équilibres écologiques et des processus fonctionnels des rivières. Les impacts biologiques sont particulièrement graves et durables. Les biomasses piscicoles sont réduites dans des proportions considérables, de l'ordre de 80%, les poissons d'intérêt halieutique étant les plus affectés. Les impacts physiques sont irréversibles selon des processus naturels en dessous d'un seuil d'énergie potentielle en crue. Sans récupération de la structure et de la dynamique physique, il n'y a pas de récupération biologique. Dans certaines régions, cette situation concerne la majorité des cours d'eau. Le présent rapport explicite les bases scientifiques pour l'évaluation de l'impact écologique d'un aménagement de rivière. Sont abordés : 1) le concept écologique d'habitat aquatique, 2) les principes de morphodynamique fluviale, 3) une typologie des aménagements, 4) leurs impacts sur le milieu physique, 5) la réversibilité de ces impacts, 6) les impacts sur le fonctionnement des écosystèmes, 7) les impacts sur les peuplements aquatiques, d'après la littérature et des études de cas en France. Enfin, 8) est proposé un "indice L.I.T. d'artificialisation" pour évaluer *a priori* l'impact écologique des aménagements de type chenalisation.

Abstract : River channelization encompasses all methods of engineering aimed to reduce flood by resectioning, straightening and smoothing the river bed. Stabilization structure such as embankments and steps, as well as dredging and tree clearance are often included in engineering projects. Impact of channelization appears among the most harmful to stream ecosystem functioning. Biological impacts are particularly severe and remanent. Fish biomass is reduced by 80% or more in many cases, and large size fish are the most impacted. Physical impacts are not reversible by natural processes if stream power lies below a given threshold. The biological system cannot recover as long as the physical structure remains altered. In some regions, the problem affects a majority of river stretches. The present report explains the scientific basis to evaluate properly the ecological impact of river engineering. It deals with 1) the ecological concept of aquatic habitat, 2) basic principles of fluvial geomorphology, 3) a classification of engineering works, 4) their physical impact, 5) the reversibility of these impacts, 6) impacts on ecosystem functioning, 7) impacts on aquatic habitats and biota, based on literature review and new case studies in France. Finally, 8) an index of river artificialization L.I.T. is proposed for previsional evaluation of the ecological impact of any river engineering project.

Mots clés : Aménagement de rivière, habitat aquatique, morphodynamique fluviale, impact écologique, poissons, invertébrés, évaluation prévisionnelle.

CONTRAT	PROGRAMME DE RECHERCHE	DATE	DIFFUSION
Commande DE 30/93	GMA ₂	Décembre 1995	tous publics <input checked="" type="checkbox"/>
			interne <input type="checkbox"/>
			confidentielle <input type="checkbox"/>



SOMMAIRE

AVANT PROPOS -----	7
INTRODUCTION -----	9
I. LA NOTION D'HABITAT -----	13
I.1. L'habitat aquatique-----	13
I.2. Les facteurs de diversification de l'habitat-----	15
I.3. Habitat, biodiversité et fonctionnement écologique-----	16
I.4. L'habitat des poissons-----	18
I.5. Habitat et morphologie : des échelles emboîtées-----	21
Echelle ponctuelle-----	21
Echelle linéaire-----	24
Echelle régionale-----	25
I.6. L'habitat : un système à 4 dimensions-----	26
II. LA DYNAMIQUE DES HABITATS D'EAU COURANTE : QUELQUES PRINCIPES DE GEOMORPHOLOGIE FLUVIALE -----	31
II.1. Les déterminants à l'échelle du bassin versant-----	31
II.2. Les réponses à l'échelle du tronçon-----	32
Le substrat : une variable à part-----	32
La recherche permanente d'un équilibre-----	34
II.3. Formes en équilibre, structures rythmiques-----	36
Modèles de lits-----	36
Séquences de faciès-----	36
Débits morphogènes, profils d'équilibre-----	42
II.4. Changements naturels et imposés-----	42
De la dynamique à l'habitat-----	44
Une échelle commune : le faciès morphodynamique-----	45
II.5. Nécessité d'une typologie régionale-----	45
III. TYPOLOGIE DES AMENAGEMENTS DE RIVIERE : OBJECTIFS ET METHODES -----	51
III.1. Les objectifs des aménagements-----	51
III.2. Classification des interventions-----	53
Classification selon la nature des travaux-----	53
Classification selon les objectifs et les impacts-----	56
III.3. Un objectif commun à toutes les interventions : la chenalisation-----	58
III.4. Interventions complexes, effets synergiques-----	61
Régionalisation des aménagements-----	61
Les rivières du Sud-Ouest-----	62
Région Rhône-Alpes-----	63
Le bassin de la Loire-----	63
IV. IMPACTS DE LA CHENALISATION SUR LE MILIEU PHYSIQUE -----	69
IV.1. Principaux types d'impacts-----	69
Augmentation de la pente-----	71
Modification de la largeur et de la profondeur-----	71
Processus d'ajustement-----	73
Perturbation de l'écoulement-----	75
Homogénéisation des séquences de faciès-----	76
Destructuration du substrat-----	81
Accentuation des hydrogrammes-----	81
Disparition des structures d'abri-----	83
IV.2. Conséquences globales de la chenalisation-----	83

V. LA RÉMANENCE DES IMPACTS : RÉVERSIBILITÉ ET IRRÉVERSIBILITÉ -----	89
V.1. Réversibilité d'un aménagement -----	89
V.2. L'existence de seuils d'irréversibilité-----	90
V.3. Régionalisation de l'énergie potentielle -----	93
V.4. Artificialisation et restauration -----	94
VI. IMPACTS SUR LE FONCTIONNEMENT ECOLOGIQUE -----	99
VI.1. L'interdépendance des facteurs clés amène une réponse complexe à l'échelle des organismes -----	99
VI.2. Les interactions entre compartiments font que l'ensemble du milieu aquatique est affecté : structures et processus -----	100
Une capacité d'autoépuration -----	101
Un fonctionnement trophique perturbé-----	101
Un risque accru d'eutrophisation -----	102
Une compétition plus sévère -----	102
VI.3. L'écosystème est affecté dans ses 4 dimensions -----	102
Des milieux confinés et fragiles -----	104
Des vecteurs de pollution -----	104
Des rivières qui s'enfoncent -----	105
Des épisodes critiques plus sévères -----	106
VI.4. L'habitat est affecté à toutes les échelles -----	106
VII. IMPACTS SUR LES HABITATS ET LES PEUPELEMENTS -----	111
VII.1. La chenalisation : des impacts durables -----	111
VII.2. La chenalisation : des impacts graves -----	114
L'exemple des rivières de plaine nord-américaines -----	114
Rivières à salmonidés -----	116
Les exemples européens -----	118
VII.3. Les causes majeures d'altération-----	120
VII.4. Deux études de cas en France : le Guiers et l'Eau Morte-----	123
Le Guiers -----	123
L'eau morte -----	128
VII.5. Aggravation des conditions d'habitat en crue -----	133
VII.6. Perte de connectivité latérale -----	133
VII.7. Conclusion -----	135
VIII. EVALUATION A PRIORI DE L'IMPACT D'UN AMENAGEMENT -----	139
VIII.1. Prévoir l'impact physique : éléments pour un indice d'artificialisation -----	139
Linéaire -----	139
Intensité -----	142
Temps -----	150
VIII.2. Perspectives -----	152
CONCLUSION -----	155
BIBLIOGRAPHIE -----	159

AVANT PROPOS

L'article L 232-3 du code rural stipule que "lorsqu'ils sont de nature à détruire les frayères, les zones de croissance ou les zones d'alimentation ou de réserve de nourriture de la faune piscicole, l'installation ou l'aménagement d'ouvrages ainsi que l'exécution de travaux dans le lit d'un cours d'eau sont soumis à autorisation. "Cette autorisation" fixe des mesures compensatoires visant à remettre en état le milieu naturel aquatique".

Dans cette optique, le Ministère de l'Environnement, avait commandité au CEMAGREF une étude visant à élaborer une typologie des rivières qui puisse servir de cadre pour l'application de l'article L 232 - 3 du Code Rural, notamment pour délivrer les autorisations et fixer les mesures compensatoires (Convention CEMAGREF-DPN N°90-253).

Un rapport préliminaire (MALAVOI et al., 1991) a été diffusé en 1992. Ce document proposait une première approche de la hiérarchisation de l'impact des aménagements sur l'habitat physique. Il a été complété par une synthèse bibliographique des effets des aménagements sur les peuplements de poissons, pour constituer le rapport final de la convention 90-253, intitulé "*Approche typologique de l'impact des aménagements de rivière sur les habitats et les peuplements piscicoles : aide à l'application de l'article L232-3 du code rural*" (WASSON et al., 1993).

Ce rapport s'est largement appuyé sur l'ouvrage de Andrew BROOKES - *Channelized Rivers, perspectives for environmental management*, J. Wiley & Sons, 1988 - pour tout ce qui concerne les impacts physiques et biologiques. Nous ne saurions trop conseiller au lecteur intéressé par ces problèmes de se référer à cet ouvrage incontournable.

Cette recherche bibliographique a mis en évidence que la plupart des études de cas proviennent de la littérature nord américaine. Des effets drastiques et irréversibles sont très généralement rapportés à la suite des aménagements de type chenalisation. Mais la différence des conditions géographiques et des peuplements de poissons entre les USA et la France rendait nécessaire une certaine vérification de ces conclusions avant d'émettre des recommandations forcément contraignantes face à la sévérité des impacts signalés.

Pour répondre à ces interrogations, la Direction de l'Eau du Ministère de l'Environnement, par sa lettre de commande N° 30/93, a demandé au CEMAGREF de poursuivre ses recherches pour valider en France les conclusions des expériences

étrangères, et proposer des méthodes d'évaluation de l'impact des aménagements. Les récentes crues catastrophiques, générant une cascade de demandes d'intervention sur les lits des rivières, sont venues confirmer l'urgence d'une évaluation prévisionnelle de l'impact écologique de ces travaux.

Dans le cadre de cette commande, deux rivières françaises durement aménagées ont été étudiées. Les résultats sont détaillés dans un rapport préliminaire intitulé "*Impacts des aménagements de type chenalisation sur les habitats et les peuplements piscicoles : deux études de cas*" (PAULIN, 1994).

Le présent document, rapport final de la commande N° 30/93, constitue en réalité la synthèse de tous ces documents. Mais il s'y ajoute un chapitre entièrement nouveau consacré à l'évaluation prévisionnelle de l'impact écologique de la chenalisation.

INTRODUCTION

L'extrême hétérogénéité des travaux désignés sous le vocable "aménagement de rivière", jointe à la diversité des réponses des cours d'eau dans les conditions naturelles, rend difficile l'évaluation *a priori* de l'impact écologique d'un aménagement. Or c'est bien la gravité *prévisible* de cet impact qui devrait déterminer, selon l'esprit de l'article L232-2 du code rural, la délivrance d'une autorisation et les mesures compensatoires.

Evaluer la gravité de l'impact implique forcément une approche écosystémique, donc globale et à long terme, reliant les modifications du milieu physique à leur conséquences biologiques. Or les données permettant d'établir ces relations sont forcément rares et coûteuses.

Une certaine simplification du problème est donc nécessaire, ce qui implique une approche typologique. Nous partirons d'un raisonnement par types d'intervention croisé avec quelques caractéristiques simples des cours d'eau déterminant la gravité de l'impact.

Les aménagements concernés

Nous nous limiterons aux interventions à finalité hydraulique, désignés globalement sous le terme de "chenalisation", et à leurs répercussions sur l'habitat des poissons et le fonctionnement écologique, pour des rivières de dimension faible à moyenne, de 5 m à 30 m de largeur environ.

La chenalisation concerne toutes les interventions visant à accélérer l'écoulement en augmentant la débitance, par modification du tracé en plan, de la géométrie en travers, de la pente et de la rugosité d'un cours d'eau. Sont inclus les ouvrages longitudinaux et transversaux de stabilisation (seuils) qui accompagnent généralement ces interventions pour maintenir une forme hydraulique efficace. Les actions d'entretien du lit comme les curages et dragages se combinent souvent aux actions de chenalisation.

Ne sont pas inclus les travaux d'entretien touchant exclusivement la végétation des berges. Cette question, relativement complexe, fait l'objet de recherches en partenariat avec le Ministère de l'Environnement (Direction de l'Eau) et l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, se traduisant déjà par des publications accessibles aux

gestionnaires (MARIDET, 1994 a et b; PIEGAY & MARIDET, 1994; MARIDET & COLLIN-HUET, 1995; MARIDET & SOUCHON, 1995; PIEGAY, 1995). Ce problème sera néanmoins abordé car la chenalisation s'accompagne presque toujours d'une action sur la végétation rivulaire. De même, ne sont pas concernés les ouvrages à finalité hydrologique comme les barrages de stockage ou de régulation, bien que la régulation des débits induise également des modifications de la morphologie des rivières.

Objectifs de l'étude

Ce rapport a pour objectif d'expliciter les bases scientifiques sur lesquelles devra se fonder l'évaluation de l'impact écologique d'une intervention de type chenalisation.

Seront donc abordés successivement :

- Les concepts écologiques qui sous-tendent la notion d'habitat,
- les principes régissant l'évolution morphologique des rivières,
- les types d'interventions humaines les plus courantes,
- leurs impacts sur le milieu physique,
- une approche de la réversibilité de ces impacts,
- les impacts globaux sur le fonctionnement des écosystèmes d'eau courante,
- les impacts sur les habitats et les peuplements aquatiques, d'après la littérature et deux études de cas en France.

Enfin, un dernier chapitre propose une approche entièrement originale pour l'évaluation *a priori* de l'impact écologique des aménagements de type chenalisation. Cette approche a été conçue pour guider le choix des gestionnaires confrontés à ce genre de décision : nous espérons de ceux-ci un retour critique qui permettra d'améliorer le caractère opérationnel de cette méthode.

I. LA NOTION D'HABITAT



I - LA NOTION D'HABITAT

I.1. L'habitat aquatique

Chaque organisme perçoit de son environnement naturel quelques **facteurs-clés** qui, selon qu'ils sont favorables ou limitants, détermineront in fine la taille et la répartition des populations des différentes espèces potentiellement présentes dans un bassin donné, et donc à la fois la **biodiversité** et la **productivité** de l'écosystème rivière. On entend par biodiversité la nature et la diversité des organismes appréciée au niveau des gènes, des espèces ou des groupes fonctionnels. La productivité se réfère à l'efficacité du milieu en termes de production de tissus vivants, de transfert d'énergie dans un réseau trophique, et de recyclage de la matière organique.

Les facteurs-clés du milieu aquatique peuvent être regroupés en quatre catégories (tableau 1.I) :

- les facteurs d'ordre "**climatique**", relatifs à la physico-chimie de l'eau, relativement stables sur une large échelle spatiale,
- les facteurs d'"**habitat**", ou caractéristiques physiques à l'échelle même des organismes - on emploie aussi le terme "morpho-dynamique" pour englober la variabilité inhérente à l'écoulement et l'hétérogénéité des structures morphologiques -,
- les facteurs "**trophiques**", c'est à dire la nature et la quantité des ressources nutritionnelles disponibles pour chaque type d'organisme,
- les facteurs "**biotiques**", ou interactions directes entre les êtres vivants comme la compétition, la prédation, etc...

Ces facteurs ne sont pas indépendants (figure 1.1) : les trois premiers constituent le cadre dans lequel s'exercent la compétition entre les espèces, et l'hétérogénéité du milieu physique est extrêmement importante pour limiter les effets des interactions biotiques. Mais l'habitat conditionne aussi pour une large part la disponibilité des ressources trophiques et de l'oxygène.

Au concept d'écosystème s'attachent des notions de fonctionnement et d'équilibre dynamique. Le **fonctionnement** se définit comme l'ensemble des interactions de nature physique et biologique entre facteurs-clés et peuplements, interactions qui régulent à la fois la structure, la productivité et la biodiversité de l'écosystème rivière.

HYDROCLIMAT	<i>Physico-chimie</i>
Température Oxygène dissous, CO ₂ Ions majeurs, pH Turbidité	
HABITAT	<i>Structure physique de l'espace</i>
<i>Morpho-dynamique</i> Hauteur, Vitesse Substrat, Sédiments fins Abris hydrauliques	<i>Structures</i> Caches, Embacles Couvert végétal, Eclairage
NOURRITURE	<i>Ressources trophiques</i>
Éléments nutritifs (P, N) Producteurs primaires Débris végétaux	
VOISINAGE	<i>Interactions biotiques</i>
Compétition Prédation	

Tableau 1.I : Les facteurs clés déterminant la structure et la composition des peuplements dans le milieu aquatique (WASSON, 1993).

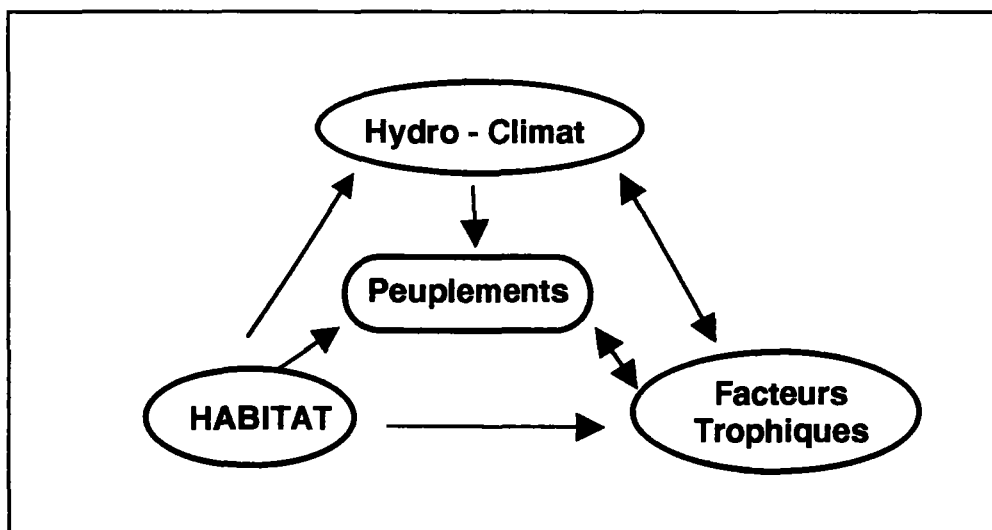


Figure 1.1 : Interdépendance des facteurs clés.

L'équilibre doit être perçu comme une dynamique permanente d'ajustement en fonction des fluctuations naturelles ou imposées des facteurs de contrôle du système.

L'habitat : un compartiment central de l'écosystème

Nous appelons donc HABITAT la structure physique perçue par les êtres vivants - les habitants du cours d'eau en quelque sorte. La perception du milieu physique recouvre une dimension spatiale, à l'échelle de la taille et de la mobilité des organismes, et une dimension temporelle fonction de leur durée de vie.

La structure physique de l'habitat ne conditionne pas seulement les peuplements de poissons et d'invertébrés. Tous les compartiments du milieu aquatique dépendent des conditions morphodynamiques : les possibilités d'enracinement des macrophytes, les zones favorables au développement des algues unicellulaires, l'accumulation de débris organiques, et les capacités mécaniques d'oxygénation de l'eau sont liées à l'habitat. C'est donc un compartiment clé de la structuration des écosystèmes d'eau courante.

I.2. Les facteurs de diversification de l'habitat

Le milieu physique en eau courante possède cette caractéristique unique dans la biosphère d'être en chaque point la combinaison d'un élément relativement fixe et stable, le lit de la rivière, et d'un élément mobile, l'eau, animée d'un flux unidirectionnel permanent.

C'est la **morphologie** du lit qui détermine les formes d'écoulement et toute l'hétérogénéité spatiale de l'espace aquatique. Mais en chaque point les conditions hydrodynamiques varient en fonction du débit, et c'est donc l'**hydrologie** qui régit la variabilité temporelle du système. Cette variabilité constitue la deuxième caractéristique fondamentalement originale des écosystèmes lotiques.

Largement déterminée par les deux facteurs précédents, la **végétation rivulaire** participe à la structuration de l'habitat. D'une part, les arbres vivants ou morts contribuent fortement à la diversification du chenal dans les vallées à fond mobile. D'autre part, le bois mort tombé dans l'eau (embâcles) crée des conditions hydrauliques plus hétérogènes.

Ainsi l'hydrologie, la morphologie et la végétation rivulaire déterminent conjointement, dans l'espace et dans le temps, toute la diversité de l'habitat aquatique (figure 1.2). Ces compartiments présentent des caractéristiques très différentes en fonction de la nature du bassin versant.

La structure et la dynamique de l'habitat aquatique peuvent donc être abordées à partir de ces compartiments "externes" au milieu aquatique que sont la morphologie fluviale, le régime hydrologique, et le corridor végétal. La morphologie est elle-même dépendante d'un contexte géologique et géomorphologique, et sous le contrôle permanent des événements hydrologiques, donc du climat.

Géologie, formes du relief, climat, apparaissent donc comme les facteurs de contrôle primaires de l'habitat des cours d'eau. Ces facteurs varient selon les régions ; c'est donc à cette échelle spatiale que se détermine le premier niveau de diversification de l'habitat.

I.3. Habitat, biodiversité et fonctionnement écologique

L'une des particularités des habitats d'eau courante est donc d'associer à la fois une très grande hétérogénéité dans l'espace avec une forte variabilité dans le temps. On a parlé à ce propos d'une structure en "mosaïques dynamiques" (NAIMAN *et al.*, 1988 ; TOWNSEND, 1989). Dans une telle structure, tous les éléments sont soumis à des perturbations physiques avec des fréquences et des rythmes différents. Comme ils sont également interconnectés, les zones abritées peuvent servir de refuges pour les organismes au moment où d'autres éléments du système sont soumis à des perturbations. Cette organisation de l'espace permet la cohabitation d'espèces ayant des préférences d'habitat, des cycles de vie et des stratégies écologiques très divers.

Ce qui peut se traduire par une équation synthétique :

$$\textit{Hétérogénéité} + \textit{Variabilité} + \textit{Connectivité} = \textit{Biodiversité}.$$

C'est ce qui explique pour une large part la biodiversité élevée des peuplements aquatiques : sous nos latitudes, plus d'une centaine d'espèces d'invertébrés benthiques, ceux qui vivent sur le fond, cohabitent au long de l'année dans quelques dizaines de mètres de rivière. Les poissons qui exploitent l'ensemble de la masse d'eau voient logiquement la diversité des niches écologiques augmenter avec la taille de la rivière.

écosystème

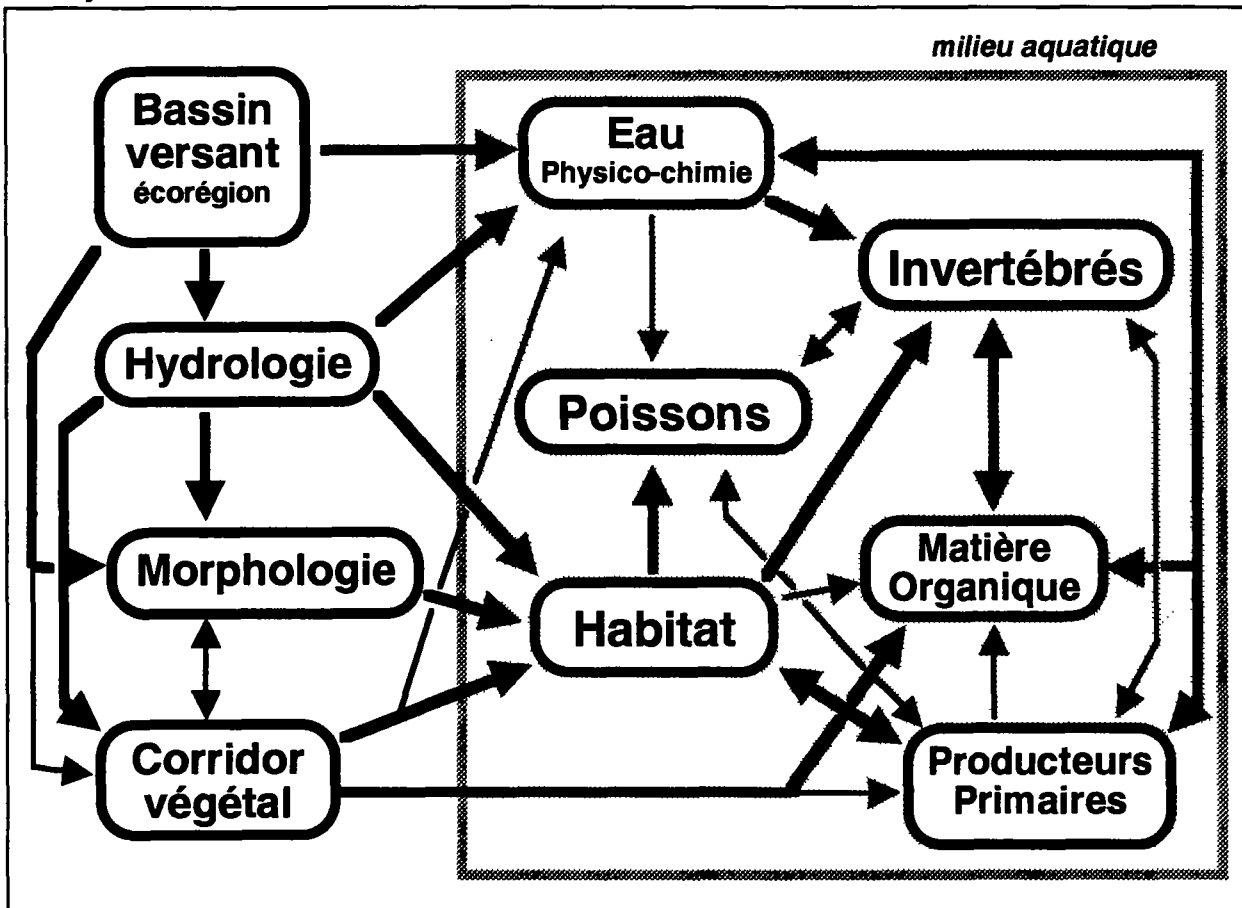


Figure 1.2 : Modèle conceptuel de l'écosystème d'eau courante.

C'est pourquoi le nombre d'espèces de poissons augmente de l'amont vers l'aval dans tous les bassins fluviaux.

Du fait de ce rôle central, toute modification de l'habitat soit directement par des travaux en rivière ou en berge, soit indirectement par des actions modifiant les équilibres morphodynamiques, aura des répercussions sur l'ensemble du milieu aquatique. Les processus écologiques fondamentaux de la rivière peuvent être affectés. C'est donc bien sur un diagnostic global du fonctionnement que devra porter l'évaluation de l'impact d'un aménagement.

I.4. L'Habitat des poissons

Vertébrés de taille moyenne mais très mobiles et capables d'un comportement évolué, les poissons occupent la totalité de l'espace aquatique et sur de longues durées. A ce titre, ils sont très dépendants de l'habitat et de sa variabilité temporelle.

En fonction de leur fréquence d'utilisation, on peut distinguer deux catégories d'habitats nécessaires à toute espèce de poisson pour accomplir les fonctions biologiques qui permettent le maintien d'une population :

Des habitats pour les fonctions quotidiennes : alimentation et repos.

les zones d'alimentation :

Les poissons européens sont peu spécialisés quant à leur alimentation; la plupart sont omnivores, mis à part quelques espèces prédatrices (ex: brochet ...) ou algivores (hotu ...). Les invertébrés aquatiques constituent l'une des principales sources de nourriture ; ils dépendent eux-mêmes d'un certain équilibre entre une production primaire à base d'algues microscopiques benthiques (fixées sur un support) ou planctoniques (en pleine eau), et d'apports en matière organique provenant de la végétation des rives ou des macrophytes (plantes aquatiques) en décomposition.

Les substrats grossiers (blocs, gros galets) stables et perméables en courant rapide sont les zones les plus productives en invertébrés, et constituent des habitats d'alimentation ou des réserves de nourriture pour les poissons rhéophiles. Dans les cours d'eau lents, les mouilles ou les chenaux lenticulaires sont exploités par des espèces plus pélagiques et grégaires, planctonophages (gardon, etc ...), ou se nourrissant sur les fonds meubles (goujon).

les abris et les caches :

Les poissons ont besoin à proximité immédiate de leurs zones d'alimentation d'abris hydrauliques pour limiter leur déperdition d'énergie face au courant, mais aussi de caches servant de refuges pendant les périodes de repos, ou rapidement accessibles en cas de danger (figure 1.3). Les blocs, les branchages et embâcles, les souches et racines, la végétation aquatique, la rugosité liée aux berges sont autant d'éléments - de singularités hydrauliques - offrant des possibilités d'abris.

Chaque individu exploite au quotidien un territoire relativement défini allant de quelques m² à quelques dizaines de m². Ce sont les conditions hydrodynamiques, (profondeur, vitesse du courant, nature du substrat) et la présence de structures d'abris qui constituent les paramètres déterminants de la sélection des habitats par les poissons. La présence d'abris est une condition indispensable pour que des conditions hydrodynamiques favorables soient effectivement colonisées par une population normalement dense d'une espèce de poisson.

Les caractéristiques de ces habitats varient en fonction du stade de développement : les alevins, les juvéniles, les adultes d'une même espèce utilisent des ambiances physiques différentes. La disponibilité des habitats de chaque stade au cours des phases limitantes du cycle hydrologique détermine la capacité d'accueil potentielle d'un secteur de rivière pour une espèce donnée (FRAGNOUD, 1987 ; POUILLY, 1994).

Des habitats de phases critiques : reproduction et refuge

des frayères pour la reproduction

Les exigences en matière de substrats dépendent essentiellement de l'espèce. La plupart fraient dans les graviers ou les cailloux, mais certains poissons utilisent la végétation aquatique. Dans les grands cours d'eau, les annexes hydrauliques même temporaires constituent souvent des zones de fraie. L'incubation des oeufs demande une stabilité du support de ponte et une perméabilité suffisante du substrat pour permettre l'oxygénation, ce qui suppose l'absence de colmatage par des limons.

des refuges pour la survie

Face à des événements mettant en danger la vie des individus, situations naturelles critiques comme les fortes crues et les étiages sévères, ou pollutions aiguës, les poissons peuvent rechercher assez loin de leur territoire des zones de refuges : annexes hydrauliques, zones inondées, petits affluents, gours ou fosses avec alimentation phréatique, abris de grande taille etc ... Les individus s'y maintiennent en activité réduite jusqu'au retour des conditions normales.

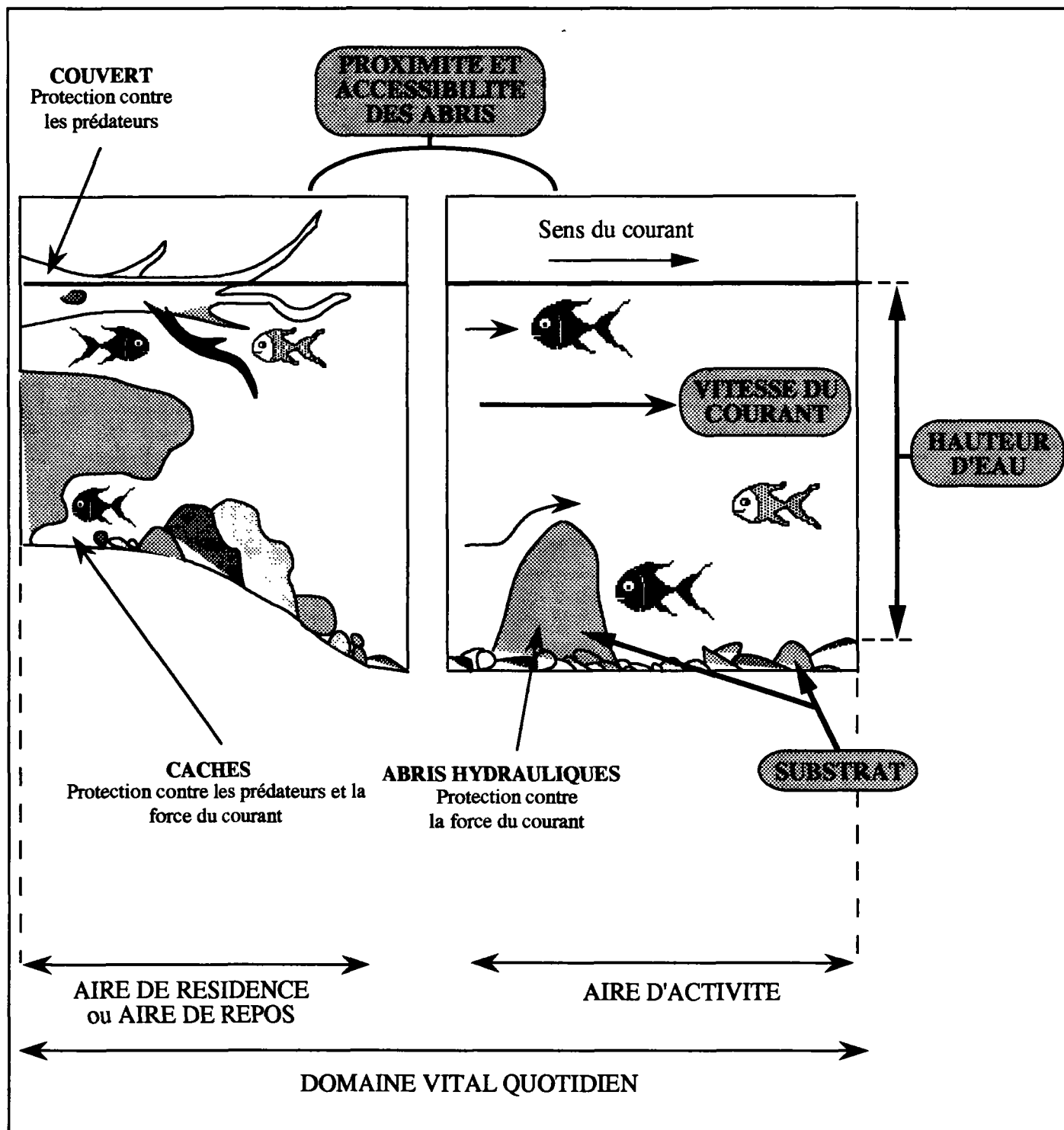


Figure 1.3 : Les variables descriptives de l'habitat physique du poisson et les différents types d'abris utilisés au quotidien (Thévenet, 1995).

accessibles au bon moment

Il est évident que ces habitats de reproduction ou de survie doivent être accessibles aux poissons au moment précis où ils en ont besoin. Le brochet doit avoir accès aux prairies inondées dans la plaine alluviale, les salmonidés aux bancs de graviers en tête de bassin. Des ouvrages infranchissables en basses eaux empêcheront les poissons de trouver refuge à l'amont ou à l'aval en cas d'assèchement d'un bief. D'où l'importance vitale des connexions hydrauliques, longitudinales et transversales, qui permettent la circulation des poissons entre ces habitats de phases critiques et leur territoire quotidien.

I.5. Habitat et morphologie : des échelles emboîtées

Les processus géomorphologiques génèrent les structures qui fournissent le cadre physique de l'habitat. Ces processus agissent à toutes les échelles, depuis la forme de la vallée, jusqu'à l'arrangement des particules du substrat (figure 1.4).

Nous pouvons distinguer trois niveaux emboîtés de complexité, trois échelles majeures qui génèrent chacune une diversification des structures morphologiques :

- l'échelle **régionale** du bassin, celle des différents types de vallées générées par les grandes formes géomorphologiques, et la structure hiérarchisée du réseau hydrographique.
- l'échelle **linéaire** du tronçon, celle des séquences d'unités morphologiques créées dans une vallée par la dynamique fluviale,
- l'échelle **ponctuelle** du faciès, qui détermine les combinaisons substrat-écoulement.

A chacune de ces échelles correspondent des fonctions biologiques (figure 1.4), que nous allons tenter de d'illustrer avec l'exemple des poissons, sachant que les mêmes notions sont valables pour les autres organismes en fonction de leur taille et de leur mobilité.

Echelle ponctuelle

L'échelle la plus fine, celle du **microhabitat**, correspond au **positionnement instantané d'un individu** en phase de repos ou d'alimentation. La structure granulométrique du substrat, la vitesse du courant et la hauteur d'eau sont les paramètres déterminants à cette échelle.

CADRE PHYSIQUE

FONCTIONS BILOGIQUES

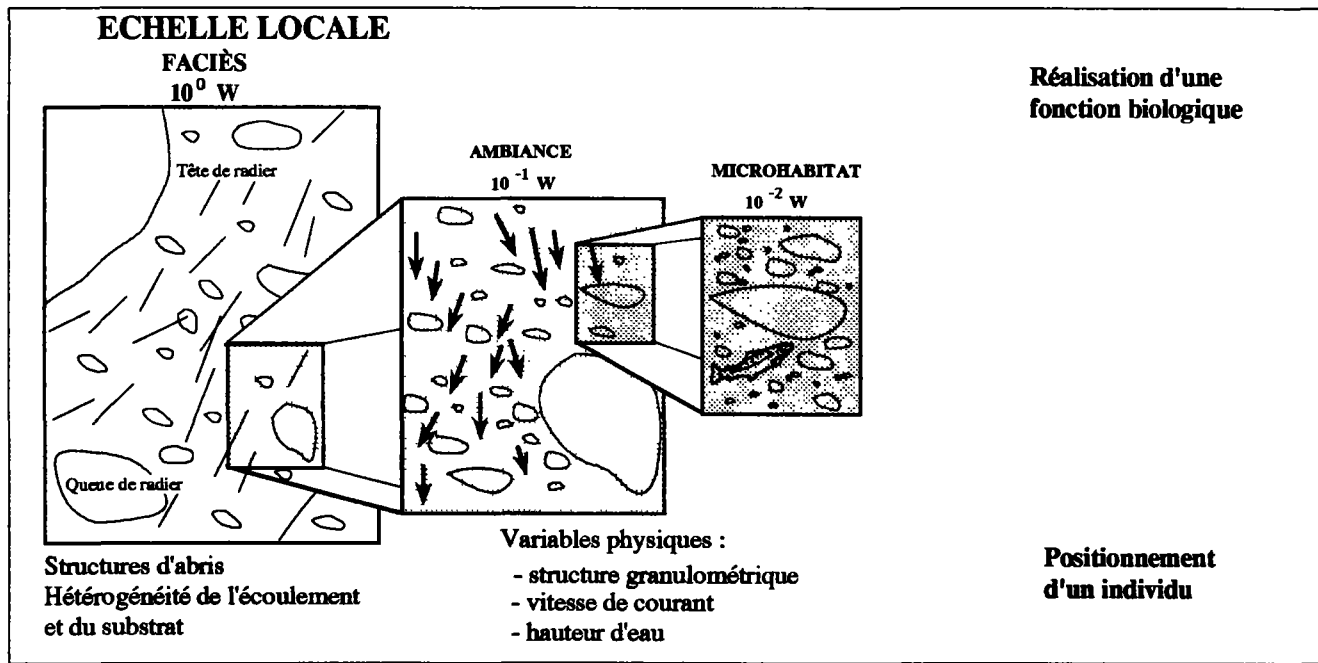
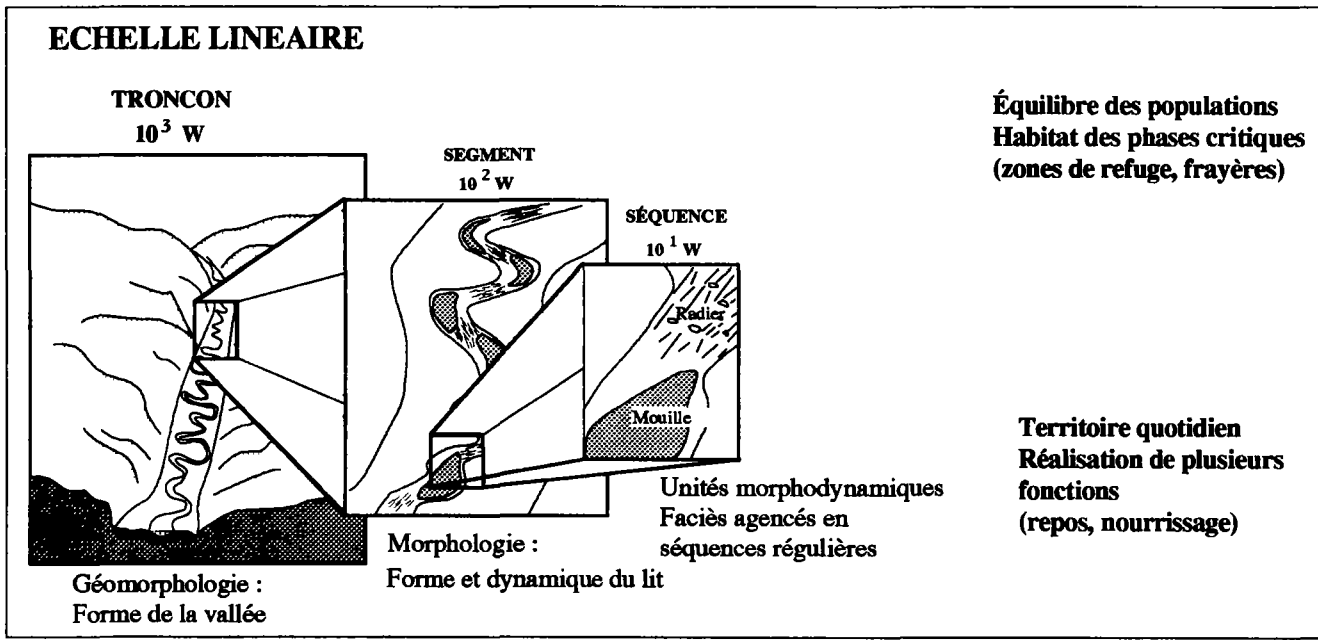
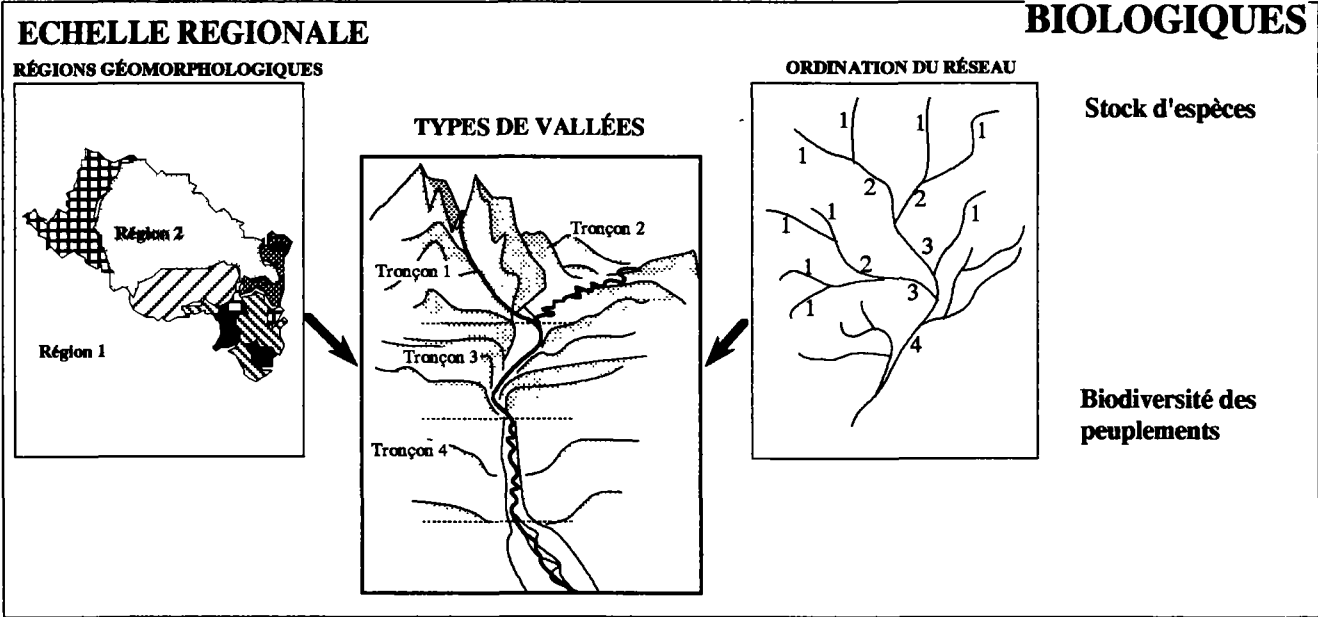


Figure 1.4 : Habitat et morphologie : des échelles emboîtées

La diversité de l'habitat aquatique répond à trois niveaux emboîtés de la structuration morphologique des rivières : ponctuel, linéaire et régional. A l'échelle régionale, la géomorphologie du bassin et la structure fractale du réseau (représentée par le N° d'ordre) génèrent différents types de vallées. Des discontinuités majeures définissent des tronçons homogènes. A l'échelle linéaire d'un tronçon, les variations locales (pente, substrat, végétation) sous l'action de facteurs naturels et anthropiques définissent des segments, souvent répétitifs, caractérisés par des séquences propres de faciès morphodynamiques. A l'échelle ponctuelle du faciès, l'hétérogénéité longitudinale et transversale de l'écoulement et les singularités physiques génèrent différentes ambiances (hétérogènes) et microhabitats (à la taille des individus). Chacune de ces échelles permet la réalisation de fonctions biologiques nécessaires au maintien de la biodiversité des peuplements.

L'intérêt biologique d'un microhabitat dépend de son environnement immédiat, que nous appellerons l'**ambiance** (ou mini-habitat). Il importe que cette ambiance contienne des caches adaptées à la taille de l'organisme, mais aussi une diversité d'écoulement qui permette la juxtaposition de l'abri hydraulique où se tient le poisson pour économiser son énergie, et des veines de courant qui lui apportent la nourriture en dérive. L'ambiance est donc **l'échelle de la réalisation d'une fonction biologique**. Elle intègre la diversité des microhabitats et la présence de structures d'abri.

Toute la diversité des caractéristiques physiques des microhabitats et des ambiances dépendent directement des **faciès** dans lesquels ils se situent. On appelle faciès une **unité morpho-dynamique homogène** en terme de pente locale, de profil en travers, et de substrat, à l'échelle de quelques dizaines de m² suivant la largeur du lit (MALAVOI, 1989). Ces faciès - radiers ou rapides, plats, mouilles - bien connus des pêcheurs et aisément identifiables par un observateur, constituent une échelle d'approche particulièrement intéressante. Leur genèse répond aux contraintes de déperdition de l'énergie en crue, en fonction de la résistance des matériaux du lit. Leur répartition dans la rivière répond donc à une logique morpho-dynamique. Ces formes, une fois mises en place, conditionnent la répartition des paramètres hauteur, vitesse et substrat, pendant la plus grande partie du cycle hydrologique. Les faciès sont donc interprétables en terme d'habitat, à l'échelle des organismes. Ainsi, **l'échelle du faciès permet de faire le lien entre le physique - la dynamique fluviale, et le biologique - l'habitat.**

Echelle linéaire

Les faciès s'agencent en **séquences** généralement répétitives, la succession plat - radier - mouille étant la plus commune dans les rivières à fond mobile. Cette échelle des séquences de faciès est extrêmement importante pour la compréhension du fonctionnement écologique des rivières. Leur structure séquentielle permet la juxtaposition de zones rapides et lentes, ce qui crée une diversité des conditions d'habitat à l'échelle du rayon de déplacement d'un poisson. **Le faciès ou la séquence de faciès constitue l'échelle du territoire quotidien** d'un organisme aquatique. Comme les faciès sont identifiables à l'échelle macroscopique, il est possible d'en cartographier la répartition sur des linéaires importants (MALAVOI, 1989) et par ce biais d'extrapoler les relations habitat / peuplements observées au niveau des ambiances ou des microhabitats.

Aux échelles supérieures, on peut identifier des **segments** homogènes en termes de séquences de faciès, de tracé en plan, de largeur et de dynamique du lit. Ces caractéristiques sont assez sensibles aux variations locales de la pente, de substratum rocheux (affleurements etc ...), et à l'anthropisation du lit par des petits aménagements

(seuils, enrochements locaux) ou par l'entretien de la végétation rivulaire. Aussi est-il intéressant d'identifier à l'échelle des vallées des **tronçons** homogènes quant aux grandes formes du lit, pente générale, dynamique fluviale. Il arrive fréquemment que ces tronçons soient constitués de segments qui se répètent à intervalles réguliers. Par exemple des gorges s'élargissent fréquemment en alvéoles, une plaine alluviale se rétrécit en rapides à intervalles plus ou moins réguliers. Le tronçon se définit alors par l'arrangement répétitif des segments.

Les tronçons sont délimités par des discontinuités géomorphologiques majeures comme les changements de type de vallée, de substratum géologique, de rang fluvial (après une confluence principale), ou par des aménagements structurants (barrages, endiguements). Dans des conditions naturelles, un tronçon présente une continuité longitudinale permanente et donc une accessibilité identique pour toutes les espèces qui l'habitent. Elles y trouvent (à l'exception des grands migrateurs) les habitats de phases critiques, refuges et frayères indispensables à l'accomplissement de leur cycle vital. **C'est à l'échelle des segments et des tronçons que s'équilibrent les populations des différentes espèces, pour constituer des peuplements relativement pérennes.**

Echelle régionale

Les conditions géographiques régionales - la géologie, les formes du relief, le climat - définissent un troisième niveau de complexité en générant différents types de vallées. Celles-ci se distinguent par la pente, la nature des matériaux des versants et du lit, le régime hydrologique et donc l'énergie des crues capable de les mobiliser. Il en résultera à l'échelle des tronçons des conditions morpho-dynamiques différentes, qui à leur tour engendreront des séquences de faciès distinctes. Les différences de nature géologique et paléoclimatique entre les régions, et à l'intérieur d'une même région, les différentes formes de vallées générées par les processus géomorphologiques passés et actuels aboutissent ainsi à toute une gamme de types de vallées qui présentent une dynamique et des combinaisons différentes au niveau des habitats.

A cette diversité régionale des bassins se superpose une autre hétérogénéité tout aussi importante, imposée par la structure hiérarchisée des réseaux hydrographiques. Celle-ci détermine l'accroissement de la taille des rivières de l'amont vers l'aval - accroissement d'ailleurs discontinu au niveau des confluences. Corrélativement, la plupart des paramètres morphologiques - ratio largeur/profondeur, sinuosité, espacement des faciès - évoluent de manière plus ou moins homothétique avec la taille du cours d'eau. Cette troisième originalité des eaux courantes a une conséquence fondamentale en terme

d'habitat, notamment pour les poissons, car la hauteur d'eau, le volume disponible et la taille des unités morphologiques augmentent, alors que la dimension du territoire nécessaire à un individu reste à peu près constant pour une espèce donnée. On conçoit dès lors qu'il puisse exister pour chaque espèce une taille minimale du cours d'eau en dessous de laquelle la colonisation n'est plus possible : c'est ce qui explique en partie l'augmentation régulière du nombre d'espèces de poissons de l'amont vers l'aval d'un réseau, quelque soit sa situation géographique.

Bien évidemment, d'autres paramètres importants évoluent généralement de l'amont vers l'aval : granulométrie du substrat, température, ressources trophiques. Mais seule la géométrie du lit est directement liée à l'augmentation de taille du cours d'eau.

Biologiquement, cette diversification régionale et longitudinale des tronçons permet la coexistence de communautés animales et végétales très différentes à l'échelle d'un grand bassin. Cette échelle régionale est donc celle de la biodiversité des peuplements. A des échelles supérieures, celle des grands biomes et des continents, c'est l'histoire géologique et évolutive qui détermine la répartition biogéographique des espèces vivantes, et donc le stock potentiel d'espèces disponible pour la colonisation d'un bassin hydrographique.

I.6. L'habitat : un système à 4 dimensions (figure 1.5)

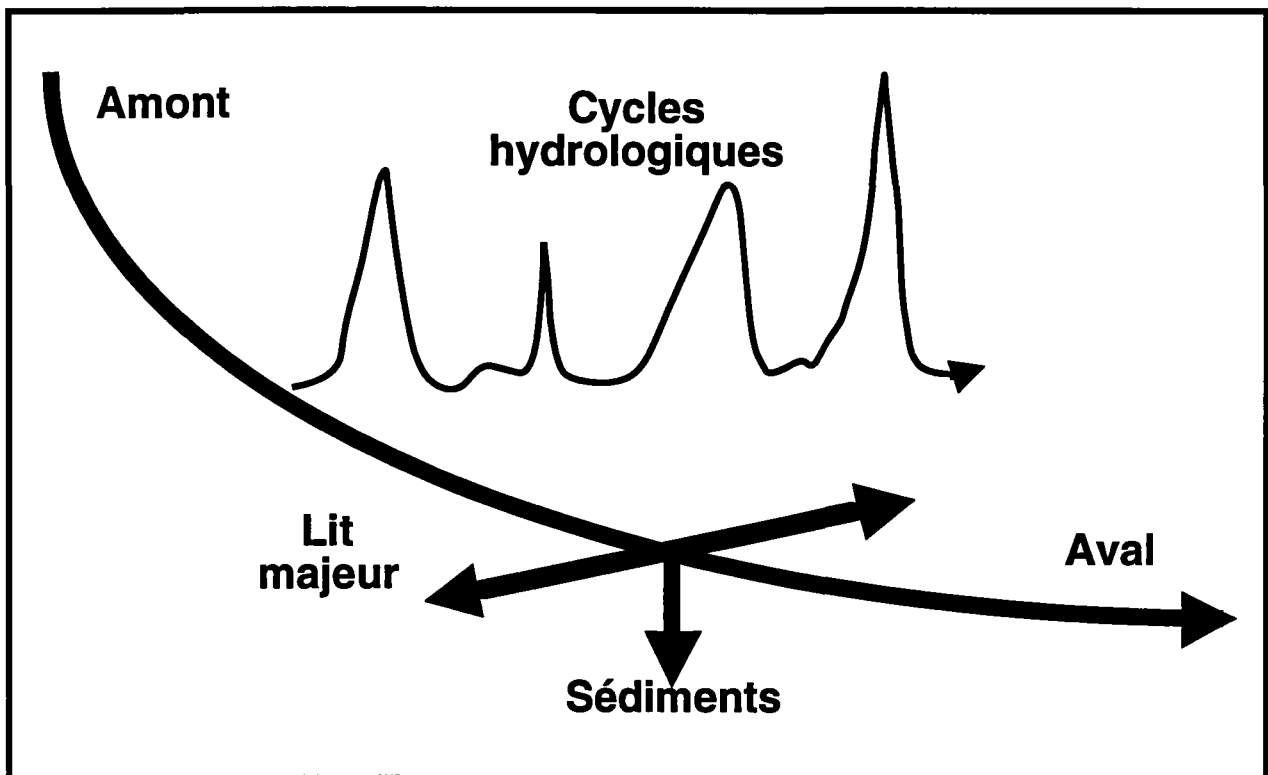
Le tronçon morphologiquement homogène constitue donc l'échelle appropriée pour délimiter un écosystème d'eau courante, du moins dans sa dimension longitudinale. Mais cette structure longitudinale, quoique prépondérante, ne doit pas occulter les autres dimensions indispensables à la compréhension du système.

Pour définir la dimension transversale sont à prendre en compte les interconnexions entre la rivière et son lit majeur, et toute la zone alluviale dans laquelle les oscillations de la nappe influencent significativement la végétation spontanée.

La dimension verticale est donnée par la couche de sédiments mobilisables, colonisés par des organismes épigés et siège d'une activité microbiologique intense.

Les caractéristiques et les interconnexions des habitats définis dans ces trois dimensions spatiales varient dans le temps en fonction du régime hydrologique qui peut être vu comme la quatrième dimension, temporelle, de l'habitat aquatique (AMOROS & PETTS, 1993).

Figure 1.5 : Les 4 dimensions de l'écosystème d'eau courante : longitudinale, transversale, verticale et temporelle.





**II. LA DYNAMIQUE DES HABITATS D'EAU COURANTE :
QUELQUES PRINCIPES DE GEOMORPHOLOGIE
FLUVIALE**



II - LA DYNAMIQUE DES HABITATS D'EAU COURANTE : QUELQUES PRINCIPES DE GEOMORPHOLOGIE FLUVIALE.

Ayant défini les relations entre l'habitat - concept biologique, et la morphologie - structure physique, nous pouvons aborder plus en détail les processus qui génèrent ces structures : la dynamique fluviale.

II.1. Les déterminants à l'échelle du bassin versant

Le premier déterminant de la morphologie des cours d'eau est la nature géologique du bassin versant (LEOPOLD *et al.*, 1964 ; MARZOLF, 1978). La nature et le degré d'exposition de la roche mère, sa résistance à l'érosion, l'histoire géologique ancienne (failles, soulèvements) ou plus récente (glaciations) sont autant d'autres variables permettant la compréhension des formes actuelles.

La morphologie est le résultat de l'action du climat sur les roches du bassin, plus ou moins protégées par un couvert végétal. Le régime des précipitations sur le bassin conditionne les débits liquides et solides, la fourniture des matériaux du lit et la capacité de la rivière à modeler ces matériaux.

La forme d'une rivière n'est pas figée. Dans des conditions naturelles, les rivières tendent à établir une combinaison relativement stable entre leurs différentes variables constitutives :

- les variables indépendantes ou variables de contrôle,
- les variables dépendantes ou variables de réponse.

Parmi les variables de contrôle, deux sont fondamentales et régissent en grande partie la dynamique fluviale naturelle :

- * le débit liquide : Q
- * le débit solide : Q_s

La morphologie de la rivière est le résultat d'un équilibre dynamique entre le taux de charge alluviale imposé (Q_s) et le débit liquide (Q) dont dépend l'énergie capable de l'évacuer.

Trois autres variables de contrôle interviennent à divers degrés dans la "balance morphodynamique" :

- * la pente globale de la vallée, qui est un des paramètres déterminant l'énergie de la rivière.

- * les caractéristiques sédimentologiques du lit et des berges, et la végétation rivulaire, qui conditionnent les possibilités de mouvement latéral.

On suppose alors qu'un cours d'eau naturel dispose d'une gamme assez large de variables de réponse, pour modeler sa morphologie en fonction des valeurs des variables de contrôle. Il se met alors en place une forme adéquate pour un transit optimal des débits et de la charge solide. La figure 2.1 présente quelques interactions essentielles.

II.2. Les réponses à l'échelle du tronçon

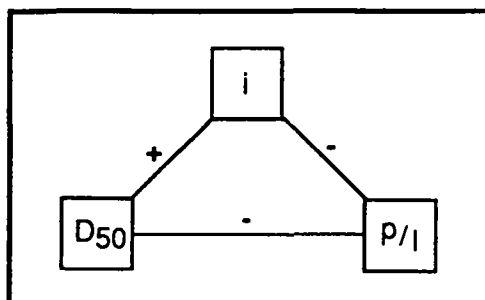
A l'échelle linéaire du tronçon ou du segment de rivière, la morphologie constitue la réponse aux variables de contrôle. Différents auteurs (SCHUMM, 1977 ; HEY, 1986 ; KELLERHALS et CHURCH, 1990) s'accordent généralement à considérer comme variables de réponse, ou "degrés de liberté" d'un système, tout ou une partie des paramètres suivants :

- * la largeur du lit (w)
- * la profondeur moyenne (d)
- * la profondeur maximum (d_m)
- * la pente du fond (S)
- * la vitesse du courant (V)
- * l'espacement des formes majeures de dissipation d'énergie (z)
(radiers, mouilles etc ...)
- * la sinuosité (p)
- * la longueur d'onde des sinuosités (l , généralement corrélée à z).
- * le diamètre médian du sédiment (D_{50})
- * le pourcentage d'argile et de limon dans les matériaux rivulaires (M).

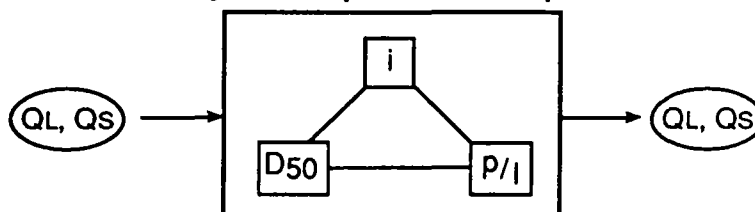
Le substrat : une variable à part

Les caractéristiques granulométriques du substrat des cours d'eau sont fonction de la géologie du bassin versant et de l'histoire climato-géologique récente (quaternaire et holocène). Elles sont liées aussi au degré d'altération du substratum géologique et au type d'utilisation des sols qui conditionnent la fourniture de sédiments.

A. Système morphologique



B. Système à processus - réponse



C. Boucles de rétroaction négative reliant des systèmes en cascade et des systèmes morphologiques

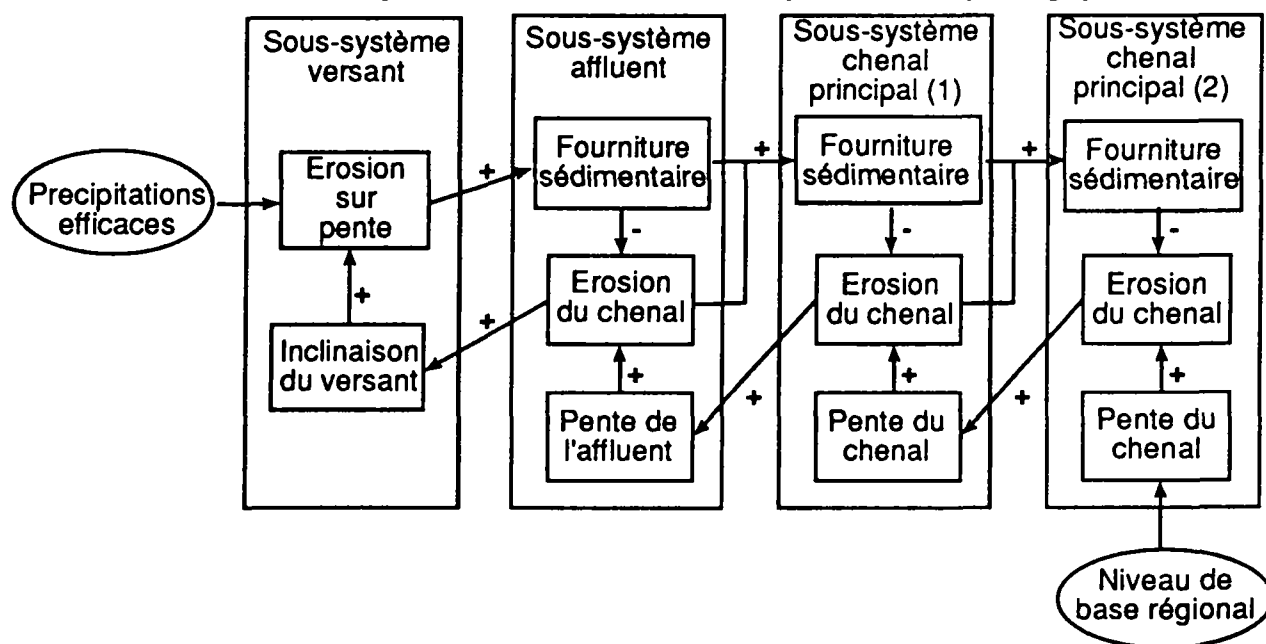


Figure 2.1 : Relation entre le chenal du cours d'eau et les systèmes du bassin ; un exemple de système géomorphologique simple est donné en A) montrant des relations positives (+) et négatives (-) entre la pente du tronçon (i), la taille des sédiments (le 50e percentile) du lit du cours d'eau (D50) et la forme du profil en travers exprimé sous la forme du rapport profondeur (p) sur la largeur (l). B) montre le système comme élément d'un système à processus-réponse dans lequel les variables morphologiques sont ajustées aux changements de débits (QL) et de charge sédimentaire (Qs). En C) des boucles de rétroaction négative connectent des systèmes en cascades et des systèmes géomorphologiques ; elles illustrent la séquence complexe d'interactions entre les secteurs du chenal principal, les affluents et les versants, résultant d'un changement des précipitations efficaces ou du niveau de base régional. Les changements induits dans la morphologie du chenal (i, D50, p/l) pouvant être interprétés en référence à A). Reproduit d'après PÉTTS & BRAVARD (1993) avec autorisation.

D'une manière générale, plus on s'éloigne des zones de montagne ou des têtes de bassin, plus le diamètre des éléments diminue et plus leur classement granulométrique augmente. Celui-ci est essentiellement fonction du type d'écoulement et de la variabilité des vitesses, liés tous deux globalement à la pente. Suivant la loi de Sternberg, établie en 1875, la médiane de la courbe granulométrique (le D50) diminue de façon grossièrement exponentielle avec la distance aux sources (LARRAS, 1977). A l'échelle du tronçon, le substrat est donc à la fois une variable indépendante (SCHUMM, 1977) liée aux caractéristiques du bassin et à la distance aux sources, et une variable de réponse car la granulométrie peut s'ajuster en fonction des variables de contrôle.

La recherche permanente d'un équilibre

La théorie de "l'équilibre dynamique" suppose alors que les rivières ajustent continuellement les valeurs de leurs variables de réponse au gré des fluctuations, naturelles ou imposées, des variables de contrôle. Un fonctionnement morphodynamique en équilibre ne signifie donc pas que les caractéristiques physiques du cours d'eau sont figées, mais suppose au contraire un ajustement permanent autour des conditions moyennes (GILVEAR & BRAVARD, 1993). Une certaine prévision de l'évolution de la morphologie locale en réponse à des modifications imposées des variables de contrôle est possible (Tableau 2.I).

Ces équations qualitatives ne permettent de prévoir que la direction des changements, pas leur amplitude. Des recherches sont en cours sur la modélisation de la dynamique fluviale. Des modèles existent déjà qui permettent, après calage sur les conditions locales, de prévoir l'évolution de la géométrie hydraulique d'un tronçon (RAMEZ, 1995).

Ainsi sur un cours d'eau en équilibre dynamique ne doit-on pas s'étonner d'assister à des phénomènes d'érosion ou de dépôt, à des migrations vers l'aval des méandres, à l'exhaussement ou l'encaissement ponctuel du lit. Au contraire, tous ces phénomènes, ces pulsations pourrait-on dire, sont la preuve que le cours d'eau se porte plutôt bien et qu'il est toujours à la recherche de son équilibre.

Tableau 2.I : Tendances probables d'évolution de certaines variables physiques dites "dépendantes" en fonction de l'évolution de trois variables "indépendantes" d'après KELLERHALS et CHURCH (1990).

	Modifications imposées			Direction probable des changements								
	<i>Q</i>	<i>q_{bm}</i>	<i>q_w</i>	<i>w</i>	<i>d</i>	<i>S</i>	<i>D₅₀</i>	<i>F</i>	<i>l</i>	<i>P</i>	<i>M</i>	
1	+	-	-	+	+	-	+	-/±	+	+	-	
2	-	+	+	-	-	+	-	-/+	-	-	+	
3		+		+	-	+	±	+	?	-	-	
4		-		-	+	?	+	-	?	+	+	
5			+	-	+	?	-	-	?	+	+	
6			-	+	-	?	+	+	?	-	-	
7	-	-	-	-	±	-	±	±	-	+	-	
8	-	-	+	-	-	-/+	-	±	-	?	+	
9	+	+	+	+	+	±	±	±	+	?	±	
10	+	+	-	+	+	±	±	+	+	-	-	

Q = Débit morphogène (Crue 2-10 ans)

q_{bm} = Charge solide charriée relative (Q_{bm}/Q où Q_{bm} est la charge totale)

q_w = Charge solide en suspension relative (Q_w/Q)

w = Largeur à plein bords

d = Profondeur moyenne

s = Pente de lit

D₅₀ = Diamètre médian du sédiment

F = Rapport largeur/profondeur

l = Longueur d'onde des méandres

P = Sinuosité

M = % de limons et argiles

Quand les modifications initiales sont différentes de celles probables à plus long terme, elles sont séparées par /

Si une modification peut se produire indifféremment en + ou -, elle est codée ±

Il existe un certain nombre d'indices témoignant de l'équilibre dynamique, tels que les modèles de lit et les séquences de faciès radier-mouille qui les accompagnent.

II.3. Formes en équilibre, structures rythmiques

Dans un tronçon en équilibre morphodynamique, la géométrie du lit, son modèle en plan, le profil longitudinal s'ajustent en moyenne autour de relations architecturales relativement simples, qui seront très utiles pour déceler les altérations et guider les travaux de restauration (NEWBURY & GABOURY, 1993). La largeur et la profondeur qui définissent la géométrie transversale du lit sont régulièrement entretenues par les crues qui remplissent le lit à plein bord. Cette largeur à plein bord (w) constitue une unité de mesure commode pour décrire les relations entre la taille du cours d'eau et sa morphologie.

Modèles de lits

Le profil longitudinal classique d'un cours d'eau à l'équilibre dans des terrains érodables est généralement concave. Tout aussi classiquement, on reconnaît l'évolution progressive d'un tracé rectiligne dans les zones à forte pente et granulométrie grossière, vers un modèle tressé puis méandrique (figure 2.2). Le développement d'un modèle de lit dépend de la pente de la vallée et du débit de plein bord, deux facteurs qui définissent globalement l'énergie de la rivière en crue (voir chapitre V) : en deçà d'un certain seuil d'énergie, on ne trouve que des lits à méandres; au delà, on observe des lits rectilignes ou tressés, en fonction de l'équilibre Q/Q_s (figure 2.3) (LEOPOLD & WOLMAN, 1957). Evidemment, des variations locales des facteurs de contrôle comme la stabilité des matériaux du lit, des affleurements rocheux, peuvent imposer des déviations par rapport à ces modèles.

Séquences de faciès

Au sein d'un tronçon, le profil longitudinal du fond est régulièrement interrompu par une série de petites marches qui forment les alternances de radiers et de mouilles. Ce profil en escalier naturel forme une ondulation verticale observée sur tous les modèles de lits. Dans une rivière à méandres, les radiers sont situés aux points d'inflexion des courbures, et les mouilles dans les concavités. Très souvent, des plats s'intercalent entre ces deux types de faciès dans les portions rectilignes (MALAVOI, 1989). Ces unités morphodynamiques peuvent migrer le long du linéaire sans que se modifient les caractéristiques générales du tronçon.

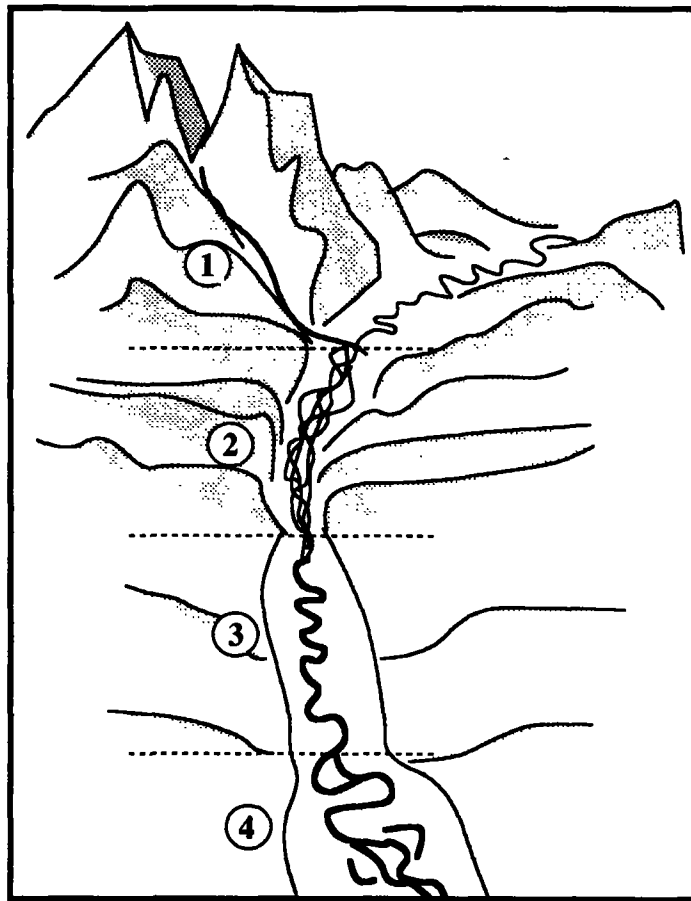


Figure 2.2 : Evolution morphologique longitudinale théorique : le modèle de lit dépend de la pente et de la charge solide. On passe d'un modèle rectiligne (1) dans la zone de production de sédiment, à un modèle tressé (2) dans la zone de piedmont, puis sinueux à méandrique (3) ou anastomosé (4) dans les zones de transfert et d'accumulation des sédiments.

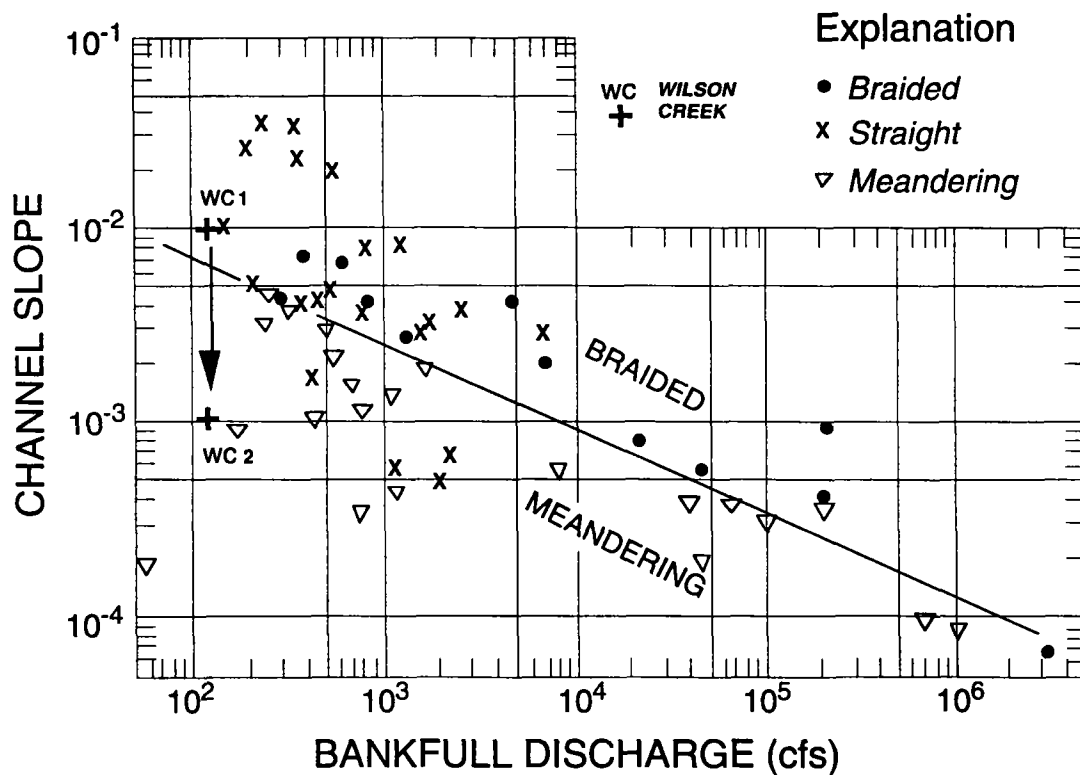


Figure 2.3 : Relations observées entre la pente (*channel slope*), le débit plein bord (*bankfull discharge*, en pied cubique/ seconde), et le type morphologique (*braided* : secteur en tresse, *straight* : rectiligne et *meandering* : à méandres) d'après LEOPOLD & WOLMAN (1957).

Ces séquences constituent en réalité des "structures spatiales rythmiques de déperdition de l'énergie mécanique de l'eau" (CACAS *et al.*, 1986). Elles ont donc une fonction principale de maintien, par création de zones préférentielles d'érosion et de dépôt, des formes majeures du lit. Une séquence de ce type "dissipe plus d'énergie qu'un tronçon rectiligne de même longueur; elle en dissipe assez pour que les creusements et accumulations rythmiques ne s'exacerbent pas. Malgré le mouvement généralisé des éléments du lit, la forme globale et le tracé paraissent se conserver au cours des crues de magnitude habituelle" (CACAS *et al.* 1986).

Le point important de cette structure ondulatoire est sa périodicité remarquablement stable, rapportée à la largeur à débit plein bord w , pour tous les modèles de lits. La distance moyenne entre deux radiers, mesurée en ligne droite, reste la même dans un lit rectiligne ou méandrique (NEWBURY & GABOURY, 1993a) (Figure 2.4). La géométrie des méandres peut également être reliée à w : une longueur d'onde complète de méandre est comprise entre 7 et 15 w , ceci pour une gamme de largeur allant de 0,3 à 300 mètres (NEWBURY & GABOURY, 1993b). Les valeurs moyennes les plus fréquemment rapportées sont de 11 ou 12 w . L'amplitude des méandres complètement développés est en moyenne de 6 w , pour un rayon de courbure de 2,4 w (CHANG, 1988). **Cette amplitude détermine la largeur minimum de fond de vallée nécessaire pour que l'équilibre morphodynamique puisse se réaliser dans ce type de rivière.** Dans une rivière alluviale naturelle, la largeur du fond de vallée remaniée par les processus érosifs correspond plutôt à 12 w pour des rivières à faible énergie, et atteint localement 24 w pour des rivières à dynamique active (Figure 2.5). Ces valeurs fixent les ordres de grandeurs de l'espace de liberté des rivières en équilibre.

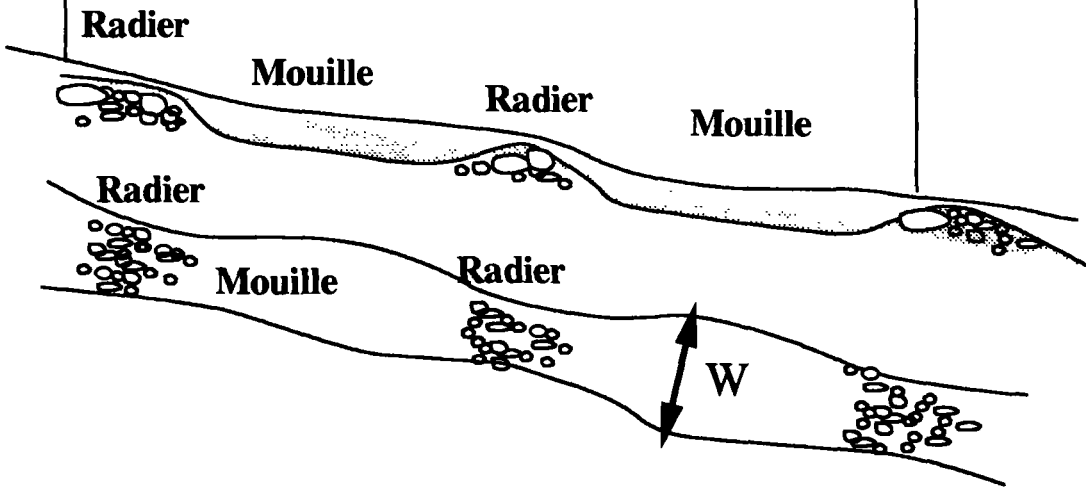
La régularité des sinuosités fixe également la périodicité des séquences de faciès : l'espacement entre deux radiers consécutifs (z) est en moyenne de 5,6 w dans les rivières alluviales. Mais même sur un substrat rocheux, des ondulations du lit sont repérables et espacées en moyenne de 6,7 w (ROY & ABRAHAM, 1980 ; figure 2.6). KELLER & MELHORN (1978) rapportent une valeur moyenne de 5,42 w pour l'espacement des radiers à partir d'un échantillon couvrant différentes régions des Etats-Unis (Californie, Indiana, Caroline du Nord, Virginie) ; THORNE *et al.* (1992) ont trouvé une valeur moyenne de $z = 6,31 w$ sur des rivières alluviales en Grande Bretagne, les valeurs extrêmes étant comprises entre 4 w et 10 w . **Ainsi, la longueur moyenne d'une séquence rapide/profond est de l'ordre de 6w dans une très large gamme de situations naturelles.** Toutes ces valeurs serviront de repère pour évaluer la gravité des altérations morphologiques (chapitre VIII).

- Systèmes contraints



$D = 2$ séquences radier/mouille

$D \approx 12 \times W$



- Systèmes non contraints



$D' \approx 12 \times W$

$D' =$ longueur d'onde des méandres

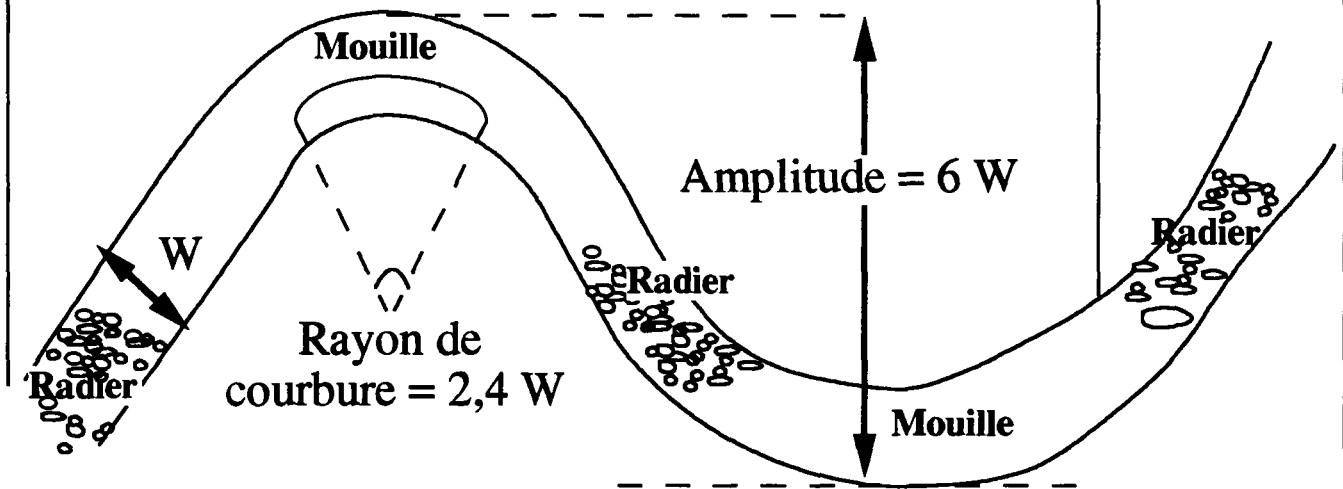


Figure 2.4 : Relations entre la géométrie du lit et la largeur au débit de plein bord (W).

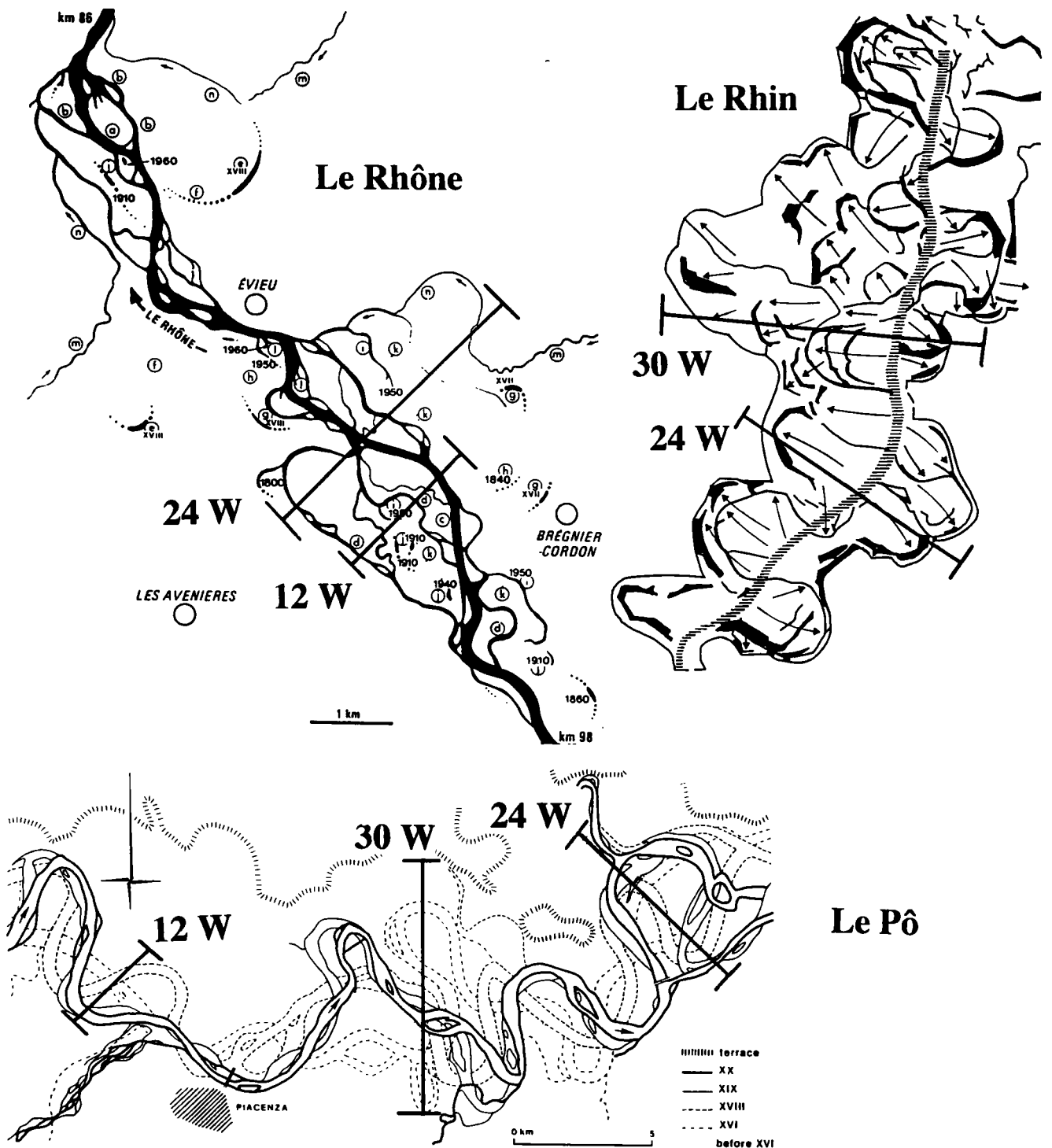


Figure 2.5 : Relation entre la largeur de la plaine alluviale fonctionnelle au cours d'une période historique récente, et la largeur du chenal à débit plein bord (W) sur des grandes rivières à dynamique fluviale active : le Rhône à l'amont de Lyon, le Rhin au nord de Karlsruhe (Allemagne), et le Pô près de Piacenza (Italie). Inspiré de R. NEWBURY, séminaire PIR Habitat - poisson de St Aupre, septembre 1992. Cartes d'après AMOROS *et al.*, (1987) pour le Haut-Rhône, et PINAY *et al.*, (1990) pour le Rhin et le Pô.

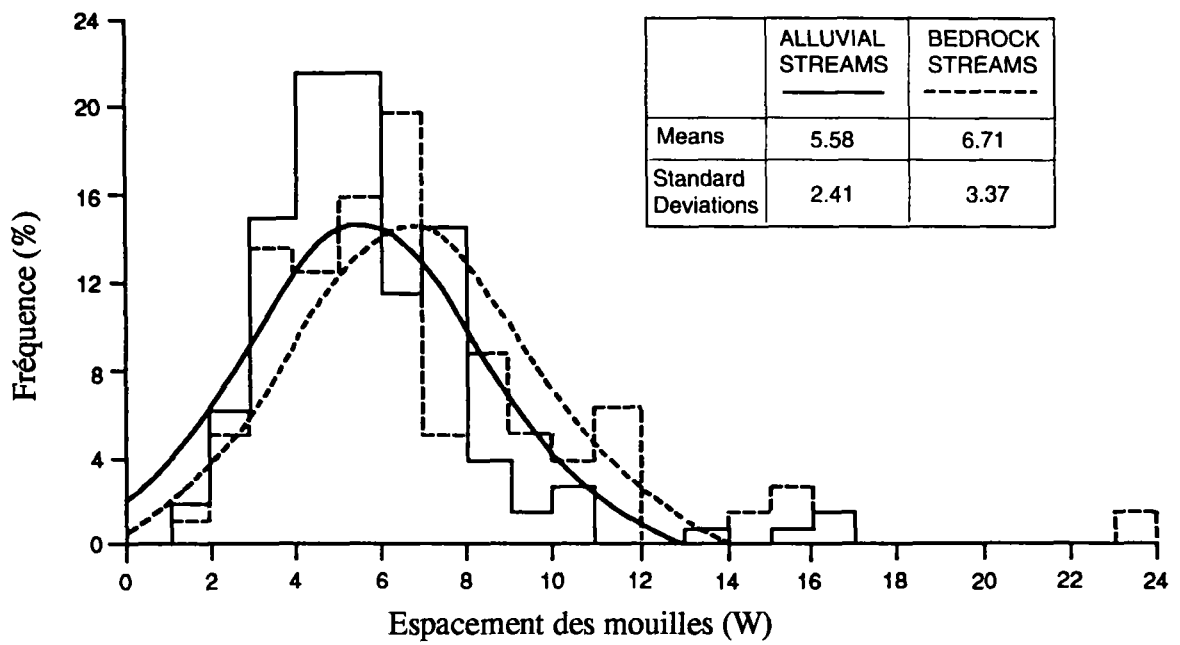


Figure 2.6 : Distribution de fréquence de l'espacement des mouilles, mesuré en largeur plein bord (W) dans des cours d'eau alluviaux (trait plein) et des cours d'eau à fond rocheux (trait pointillé). Modifié d'après ROY & ABRAHAM (1980).

Débits morphogènes, profils d'équilibre

Ce sont essentiellement les débits de crue qui modèlent le lit d'une rivière. Les débits les plus efficaces, qui donnent au cours d'eau sa géométrie moyenne, sont ceux qui transportent le plus de matériaux compte tenu à la fois de leur capacité de transport et de leur fréquence. On parle ainsi de débit dominant, ou morphogène, que l'on peut assimiler au débit de plein bord : en effet, l'inondation permet une dissipation de l'énergie dans le lit majeur, ce qui diminue l'efficacité des crues débordantes (GILVEAR & BRAVARD, 1993 ; figure 2.7).

Ce débit de plein bord correspondent généralement à des crues fréquentes, dont la période de retour est comprise entre 1 et 3 ans pour un grand nombre de rivières, la valeur modale étant proche de 1,5 ans (WILLIAMS, 1978 ; PETIT & DAXHELET, 1989). Toutefois, les variations régionales de cette fréquence peuvent être assez importantes, allant de quelques mois sur des substrats non perméables à quelques années sur des terrains perméables (PETIT, 1988 ; ROBERTS, 1989). La période de retour moyenne s'allonge également (de 1 à 2,5 ans) en fonction de la taille du bassin versant (PETIT & DAXHELET, 1994).

Le débit de plein bord impose à la rivière une géométrie moyenne qui correspond en fait à un profil transversal d'équilibre. Dans cette optique, il serait intéressant de régionaliser assez précisément ce paramètre, pour définir des valeurs de référence des profils d'équilibre morphologique des rivières dans différents contextes (ALBERT, 1992).

II.4. Changements naturels et imposés

A côté des dérives assez lentes qui se produisent au gré des évolutions climatiques à long terme, certains évènements naturels entraînant des modifications brusques des variables de contrôle, (forte crue, glissement de terrain) peuvent entraîner une modification plus ou moins durable du système qui devra se réadapter aux nouvelles conditions physiques. Ces évènements drastiques étant par définition rares, le cours d'eau, bénéficiant à nouveau de conditions moyennes, se réajustera pour retrouver sa morphologie et sa dynamique antérieures à l'évènement. La durée de ce réajustement sera fonction notamment de la magnitude de l'évènement, du type de cours d'eau et surtout de la fréquence des débits morphogènes.

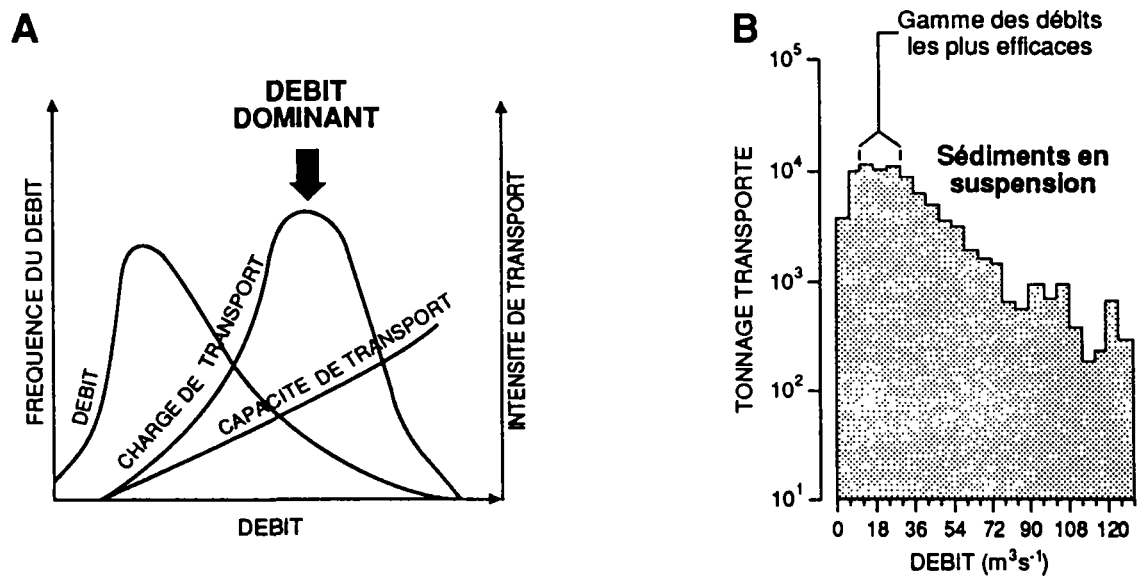


Figure 2.7 : A) Exemple de l'utilisation du débit dominant : la charge en sédiments totale transportée pour un débit donné est fonction de la fréquence de ce débit multiplié par la capacité de transport d'un débit de cette importance. Le débit dominant est celui pour lequel la charge est maximale ; B) débit dominant de la Wedy, Devon (WEBB & WALLING, 1982). Reproduit d'après GILVEAR & BRAVARD (1993) avec autorisation.

Toutes les équations plus ou moins quantitatives vues précédemment permettent de prédire les tendances de l'évolution naturelle d'un système. Mais dans un milieu anthropisé, Q et Q_s ne sont pas les seuls paramètres impliqués dans la mise en marche d'un processus d'ajustement. Si ces deux variables sont directement modifiées par des barrages ou des extractions de granulats par exemple, dans la plupart des aménagements de rivières ce sont d'abord les variables de réponse qui sont affectées (pente, largeur, profondeur, sinuosité, etc.), ce qui peut aussi provoquer des changements au niveau de variables de contrôle (augmentation du débit en pointe de crue, reprise d'érosion). Tout ceci entraîne un ajustement de tout ou partie du système, généralement par un processus complexe d'interactions.

L'un des points clé pour la gestion sera d'identifier les seuils à partir desquels l'ajustement n'est plus possible. Des modifications géométriques rapides et exacerbées, ou à l'inverse une fixité excessive des formes sont alors des indicateurs d'un dysfonctionnement du système.

De la dynamique fluviale à l'habitat

Ces approches peuvent-elles aider à prédire les effets des aménagements de rivière sur la faune piscicole ? Il est encore difficile de traduire ces évolutions en terme d'impact réel sur l'habitat du poisson, que l'on ne sait modéliser qu'à une échelle locale. Mais dans la mesure où les paramètres hydrodynamiques (hauteur d'eau, vitesse, substrat) constituent les déterminants fondamentaux de l'habitat aquatique, toute prévision de l'évolution de ces variables à l'échelle du tronçon porte une signification en terme d'habitat. Cependant deux problèmes subsistent pour réaliser le couplage des modèles morphodynamiques à l'échelle du tronçon et des modèles d'habitat à l'échelle locale.

En premier lieu, la notion d'habitat, relative à la taille et au comportement d'un organisme vivant, intègre nécessairement l'hétérogénéité de l'ambiance physique dans laquelle il évolue. Or les modèles morphodynamiques fournissent des réponses sur l'évolution d'une géométrie moyenne, qui ne renseigne pas sur l'hétérogénéité des paramètres. Des recherches sont en cours pour restituer et modéliser de manière statistique l'hétérogénéité des paramètres de l'habitat sur un tronçon (LAMOUROUX *et al.*, 1992).

En second lieu, l'habitat intègre des structures d'abri, de refuge, voire d'ombrage qui ne sont pas du tout pris en compte dans les modèles morphodynamiques.

Même à l'échelle locale, en terme de prévision des impacts d'un aménagement projeté, les modèles d'évaluation de l'habitat actuellement disponible (logiciel EVHA, GINOT & SOUCHON, 1995) ne sont pas directement utilisables. Ces modèles sont conçus pour prévoir l'effet des modifications hydrologiques dans un cours d'eau existant, dont la morphologie est décrite par topographie; la prise en compte des modifications morphologiques reste à réaliser.

Une échelle commune : le faciès morphodynamique

Il est donc absolument nécessaire, pour faire le lien entre l'échelle du tronçon et celle du poisson, d'intégrer une description du milieu physique à une échelle intermédiaire. L'échelle du faciès morphodynamique (MALAVOI, 1989) autorise déjà une bonne interprétation en terme d'habitat (figure 2.8) et permet de prévoir qualitativement l'effet d'un changement morphologique à long terme, ou d'une intervention directe sur le milieu.

C'est donc l'échelle des faciès que nous retiendrons pour évaluer l'impact des aménagements de rivières, en fonction d'effets locaux et à court terme, autant que d'évolutions globales et à long terme. Celles-ci peuvent être prévues à partir du suivi long terme d'aménagements anciens, ou grâce aux équations qualitatives évoquées précédemment, ou encore par une modélisation fine lorsque cela s'avère possible, en attendant le résultat des recherches en cours.

II.5. Nécessité d'une typologie régionale

A l'évidence, la nature et la magnitude des réponses morphologiques liées à un type d'intervention sur le milieu seront pour une large part fonction des caractéristiques de chaque type de cours d'eau. Une certaine généralisation de la prévision des impacts écologiques des aménagements passe donc par la régionalisation des types morphologiques de rivière. Cette approche devra commencer par les caractéristiques physiques des bassins versants et des vallées. La géologie et le climat sont des caractéristiques naturelles à l'échelle du bassin versant; la pente de la vallée et la nature des sédiments du lit sont des caractéristiques naturelles à l'échelle de la vallée. La résistance des berges et leur végétalisation sont également liées au type de vallée. Ce qui signifie qu'un type géomorphologique de vallée dans un bassin versant contient déjà tout les déterminants naturels de la morphologie locale de la rivière.

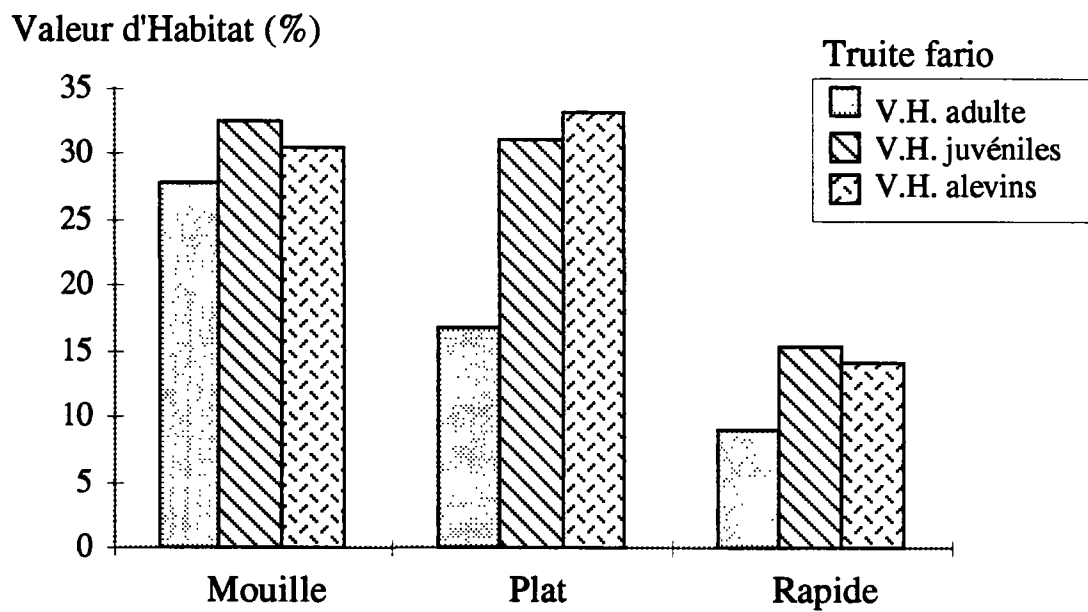


Figure 2.8 : Valeurs moyennes d'habitat potentiel pour la truite fario des trois principaux types de faciès de la Fillière (Hte Savoie). Simulations à débit équivalent. D'après les données de MALAVOI (1990).

Les types de vallées sont identifiables sur carte topographique, par une analyse géomorphologique, à partir de critères simples : pente du fond et des versants, largeur du fond de vallée, sinuosité du chenal principal (CUPP, 1989). Il est ensuite possible de délimiter des régions qui présentent un nombre limité de types de vallées, s'agencant de manière logique : ce sont des régions morphologiques ou "morpho-régions". Une telle cartographie a été réalisée sur l'ensemble du bassin de la Loire (WASSON *et al.*, 1993). Une analyse plus poussée a montré la validité de cette approche régionale à l'échelle du linéaire : il est possible de caractériser statistiquement les variables morphologiques par région et par rang (MALAVOI & ANDRIAMAHEFA, 1993) (figure 2.9). Des travaux en cours tendent à prouver que l'hétérogénéité à l'échelle régionale se traduit effectivement par des structures différentes à l'échelle des faciès, et donc des habitats (ANDRIAMAHEFA, 1995).

L'évolution amont/aval de la structure morphologique est elle-même dépendante du contexte régional : en effet, l'évolution en fonction de la taille du cours d'eau de certains paramètres fondamentaux - comme par exemple la structuration en faciès rapides et lents - ne se réalise pas de la même manière dans différentes régions (ANDRIAMAHEFA, 1995). Ce point important reste l'objet de recherches, mais il semble bien y avoir un certain déterminisme régional de l'évolution morphologique longitudinale des rivières.

Certains déterminants peuvent être fortement modifiés par l'action de l'homme. A l'échelle du bassin, l'occupation des sols et la transformation du couvert végétal auront pour conséquences des modifications des variables de contrôle Q et Qs. A l'échelle de la vallée, des ouvrages longitudinaux ou transversaux modifient les débits liquides et solides, et la pente d'équilibre des tronçons. La résistance des berges et leur végétalisation sont modifiées par les aménagements et l'entretien. Ces points seront abordés dans le chapitre suivant.

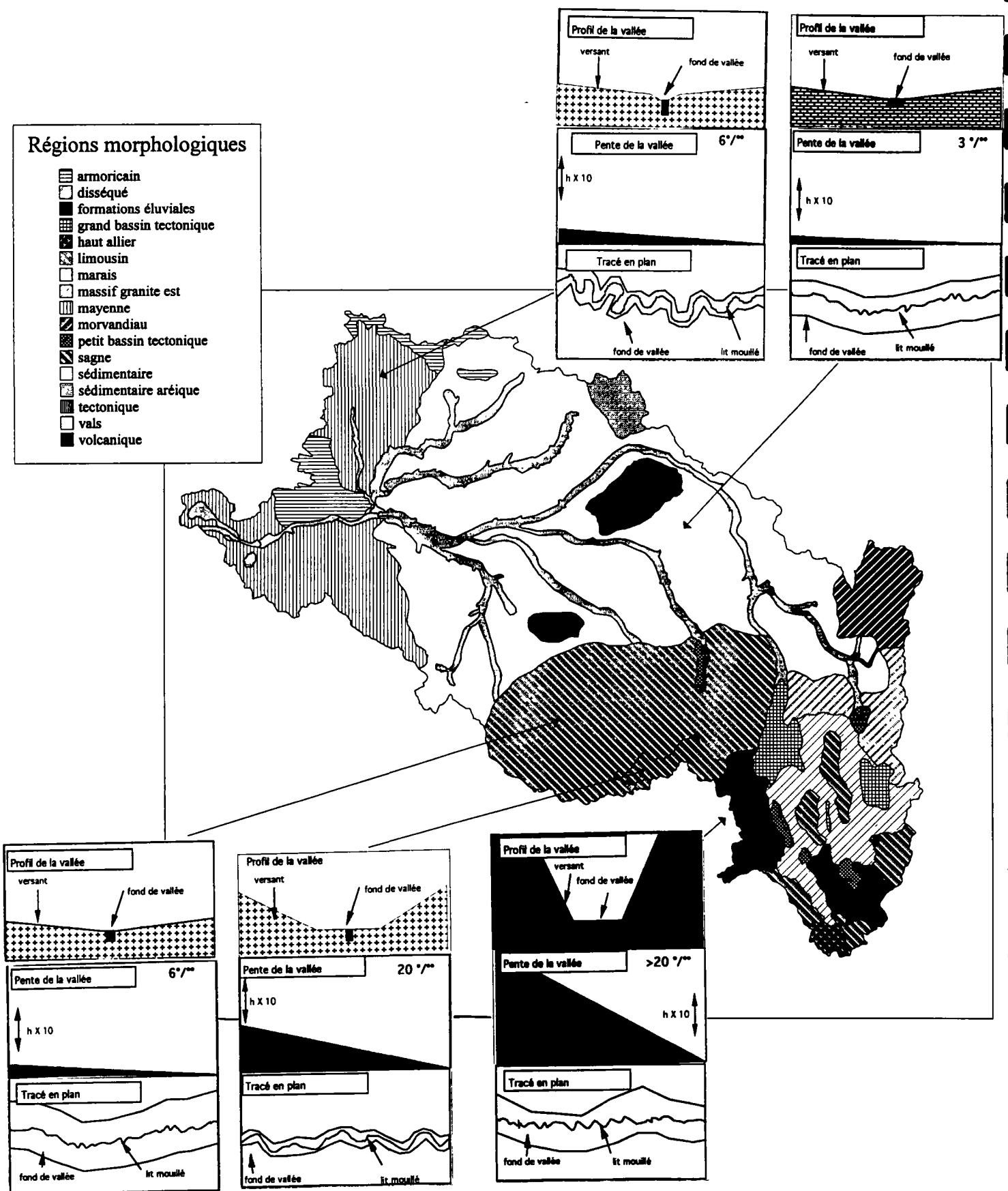
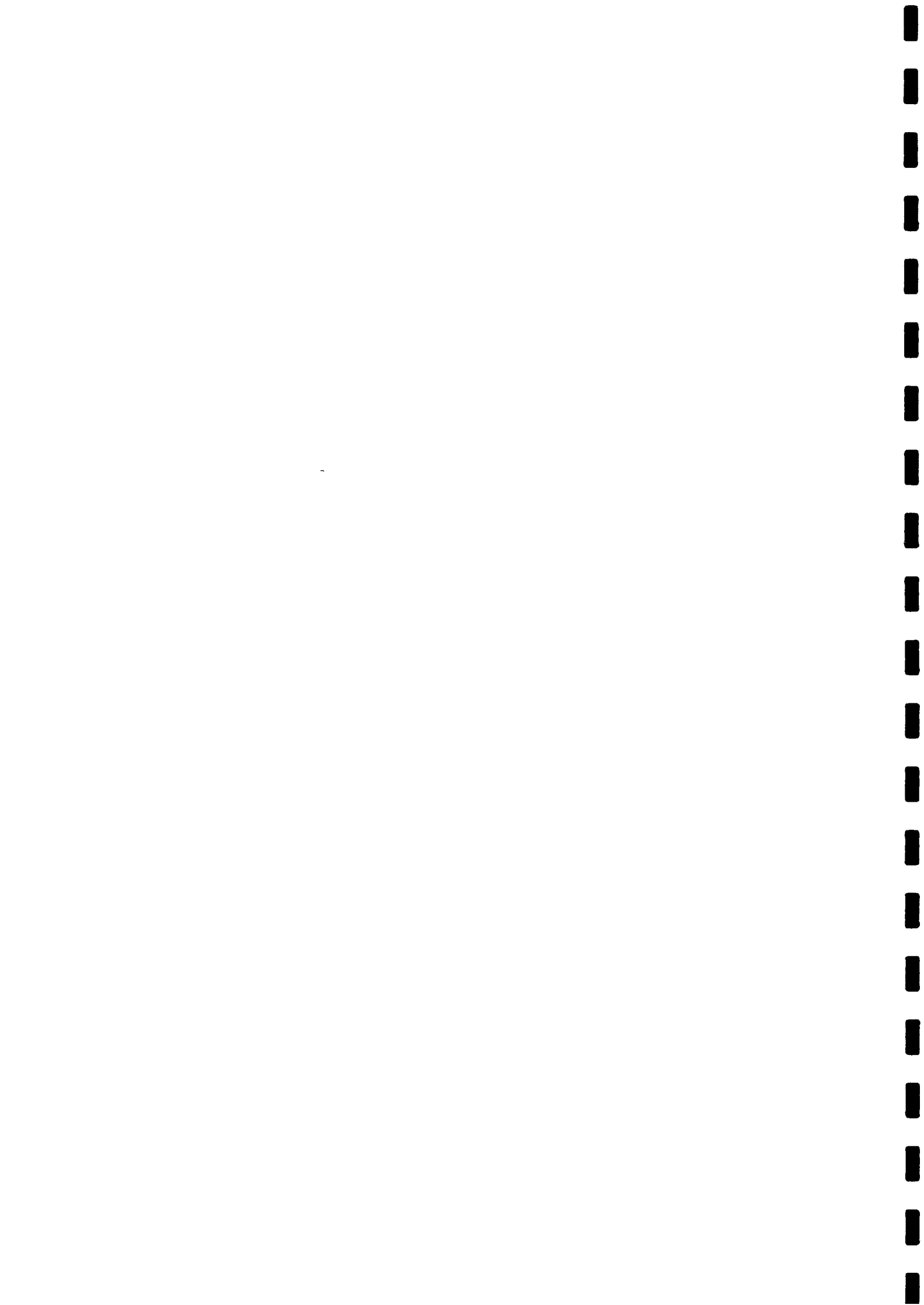


Figure 2.9 : Régionalisation de la morphologie des cours d'eau : l'exemple du bassin de la Loire (117.000 km²). La carte représente les régions morphologiques déterminées d'après les types géomorphologiques de vallées (d'après BETHEMONT et DEGORCE, in WASSON *et al.*, 1993). Les exemples encadrés illustrent les caractéristiques morphologiques modales pour des vallées de rang 4 dans quelques régions majeures (d'après MALAVOI & ANDRIAMAHEFA, 1993).

**III. TYPOLOGIE DES AMENAGEMENTS DE RIVIERE :
OBJECTIFS ET METHODES**



III - TYPOLOGIE DES AMENAGEMENTS DE RIVIERE : OBJECTIFS ET METHODES

III.1. Les objectifs des aménagements

Les aménagements des cours d'eau de taille moyenne non navigables répondent globalement à 6 types d'objectifs qui ne sont pas exclusifs les uns des autres :

- * contrôle local des crues
- * assainissement des terres
- * contrôle de l'érosion des berges
- * contrôle de l'érosion du fond
- * amélioration piscicole
- * loisirs

Les inondations, des terres agricoles comme des zones habitées, arrivent largement en tête des problèmes qui motivent les interventions. Au niveau national, CACAS *et al.* (1986), signalent après enquête auprès de 62 DDAF (Directions Départementales de l'Agriculture et de la Forêt), que la lutte contre les inondations agricoles et l'assainissement en milieu rural sont les deux principales causes d'intervention

(figure 3.1). Ces auteurs constatent aussi que la véritable nouveauté en matière d'aménagement de rivière est la prise en compte d'usages multiples et parfois concurrents et que ceci se traduit par une certaine modération des interventions.

Ce n'est pas toujours le cas. On peut aussi noter que les interventions les plus brutales (c'est un euphémisme) effectuées sur les cours d'eau suivent fréquemment des événements catastrophiques (crues de fréquence rare). Ce sont alors souvent des interventions d'urgence, non planifiées, sans aucun souci des conséquences écologiques ni de l'aggravation des problèmes à l'aval. Bien que cela sorte du cadre de ce rapport, il faut mentionner le risque d'une dissémination des problèmes de ce type consécutif à la décentralisation des décisions administratives. Le contrôle a posteriori peut rarement réparer les dégâts effectués.

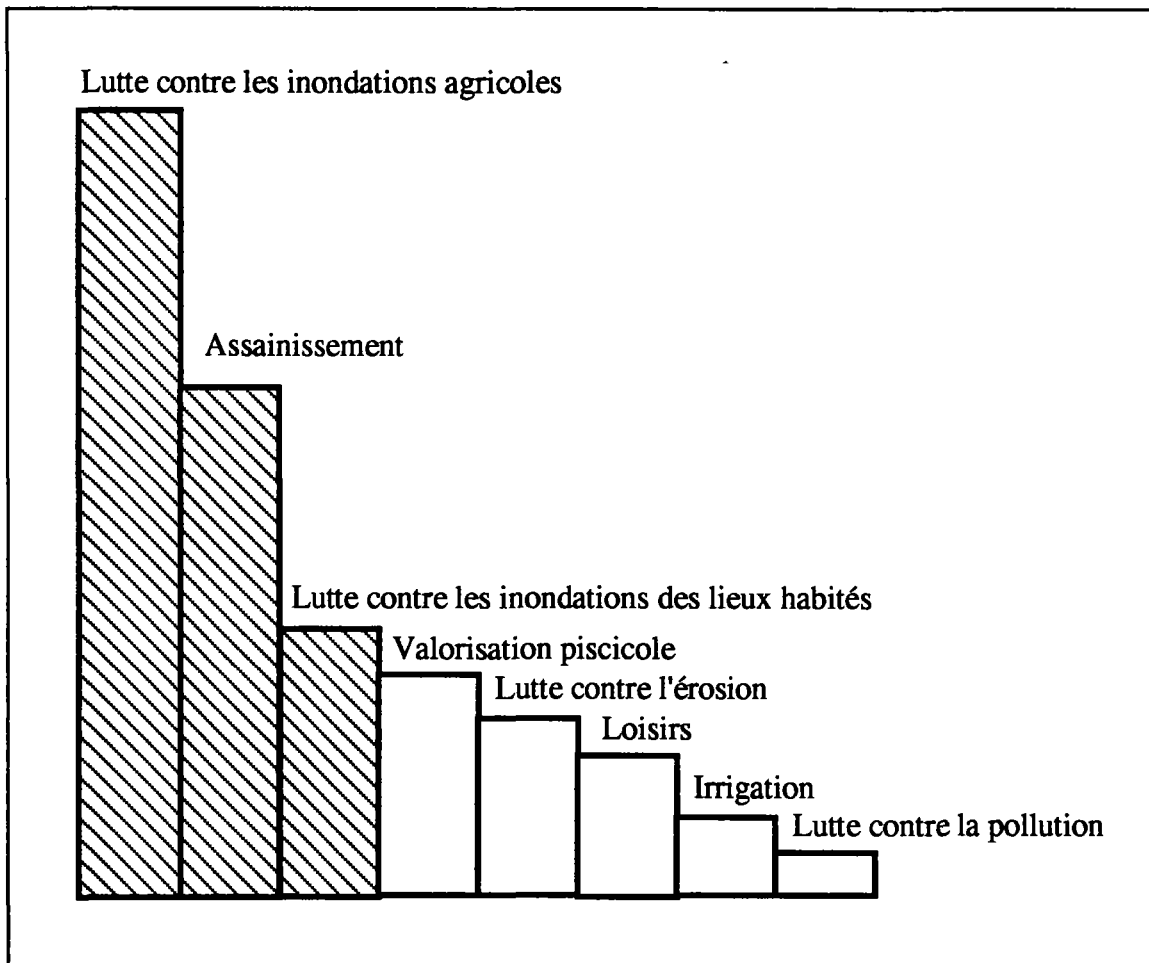



Figure 3.1 : Principaux objectifs des aménagements de cours d'eau (enquête CEMAGREF, CACAS et al., 1986)

 Objectifs impliquant des aménagements de type chenalisation

III.2. Classification des interventions

Vu la diversité des techniques employées et des interventions recouvertes par tel ou tel vocable, il est nécessaire de faire le point sur la terminologie et d'adopter une classification des types d'intervention. De nombreuses classifications ont été proposées. La liste ci-dessous (non exhaustive) reflète les niveaux de distinction utilisés en Europe et en Amérique du nord.

* VERNEAUX *et al.* (1975) différencient les travaux de correction du lit et les ouvrages de stabilisation. Ils proposent une démarche d'aménagement visant à préserver la qualité écologique du milieu.

* ALLEE *et al.* (1981) n'envisagent qu'une classification dichotomique entre aménagements durs et aménagements doux, (assimilables à l'entretien de la végétation des berges). Ces termes couramment employés ne sont pas à recommander, car si la plupart des aménagements dits "durs" le sont réellement pour l'écosystème aquatique, de nombreux aménagements qualifiés de "doux" peuvent être aussi néfastes, particulièrement lorsqu'ils sont répétés et surtout cumulés.

* CUINAT (1981) distingue trois types d'interventions : chenalisation, entretien et restauration. Ce dernier terme englobe des interventions qui se caractérisent surtout par la volonté de minimiser l'impact physique.

* CACAS *et al.* (1986) distinguent trois grands types de travaux: terrassements lourds, terrassements légers, entretien courant (désenvasement, faucardage).

Dans un but pratique, nous retiendrons simplement deux classifications complémentaires l'une fondée sur la nature des interventions, l'autre sur leurs objectifs.

Classification selon la nature des travaux

La classification proposée par le CEMAGREF (1983) regroupe les interventions en trois catégories (figure 3.2 et 3.3):

A) ENTRETIEN

- élimination de la végétation riveraine
- faucardage
- nettoyage
- augmentation de la couverture végétale

* Les diverses conceptions d'aménagement

LES EFFETS POSITIFS






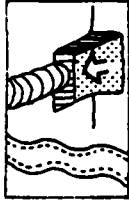
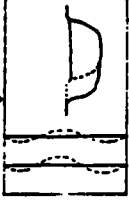

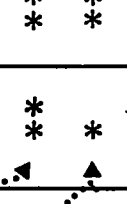

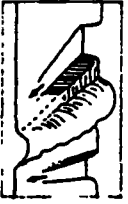
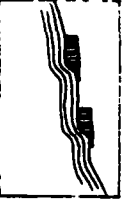
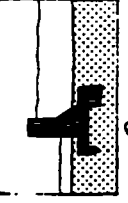
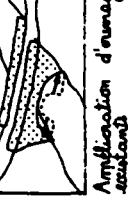
	LES EFFETS POSITIFS				
	Amélioration de l'écoulement	Lutte contre les inondations	Lutte contre les érosions		
ACTIONS D'ENTRETIEN	 Élimination de la végétation riveraine (arrachage, racage, abattage d'arbres)	*	*	*	
	 Faucardage	**	*	*	
	 Nettoyage	**	*	*	
	 Augmentation de la couverture végétale	**	*	**	
	TERRASSEMENTS	 Cunage	*	*	*
		 Recalibrage avec modification du profil en long et du tracé en plan	*	*	*
		 Recalibrage avec modification du tracé en plan	*	*	*
		 Modification du profil en long	*	*	*
		 Remblaiement de terrains inondables	*	*	**
		 Remblaiement de terrains inondables	*	*	*
OUVRAGES		 Endiguement et construction de digues en prolongement de seuils appués sur des champs inondables	*	*	*
		 Constructions de seuils et d'épis	*	*	*
		 Barrages	*	*	*
		 Amplification d'ouvrages existants	*	*	*

Figure 3.2 : Principaux types d'interventions humaines sur les cours d'eau (CEMAGREF, 1983)

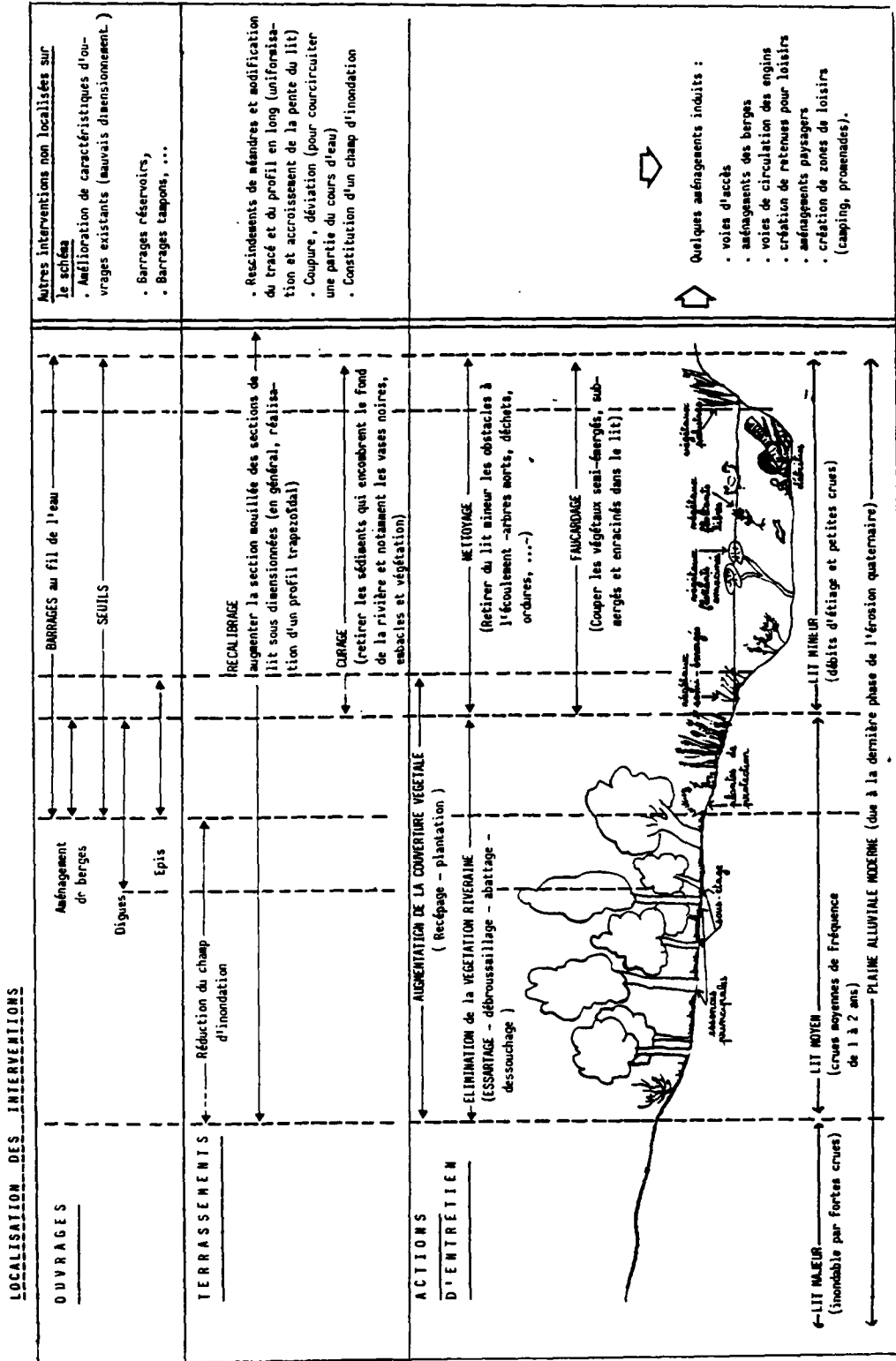


Figure 3.3 : Localisation des interventions sur une section complète de cours d'eau (CEMAGREF, 1983).

B) TERRASSEMENTS

- curage
- recalibrage sans modification du profil en long et du tracé en plan (recalibrage "simple")
- recalibrage avec modification du profil en long et du tracé en plan
- modification du profil en long
- rescindement de méandre
- dérivation
- remblaiement de terrains inondables

C) OUVRAGES

- endiguement
- construction de seuils et épis
- barrages
- amélioration d'ouvrages existants

Classification selon les objectifs et les impacts

Une autre approche basée sur les objectifs des interventions, et sur une estimation de leurs impacts sur la dynamique et la diversité du milieu a été proposée par MALAVOI (1990) qui distingue les interventions visant à stabiliser, contraindre ou réparer un cours d'eau (figure 3.4).

A) STABILISATION

On cherche à maintenir dans un état stable, proche de l'équilibre statique, des cours d'eau déjà plus ou moins modifiés par l'homme. Le retour à une dynamique naturelle (basée sur les mécanismes d'érosion, transport et dépôt) souvent synonyme d'instabilité du lit est empêché par différents moyens.

B) CONTRAINTE

Le but est d'adapter le milieu à un usage de l'eau ou du lit majeur, le plus souvent au moyen de techniques lourdes, pour des raisons essentiellement économiques (remodeler le lit pour diminuer localement les inondations, produire de l'électricité, naviguer, extraire des matériaux, etc.). Les impacts morphologiques de ces actions sur la dynamique et la diversité du milieu sont généralement à la hauteur du coût des travaux.

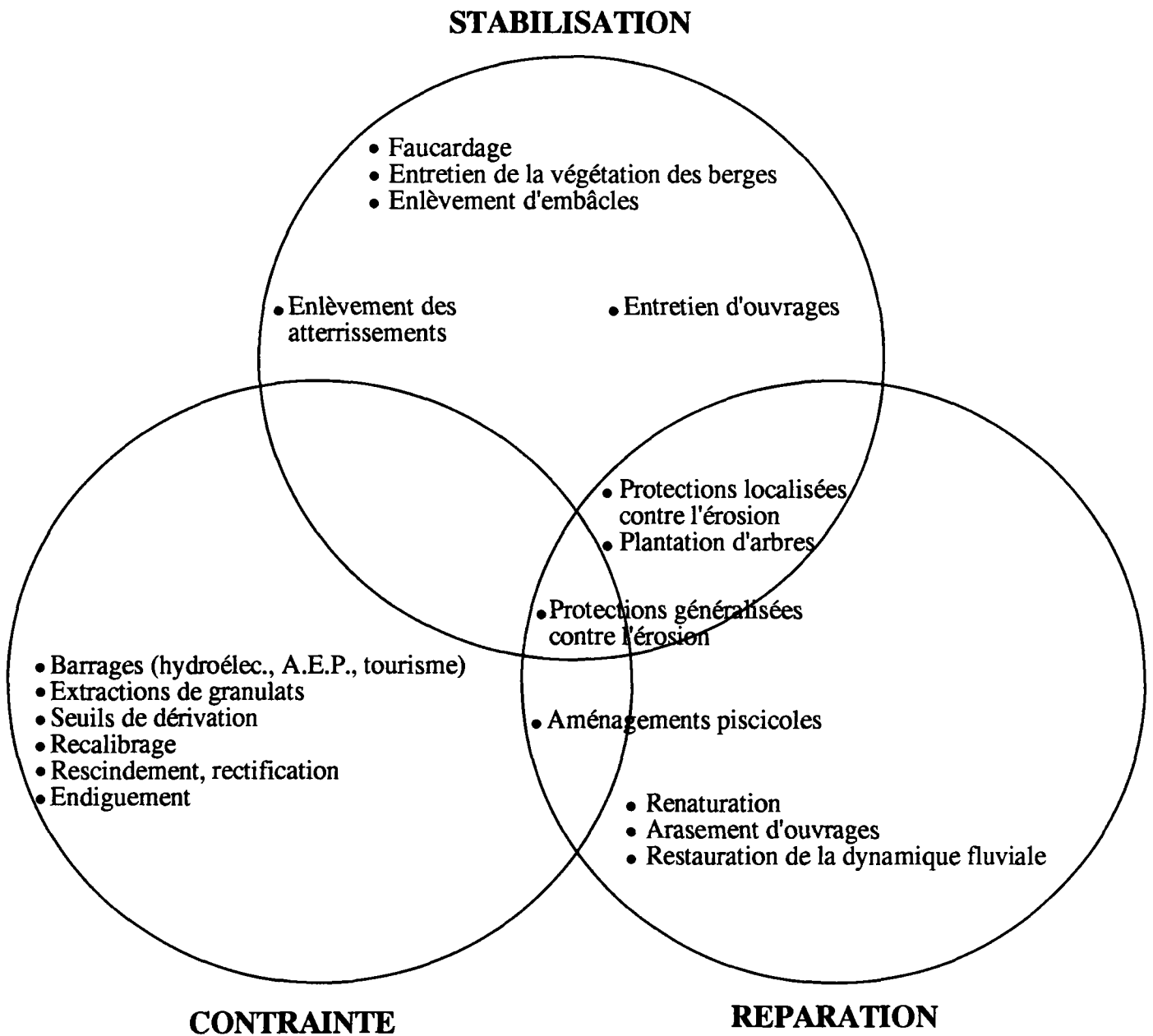


Figure 3.4 : Typologie des interventions humaines touchant le milieu physique d'eau courante (adaptée d'après MALAVOI, 1990)

C) REPARATION

Il pourra ainsi s'agir soit :

* de réparer les dommages consécutifs à une intervention de type B (ex : ouvrages de stabilisation, suite à une érosion régressive provoquée par une intervention à l'aval).

* de restaurer une dynamique naturelle (ex : la destruction de certains ouvrages pour laisser la rivière s'auto-ajuster).

* de réhabiliter un cours d'eau en recherchant un nouvel équilibre différent de la situation antérieure (ex : améliorer un milieu dégradé dans un but piscicole, paysager, ou pour favoriser l'autoépuration).

Ces deux classifications nous semblent bien adaptées à la prévision des impacts morpho-écologiques, et plus intégratrices des notions de réversibilité / irréversibilité des interventions humaines sur les cours d'eau.

Il faut noter que le terme de "restauration" est souvent employé pour désigner un "rattrapage d'entretien", correspondant souvent à des interventions drastiques qui n'ont rien à voir avec la restauration d'une dynamique naturelle.

III.3. Un objectif commun à toutes les interventions : la chenalisation

La protection locale contre les inondations, objectif largement dominant dans la plupart des aménagements, est presque systématiquement traitée par le biais d'une accélération des écoulements. Très logiquement, le problème se déplace vers l'aval, où les riverains se protègent à leur tour de la même manière. Cette spirale inflationniste conduit à une chenalisation totale du cours d'eau, lorsque toutes les zones aménagées finissent par être contigües.

Le terme de chenalisation est employé ici dans un sens assez large et concernera toutes les interventions visant ou aboutissant de façon directe ou indirecte à une accélération de l'écoulement par modification du tracé en plan, de la géométrie en travers ou de la pente d'un cours d'eau. Ces travaux sont fréquemment accompagnés par des ouvrages de stabilisation qui ont pour but de limiter les processus érosifs induits par l'aménagement lui-même. Nous inclurons donc dans le processus de chenalisation les seuils de stabilisation du fond du lit et les protections de berges étendues.

Les méthodes de chenalisation

Les méthodes les plus fréquemment employées pour atteindre cet objectif sont passées en revue de façon très précise par BROOKES (1985, 1988). Cet auteur distingue 5 types majeurs d'interventions (Tableau 3.I et figure 3.5).

A) RECALIBRAGE

Le but est l'augmentation de la capacité d'évacuation des débits de crue en lit mineur. Ce recalibrage est généralement effectué en élargissant et en approfondissant le chenal. Le profil idéal serait alors celui ayant la meilleure capacité pour le minimum d'excavation. Les lits compris entre des berges en terre non protégées sont souvent taillés en section trapézoïdale pour améliorer la stabilité des berges.

B) REALIGNEMENT, RECTIFICATION

Ce type de chenalisation vise à raccourcir une portion de cours d'eau sinueux ou méandrique, en procédant à des recoupements artificiels des coudes (cutoff). Cela est effectué généralement à l'échelle d'une sinuosité mais peut tout aussi bien être réalisé sur un segment méandrique de grande longueur et concerner toutes les inflexions du tracé (BRICE, 1983).

C) ENDIGUEMENT

Les endiguements, localisés ou étendus, visent à protéger les terres riveraines du cours d'eau contre les crues et à accroître la capacité hydraulique du lit en hautes eaux. Ces endiguements peuvent servir par la même occasion à protéger les espaces agricoles ou urbanisés contre les phénomènes d'érosion liés à l'ajustement dynamique des rivières.

D) PROTECTIONS DE BERGE

Dans la plupart des cas, les protections de berges réalisées de diverses manières et avec différents matériaux, sont implantées dans les concavités des sinuosités, où se développent les phénomènes majeurs d'érosion en hautes eaux. On peut placer dans cette catégorie les aménagements localisés tels que les épis. L'impact écologique dépend beaucoup des techniques et des matériaux employés.

Tableau 3.I : Principaux types d'interventions en rivière relevant de la chenalisation d'après BROOKES (1988).

Français	Anglais	Méthode
RECALIBRAGE	<i>Resectioning Widening Deepening</i>	Augmentation de la capacité du lit en modifiant profondeur et largeur.
REALIGNEMENT RECTIFICATION	<i>Realigning Straightening</i>	Augmentation de la vitesse du courant par augmentation de la pente.
ENDIGUEMENT	<i>Embankment Levees</i>	Augmentation de la hauteur des berges pour éviter les débordements.
PROTECTION DE BERGES	<i>Bank protection</i>	Contrôle de l'érosion des berges par des structures fixes.
ENTRETIEN CURAGE	<i>Dredging, tree clearance</i>	Enlèvement des obstructions curage des matériaux du lit.

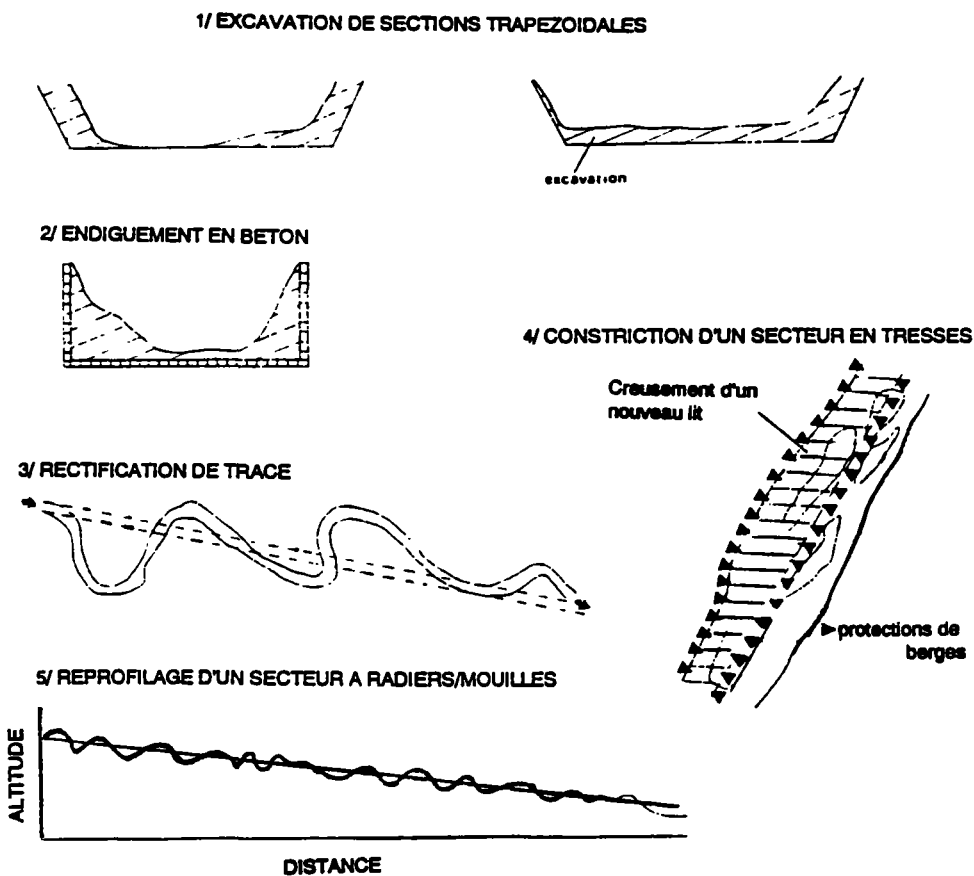


Figure 3.5 : Exemples d'aménagements en rivière (BROOKES, 1988).

Ce sont plutôt les protections de berges et non les digues qui sont utilisées pour prévenir ponctuellement les phénomènes d'érosion. On peut cependant aboutir à un véritable endiguement lorsque ces protections localisées se joignent par coalescence et il serait intéressant, d'un point de vue tant morphologique qu'historique, de recenser les endiguements longue distance qui ont commencé par des protections de berge localisées. L'exemple de la Saulx marnaise serait instructif à ce titre.

E) ENTRETIEN

Les formules de perte de charge telles que l'équation de Manning-Strickler montrent bien qu'une réduction de la rugosité du lit, à pente égale, réduira la cote de la ligne d'eau pour un même débit. C'est par l'enlèvement de tous les obstacles à l'écoulement, tels que gros éléments du substrat, plantes aquatiques, racines importantes et embâcles que l'on peut réduire ce coefficient de rugosité. Il existe de nombreux types et degrés de curage dans le détail desquels nous n'entrerons pas ici. Néanmoins, la règle générale communément observée est l'enlèvement total de toutes les obstructions et le maintien du segment concerné dans cet état de "nudité".

III.4. Interventions complexes, effets synergiques

Dans la majorité des cas, les différentes méthodes sont employées de façon combinée, aboutissant à des interventions composites, aux effets synergiques. Ceci ne facilite pas la prévision des impacts morphologiques et écologiques. Cette synergie des interventions, en potentialisant les impacts sur le milieu physique, ne permet pas d'affecter simplement un impact écologique à un type d'intervention pour mettre en application l'article L232-3 du code rural. Il faut donc adopter une autre démarche, qui consistera à prévoir l'état résultant du milieu après aménagement, quel que soient les méthodes utilisées pour y parvenir. C'est l'objet des chapitres suivants.

Régionalisation des aménagements

Les aménagements répondent à des problèmes liés à l'utilisation par l'homme de l'espace du lit majeur. Ces problèmes dépendent évidemment de l'interaction entre les caractéristiques naturelles du cours d'eau et les activités humaines dans la vallée. Or ces activités dépendent elles aussi de la morphologie des vallées : l'usage agricole ou l'urbanisation du fond de vallée, la proximité des réseaux de communication, l'utilisation de la force motrice de l'eau, répondent de toute évidence à un certain déterminisme de

nature géomorphologique. Le type de vallée conditionne pour une large part l'aménagement du cours d'eau.

Nous avons vu au chapitre précédent qu'une régionalisation des types de vallées était possible. Il doit donc exister une certaine typologie régionale des aménagements. Trois exemples illustrent assez clairement cet aspect.

Les rivières du Sud-Ouest

LALANNE-BERDOUSICQ (1985) a étudié les aménagements caractéristiques des régions de plaine et de coteaux du sud-ouest de la France. Il constate que les objectifs des interventions sur les rivières sont généralement liés à la pente. Sur les rivières à forte pente les travaux concernent plutôt la stabilisation du lit (fond et berges). Sur les rivières de piémont ou de plaine, la lutte contre les inondations des terres riveraines devient l'objectif prioritaire. Sur les petites rivières de plaine, l'objectif de protection contre les crues s'efface devant les contraintes de drainage. Ces petites rivières sont d'ailleurs souvent aménagées dans le cadre de travaux connexes au remembrement. Notons que c'est dans ce cadre que sont souvent effectués des travaux de rectification du lit, qui réjouissent à la fois les géomètres et les propriétaires riverains en simplifiant les problèmes fonciers par linéarisation des parcelles.

Dans le même ordre d'idée, l'auteur montre qu'il existe une relation entre les caractéristiques morphologiques naturelles de la vallée et les types d'aménagement entrepris au fil des ans par les riverains.

- Les cours d'eau à faible pente (inférieure à 0.5 pour mille) en fond de vallée, typiques des régions de bocage du nord, du centre et du littoral atlantique sont rarement aménagés car toute protection contre les crues par endiguement s'avèrerait inutile : il est impossible de contenir le flot par des constrictions longitudinales.

- Sur les cours d'eau à pente moyenne de la vallée on cherche généralement à freiner les vitesses dans le lit majeur pour y limiter les phénomènes d'érosion. Les aménagements typiques sont des chicanes et des digues transversales, permettant l'épandage des crues tout en réduisant les actions érosives.

- Sur les cours d'eau à pente plus forte, dans la partie supérieure des rivières de plaine et de coteaux, l'endiguement devient plus continu, surtout transversal mais aussi longitudinal (casiers). C'est le faciès en damier caractéristique des petites régions bocagères, qui permet l'épandage des crues et un bon écrêtement.

Région Rhône-Alpes

POLS et VERNE (1987) ont proposé une typologie régionale des cours d'eau et des problèmes motivant leur aménagement. Cette typologie est basée sur trois déterminants fondamentaux : le relief (cours d'eau de plaine, cours d'eau de montagne) ; le régime hydrologique (pluvial, nival, etc.) ; la géologie du bassin versant (massif cristallin, marno-calcaire, etc.). Le tableau 3.II synthétise les problèmes majeurs observés sur ces cours d'eau et ayant donné lieu à des interventions.

On observe que les cours d'eau de plaine sur substrat alluvial subissent majoritairement les aménagements les plus drastiques, alors que les cours d'eau de montagne sur substrat cristallin posent le moins de problèmes. Dans leurs commentaires, les auteurs constatent logiquement que pour un même type morphologique, les cours d'eau qui font l'objet des interventions les plus lourdes sont localisés dans des régions densément peuplées et à forte activité agricole.

Le bassin de la Loire

Nous avons évoqué précédemment (chapitre II) la régionalisation des types de vallées effectuée dans le bassin de la Loire (WASSON *et al.*, 1993). Sur cette base, une première approche de la typologie des aménagements dans différentes régions morphologiques a été réalisée à partir des renseignements contenus dans les schémas départementaux de vocation piscicole (ANDRIAMAHEFA, 1994). Des différences très nettes apparaissent entre régions et selon les rangs dans la fréquence des segments touchés par des interventions de type chenalisation (figure 3.6). Les petits cours d'eau de la région sédimentaire, zone d'agriculture intensive, et les grands cours d'eau du massif armoricain sont dans leur majorité plus ou moins "chenalisés". L'imprécision des données sous-jacentes ne permet pas une analyse détaillée des objectifs des interventions, mais cet exemple démontre bien l'intérêt d'une approche régionale des problèmes d'aménagement.

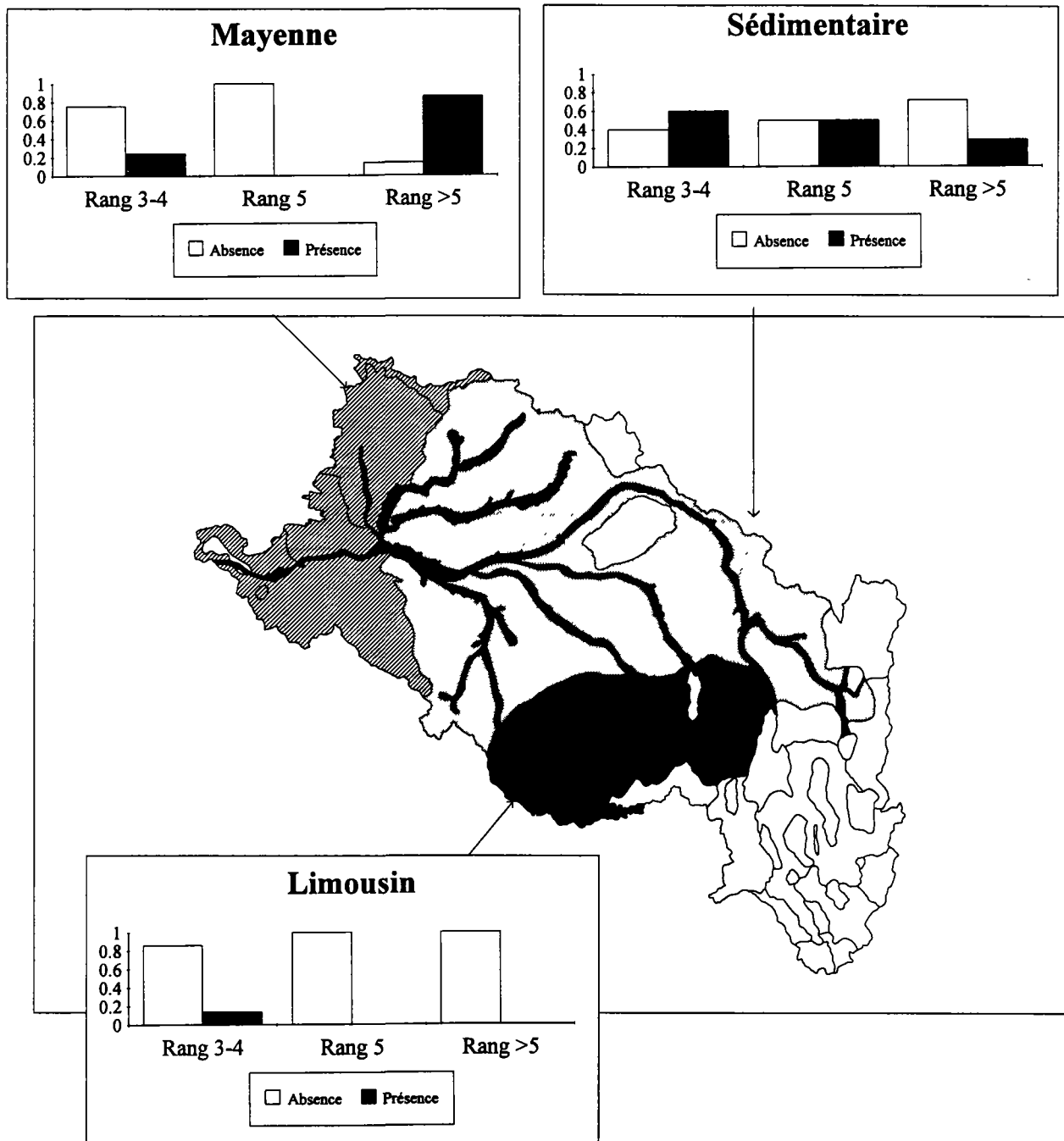


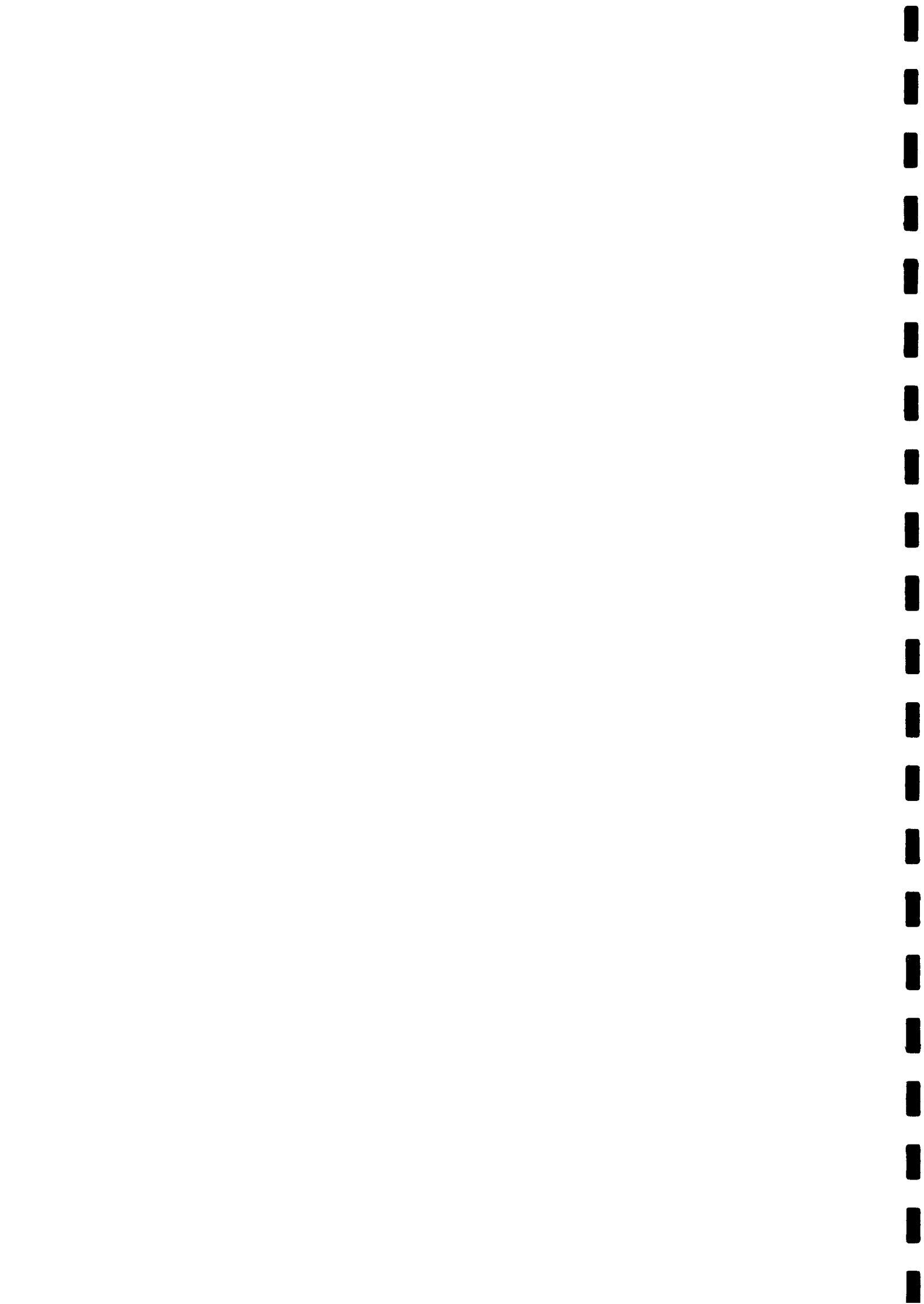
Figure 3.6 : Proportion de tronçons de rivière touchés (présence) ou non touchés (absence) par des travaux de chenalisation dans les trois principales régions morphologiques du bassin de la Loire, en fonction du rang fluvial des tronçons (d'après WASSON et al., 1993 et ANDRIAMAHEFA, 1994).

Tableau 3.II : Typologie régionale des cours d'eau et des problèmes qu'ils posent en Rhône-Alpes (synthèse effectuée à partir du document de POLS & VERNE, 1987).

TYPE DE COURS D'EAU		LOCALISATION	PROBLEMES	INTERVENTIONS	
COURS D'EAU DE PLAINES	SUBSTRAT ALLUVIAL	REGIME PLUVIAL	PLAINES DES DEPARTEMENTS DE L'AIN, ISERE, RHONE, LOIRE	INONDATIONS EROSION DE BERGE	PEU D'ENTRETIEN SURTOUT RECALIBRAGES TERRASSEMENTS LOURDS
		REGIME TORRENTIEL (pluvial ou pluvio-nival)	AVANT PAYS HAUT-SAVOYARD PLAINES ALLUVIALES DE SAVOIE PLAINES DE L'ISERE, DU DRAC, DE LA ROMANCHE	SURALLUVIONNEMENT (✓ CRUES) INONDATIONS COLMATAGE PAR FINES EROSION DE BERGES	TERRASSEMENTS LOURDS ENDIGUEMENTS, OUVRAGES
		REGIME PLUVIAL A INFL. MEDIT.	PLAINE DE VALENCE, NORD RIVIERE DROME	INONDATIONS EROSION BERGES, FOND	TERRASSEMENTS LOURDS (RECALIBRAGE), ENDIGUEMENTS ENTRETIEN VEGETATION
	SUBSTRAT MARNO-CALCAIRE	REGIME MEDIT. (crues violentes)	SUD DE LA RIVIERE DROME, S.E. DEPT. ARDECHE	EROSION BERGES ATERRISSEMENTS INONDATIONS	CURAGES ET EXTRACTIONS PROT. BERGES PONCTUELLES ENDIGUEMENTS PONCTUELS ENTRETIEN VEGETATION
COURS D'EAU DE MONTAGNE	SUBSTRAT MARNO-CALCAIRE	REGIME PLUVIAL (avec parfois infl. nivales)	ZONES DE MOYENNE MONTAGNE JURA, BUGEY, VERCORS, CHARTREUSE	EROSION BERGES EROSION FOND EXHAUSSEMENT	TRAVAUX DE STABILISATION
		REGIME NIVAL OU NIVO-GLACIAIRE	MASSIFS PREALPINS, MAURIENNE TARENTEISE	EROSION BERGES EROSION FOND	TRAVAUX DE STABILISATION
	SUBSTRAT SCHISTEUX	REGIME NIVAL OU NIVO-GLACIAIRE	ZONES DE SCHISTES EST SAVOIE	EROSION BERGES EROSION FOND COLMATAGE PAR FINES	TRAVAUX DE STABILISATION DU LIT, DES BERGES ET DU BASSIN VERSANT
	SUBSTRAT CRISTALLIN	REGIME PLUVIAL	MASSIFS CRISTALLINS DU RHONE ET DE LA LOIRE MONTS DU BEAUJOLAIS MONTS DU LYONNAIS MONTS DU FOREZ	INONDATIONS DANS SECTEURS NON ENCAISSES	PAS OU PEU
		REGIME NIVAL OU NIVO-GLACIAIRE	TORRENTS ET RIVIERES TORRENTIELLES AIGUILLES ROUGES, BEAUFORTIN OISANS, PEL VOUX	PEU DE PROBLEMES	PAS OU PEU
		REGIME PLUVIAL INFL. MEDIT.	NORD ET OUEST DEPT. ARDECHE Ht VIVARAIS, CEVENNES MONTAGNE ARDECHEOISE	INONDATIONS	PROTECTIONS PONCTUELLES ENTRETIEN



**IV. IMPACTS DE LA CHENALISATION SUR LE MILIEU
PHYSIQUE**



IV- IMPACTS DE LA CHENALISATION SUR LE MILIEU PHYSIQUE

Les effets physiques commencent généralement par des modifications de la géométrie du lit, de la granulométrie du fond et des faciès d'écoulement dans la section touchée par l'intervention. Ces modifications peuvent ensuite s'étendre de part et d'autre de la section concernée, des effets induits peuvent apparaître très longtemps après l'intervention, et aboutir à une altération irréversible du milieu physique.

Il faut donc tenir compte tout à la fois :

de l'extension spatiale en distinguant

* les *effets locaux* : ceux qui se développent au sein du segment directement touché ;

* les *effets induits* : ceux qui apparaissent dans les segments situés de part et d'autre de ce dernier et particulièrement à l'aval (ALLEE *et al.*, 1981; SIMPSON *et al.*, 1982; BROOKES, 1985, 1988) ;

de l'évolution temporelle en distinguant

* les *effets immédiats* qui apparaissent dès l'intervention : dans le segment aménagé, modifications de la morphologie du lit (géométrie, faciès, substrats) et de ses caractéristiques hydrodynamiques (profondeur, vitesse) causées directement par les travaux; à l'aval, "effet chantier" lié à la remise en suspension des sédiments fins puis dépôt et colmatage des substrats;

* les *effets long terme*, ou modifications morphodynamiques différées qui découlent des phénomènes de réajustement du cours d'eau en réponse à l'aménagement.

IV.1. Principaux types d'impacts

Les différents types d'impacts recensés dans la bibliographie sont ici présentés de manière non hiérarchisée mais en liaison avec le type d'intervention pouvant y conduire (*entre parenthèses*). La figure 4.1, d'après BROOKES (1988), synthétise bien la complexité des interactions aboutissant à ces impacts

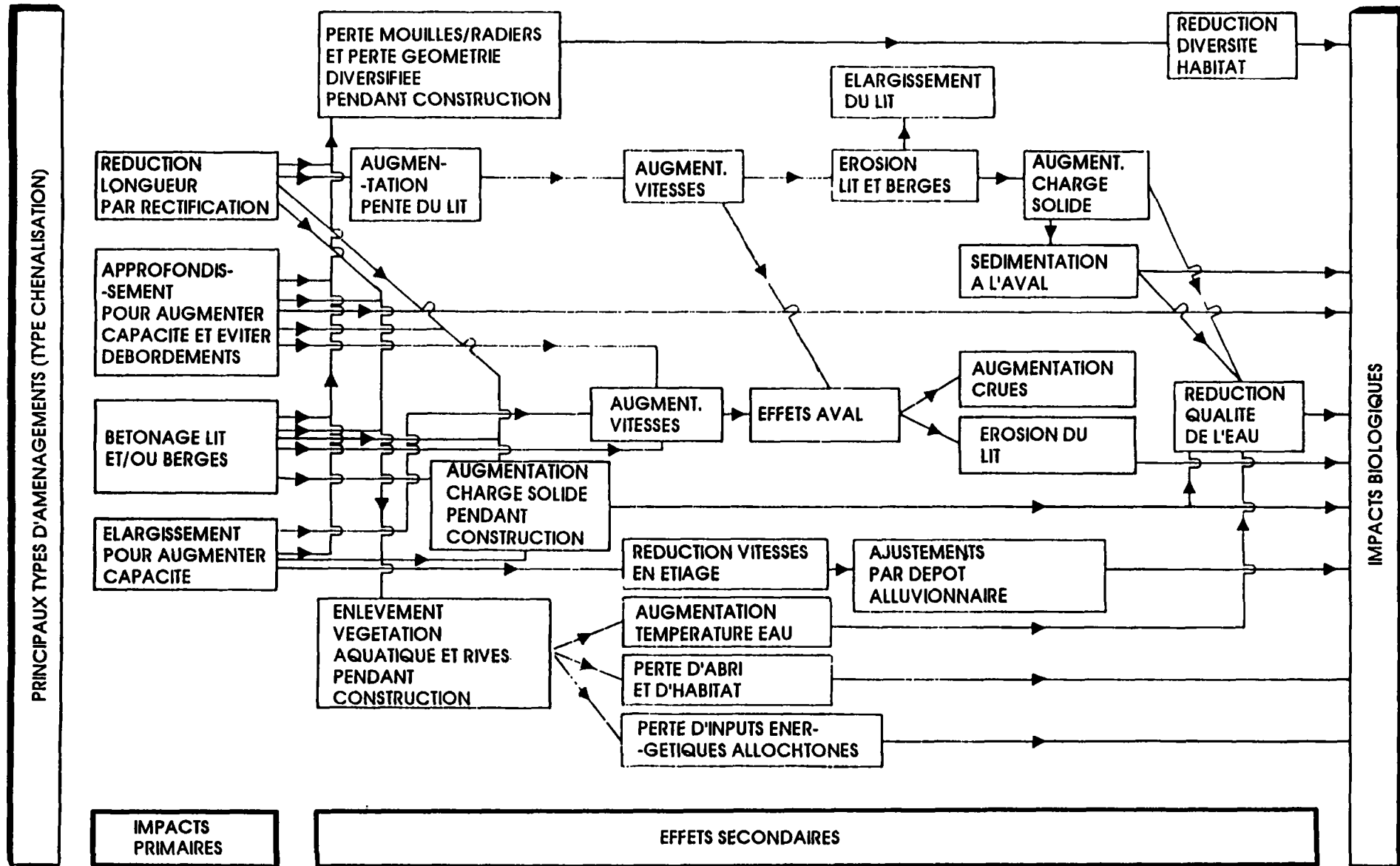


Figure 4.1 : Effets primaires et secondaires des aménagements en rivière d'après BROOKES (1988).

Des exemples tirées des études de cas réalisées dans le cadre de la présente convention, le Guiers et l'Eau morte, (PAULIN, 1994) viennent illustrer les effets observés.

Augmentation de la pente

(rectification, rescindement, reprofilage)

Un des effets primaires les plus évidents d'aménagements de type chenalisation (particulièrement en cas de rescindement) est la **réduction de la longueur développée du cours d'eau**. Il y donc une perte nette d'habitat aquatique quelle que soit la qualité ultérieure du milieu.

La réduction de longueur provoque de plus, à débit égal, une **augmentation de la pente** induisant à son tour une accélération des vitesses, d'où augmentation de la capacité érosive et mise en route d'un processus d'ajustement.

Modification de la largeur et de la profondeur

(recalibrage, rectification, rescindement)

Les interventions visent le plus souvent à accélérer l'écoulement en crue en donnant aux segments aménagés un profil trapézoïdal avec une largeur et une profondeur uniformes, c'est à dire une forme proche du canal expérimental des hydrauliciens, ce qui simplifie les calculs. Ces conditions uniformes sont en général obtenues par des terrassements lourds ainsi que par l'enlèvement des obstacles à l'écoulement.

Une large gamme de modifications a pu être observée suite aux interventions de cette nature, et la littérature à ce sujet est abondante.

Pour EMERSON (1971), la chenalisation liée en particulier au recalibrage a abouti à l'augmentation généralisée des pentes et largeurs, ainsi qu'à l'accélération des phénomènes d'érosion régressive (Black Water River, Missouri). Le remplacement de séquences à larges mouilles par des segments à faible profondeur de type plat (flat-bottomed streams) a été observé par TARPLEE *et al.* (1971) en Caroline du Nord. HUGGINS et MOSS (1975) rapportent que les profondeurs et largeurs moyennes de cours d'eau du Kansas ont été largement modifiées dans des segments situés en aval des zones directement touchées.

La chenalisation entraîne généralement un **élargissement de la surface mouillée et une réduction de la profondeur**. Ces phénomènes sont particulièrement visibles sur les exemples du Guiers et l'Eau morte (figures 4.2 et 4.3)

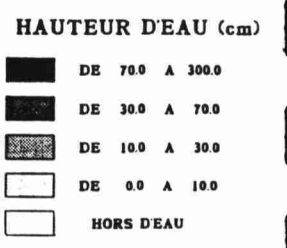
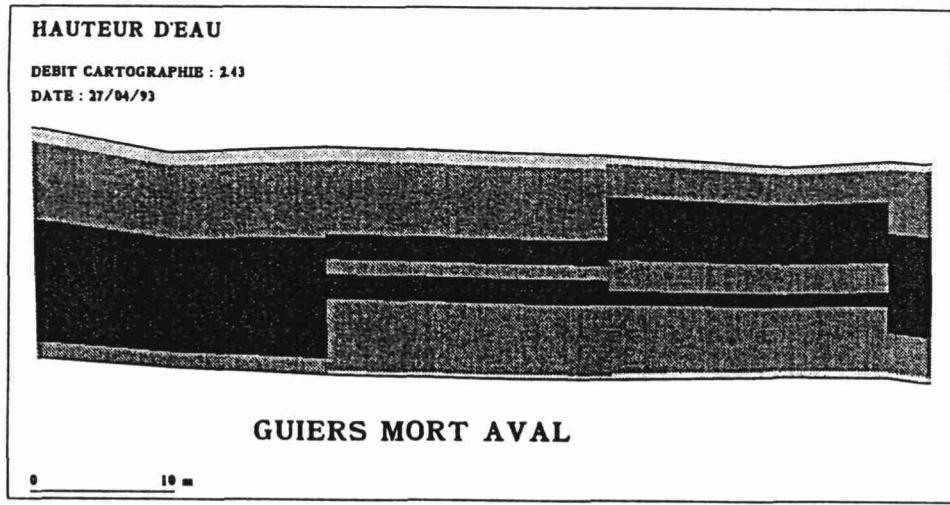
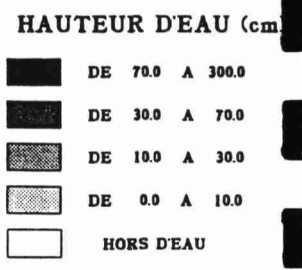
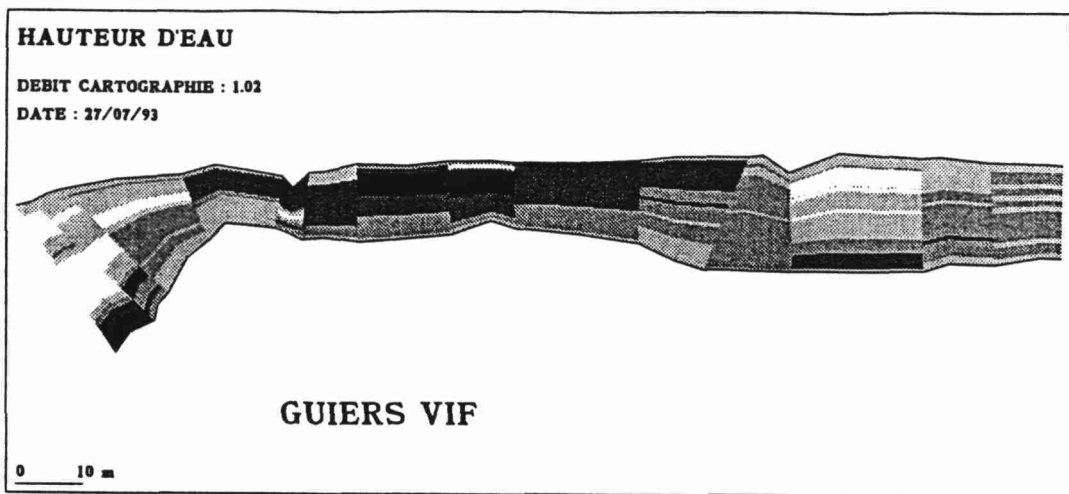


Figure 4.2 : Cartographie des hauteurs d'eau sur le Guiers vif (station de référence) et sur le Guiers Mort aval (station aménagée).

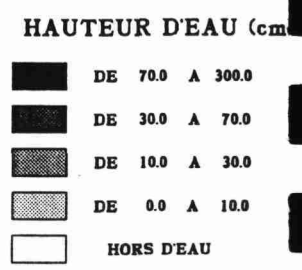
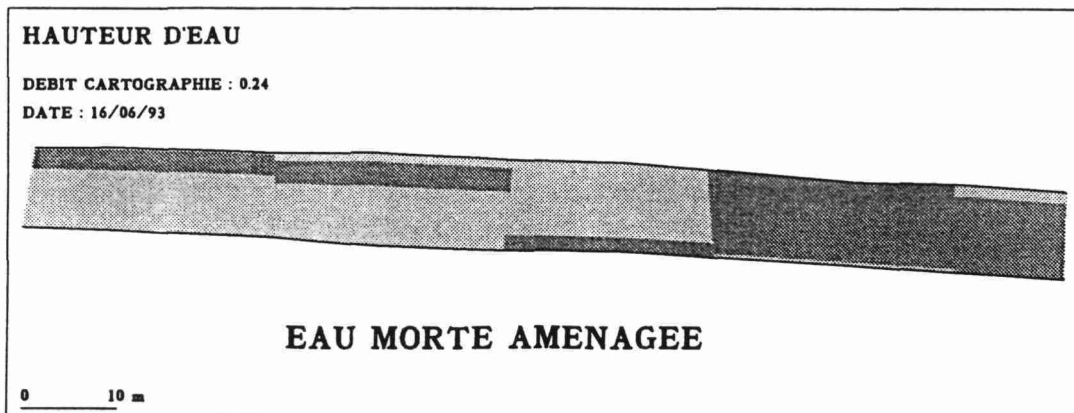
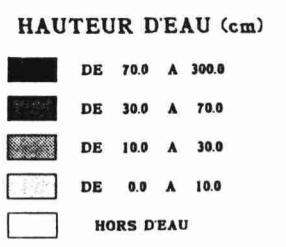
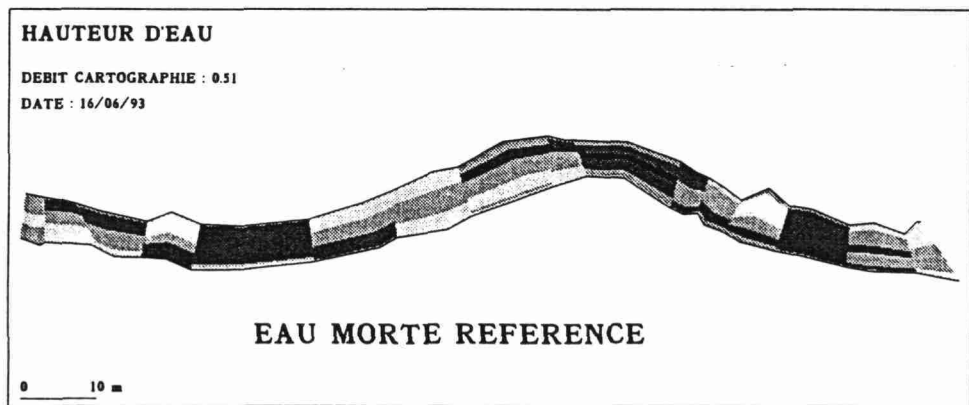


Figure 4.3 : Cartographie des hauteurs d'eau sur la station de référence et la station aménagée de l'Eau Morte.

Des phénomènes d'**encaissement du lit** sont fréquemment constatés au sein même des zones perturbées, mais aussi généralement en amont (**érosion régressive**) et parfois en aval (**érosion progressive**). Ces deux types d'impacts sont liés à l'augmentation des pentes (fond, ligne d'eau, ligne d'énergie) et donc de la capacité de transport.

RITTER (1979), dans une analyse des effets de la chenalisation sur une rivière à haute énergie, partiellement tressée, a observé un approfondissement généralisé au sein même de la zone aménagée, en raison de curage des matériaux du lit et de leur dépôt sous forme de remblais le long des berges du lit principal, qui, interdisant la mise en eau en période de crue des chenaux secondaires, favorisaient l'**érosion verticale** (augmentation des vitesses et des hauteurs d'eau). Il a d'autre part constaté une augmentation de l'**érosion des berges** non protégées en aval de la zone directement touchée.

Processus d'ajustement

Une étude de 57 sites chenalisés en Angleterre et au Pays de Galles, dans une large gamme de conditions morphologiques et hydrologiques, (BROOKES *et al.*, 1983 ; BROOKES, 1985) a permis de constater que la majorité des sites étudiés dans des cours d'eau à haute énergie connaissaient des ajustements érosifs à l'aval, et **particulièrement une augmentation des largeurs plutôt que des profondeurs**. Ces ajustements seraient, semble-t-il, liés à un accroissement des apports provenant de l'amont, à un dépôt de ceux-ci et à une érosion concomitante des berges, comme cela est fréquent dans les cours d'eau en tresses connaissant le même type de "surcharge alluviale". Néanmoins, l'érosion verticale peut se propager largement vers l'aval lorsque la cohésion des berges ou l'abondance de la végétation rivulaire ne permettent pas l'élargissement (BROOKES, 1986).

La figure 4.4 présente les 5 types majeurs de réajustement observés par BROOKES (1988) sur les cours d'eau Danois qu'il a étudiés.

Le type W1 est l'**ajustement par encaissement**. Cette réponse est provoquée par l'augmentation de la pente directement consécutive à la rectification du tracé, augmentation provoquant généralement une accentuation des forces tractrices et donc une érosion verticale concomitante (régressive ou progressive). Ce type de réponse se produit d'après BROOKES sur des segments à énergie relativement élevée.

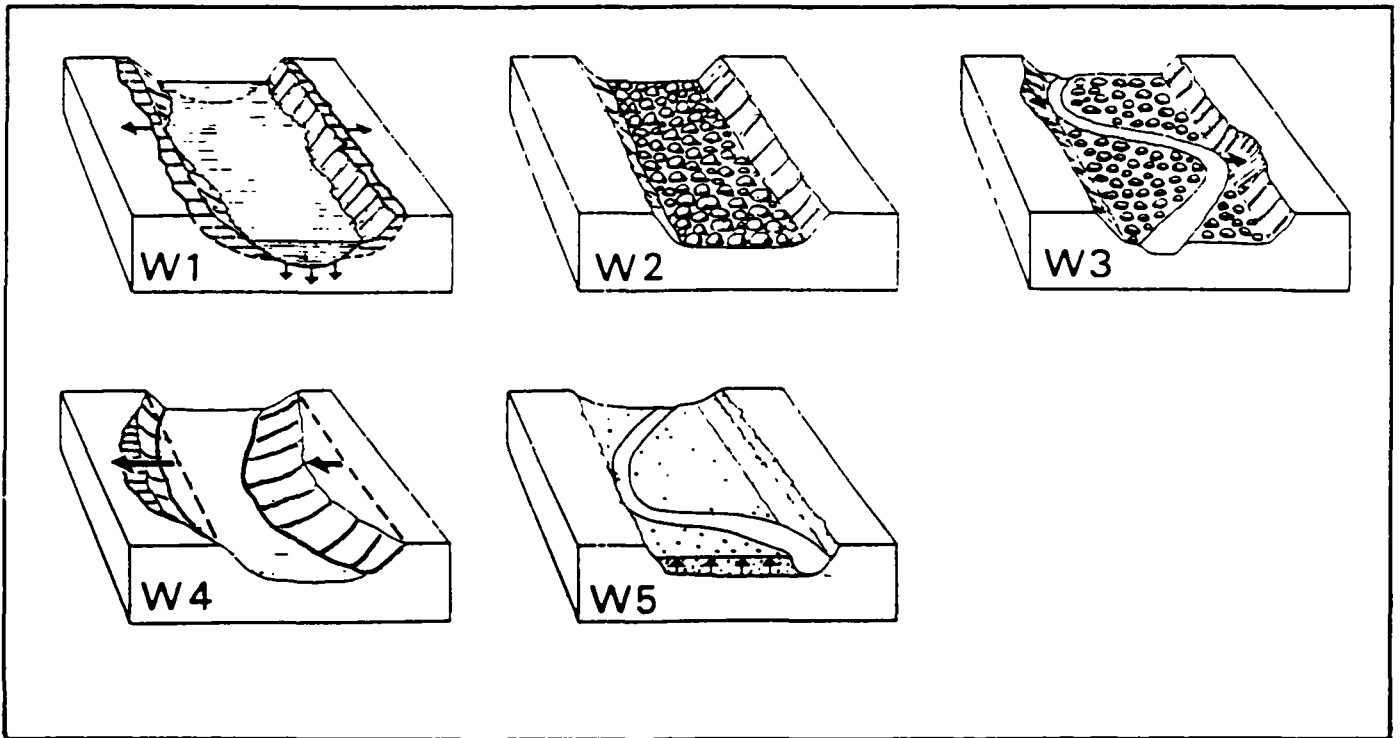


Figure 4.4 : Principaux types d'ajustement sur des segments rectifiés au Danemark (BROOKES, 1988).

W1 : encaissement du lit (creusement)

W2 : mise en place d'une armure de gros éléments

W3 : Développement d'un thalweg sinueux

W4 : retour à un modèle sinueux par érosion latérale

W5 : développement d'un thalweg sinueux après dépôt en masse de la charge solide.

Le type W2 est la mise en place d'une armure granulométrique. Il s'agit d'une ségrégation progressive des matériaux du lit, liée généralement à une érosion verticale (cf. W1). Les éléments les plus fins sont peu à peu transportés vers l'aval, les éléments grossiers, dépassant la compétence du courant, formant à terme une protection du fond qui peut enrayer le processus d'encaissement. Le développement de cette couche d'armure permet une certaine diversification de l'écoulement.

Le type W3 est le développement d'un thalweg sinueux, généralement observé sur des segments à pente forte. Ce type d'ajustement préfigure le plus souvent l'évolution vers le type W4.

Le type W4 est la restauration d'une sinuosité globale du lit (et non plus uniquement du thalweg). Cette réponse fut observée par BROOKES sur 13 sites présentant des pentes très fortes.

Le dernier type de réajustement, W5, se caractérise par un processus d'accrétion plutôt que de dégradation. Il est le plus souvent observé sur des segments ayant été surcalibrés dans des zones à pente faible mais à forte fourniture alluviale provenant de l'amont.

Des formes d'accumulation de type "bancs médians" ou "latéraux", ont aussi été observées en France, en aval de segments rescindés (ALLEE *et al.*, 1981). Pour HEY (1986), un élargissement et un approfondissement du lit entraînent logiquement un dépôt de sédiment dans la partie canalisée, en raison d'une décélération de l'écoulement liée à la réduction de la lame d'eau. Par contre, l'accélération locale de l'écoulement engendre un processus d'érosion régressive qui se propage à l'amont.

Perturbation de l'écoulement

(recalibrage, rectification, rescindement, reprofilage, endiguement)

Les observations concernant les modifications de l'écoulement sont étroitement liées au type de cours d'eau. A l'étiage, la chenalisation peut provoquer une augmentation ou une réduction des vitesses selon la valeur des variables avant l'aménagement et le degré de modification de la largeur ou de la profondeur. Le phénomène le plus constant est l'homogénéisation des conditions d'écoulement dans le tronçon chenalisé.

Ainsi par exemple, si un rescindement de méandre est effectué sans modification de la largeur moyenne, l'augmentation de la pente entraînera dans un premier temps une

accélération de l'écoulement, tendance qui cessera peu à peu si le segment se réajuste. A l'inverse, on observera une réduction des vitesses en basses eaux si la chenalisation s'accompagne d'un élargissement du lit pour en améliorer la débitance. Ce type d'aménagement (chenalisation et élargissement) sur des cours d'eau de petite ou moyenne dimension, peut entraîner un étalement complet de la masse d'eau en étiage, avec des hauteurs d'eau extrêmement réduites (figures 4.5, 4.6, 4.7 et 4.8)

L'élimination des structures immergées (blocs, embâcles) et des ondulations du fond qui permettent une dissipation de l'énergie cinétique bien répartie spatialement entraîne une accélération et une homogénéisation des vitesses en crues, d'où une dissipation de l'énergie qui se fait de façon plus marquée aux dépens des berges et du fond.

Homogénéisation des séquences de faciès
(recalibrage, rectification,, reprofilage, endiguement)

Les séquences de faciès sont typiquement associées au modèle de tracé en plan, avec mouilles de concavités, et radiers dans les zones d'inflexion. La chenalisation de cours d'eau sinueux entraîne logiquement la disparition de ces faciès, ou au moins une réduction drastique de leur périodicité spatiale rapportée à la largeur à débit plein bord (w). LUND (1976) a ainsi constaté que des segments aménagés sur des cours d'eau du Montana présentaient immédiatement après les travaux une périodicité de $12 w$ contre 6 dans les portions non perturbées.

Une réduction du nombre de mouilles ou leur élimination a souvent été observée (ELSER, 1968, HUGGINS et MOSS, 1975, GRISWOLD *et al.* 1978), la réduction de leur longueur étant très fréquente (HUGGINS et MOSS, 1975). Très souvent la morphologie des portions chenalisées se résume à des faciès de type plat sur de très grandes longueurs, les exemples du Guiers et de l'Eau morte étant particulièrement démonstratifs (figures 4.9 et 4.10)

Dans des segments chenalisés, la reformation de mouilles et de radiers est directement liée à la puissance des crues de fréquence moyenne ainsi qu'à la résistance des berges à l'érosion.

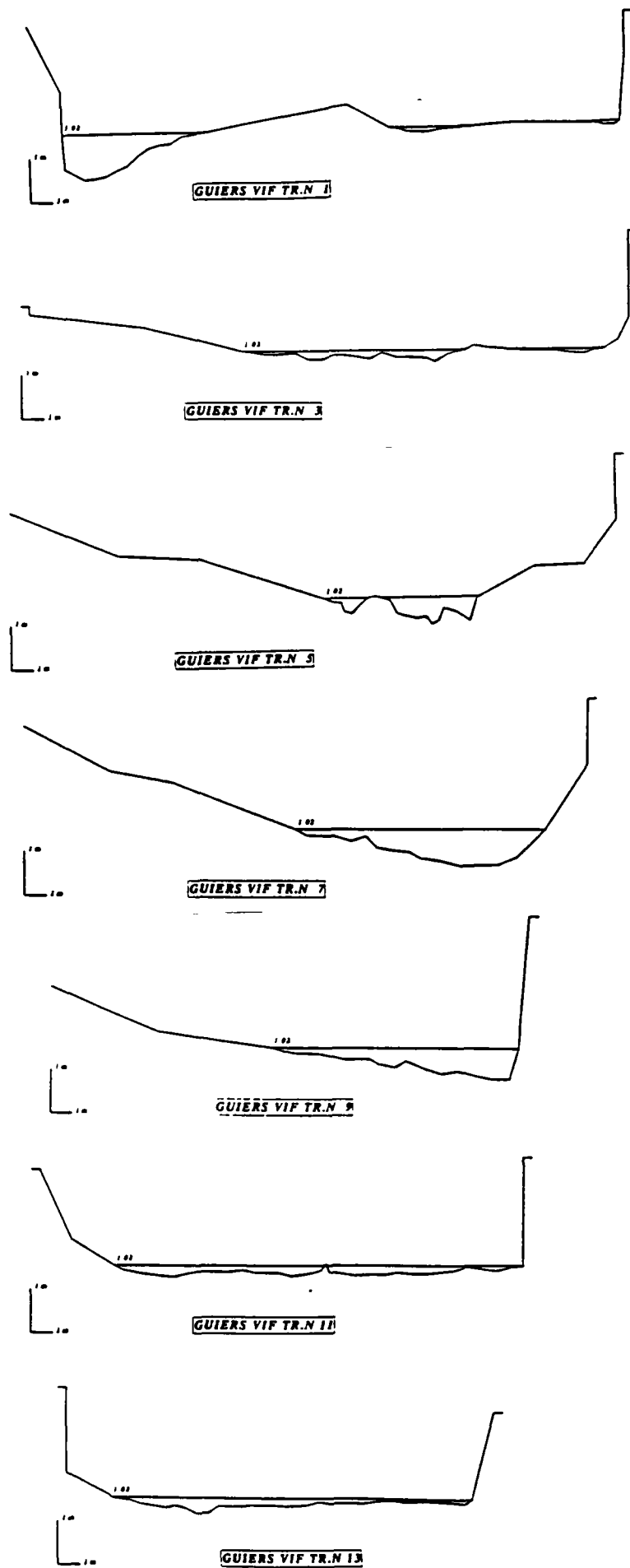


Figure 4.5 : Profil en travers de la station de référence du Guiers Vif.

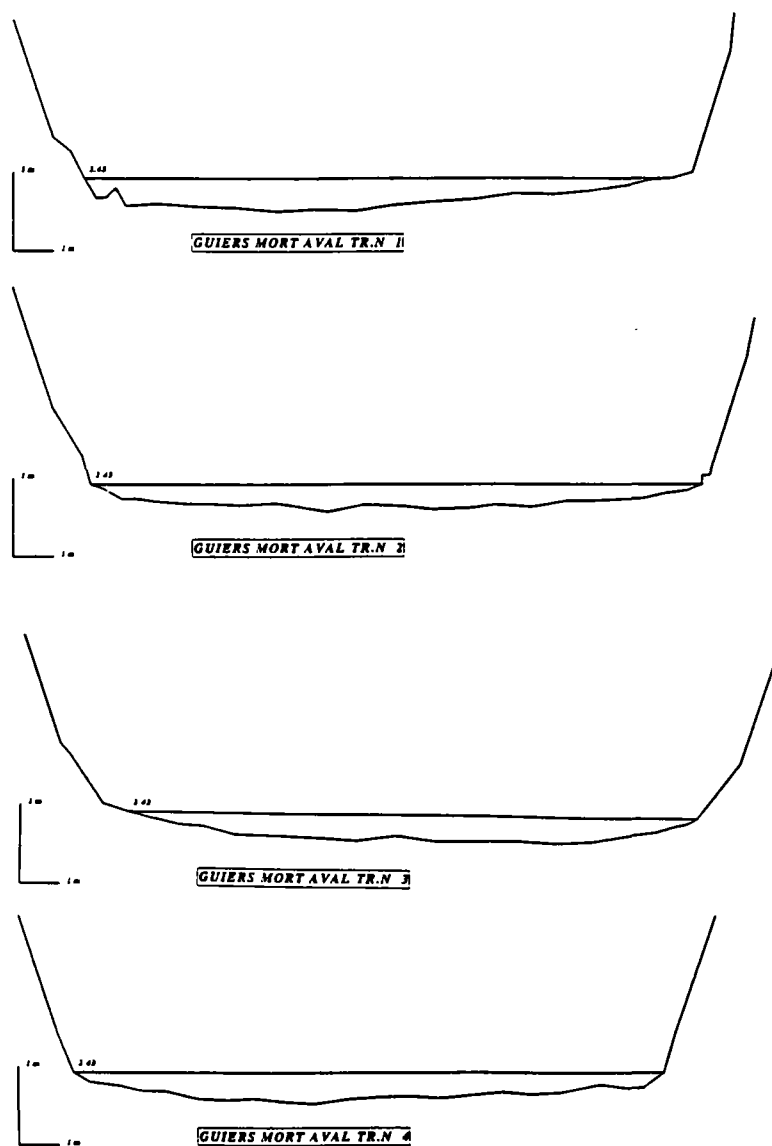


Figure 4.6 : Profil en travers de la station aménagée du Guiers Mort aval.

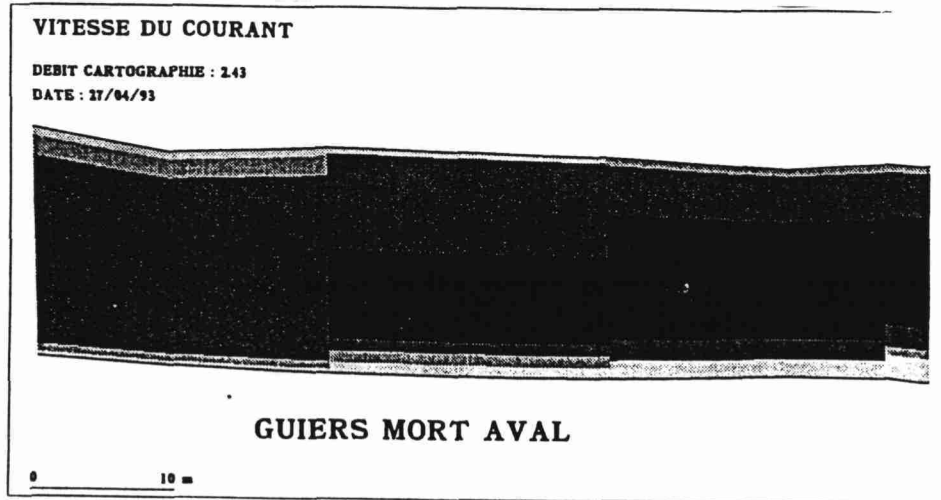
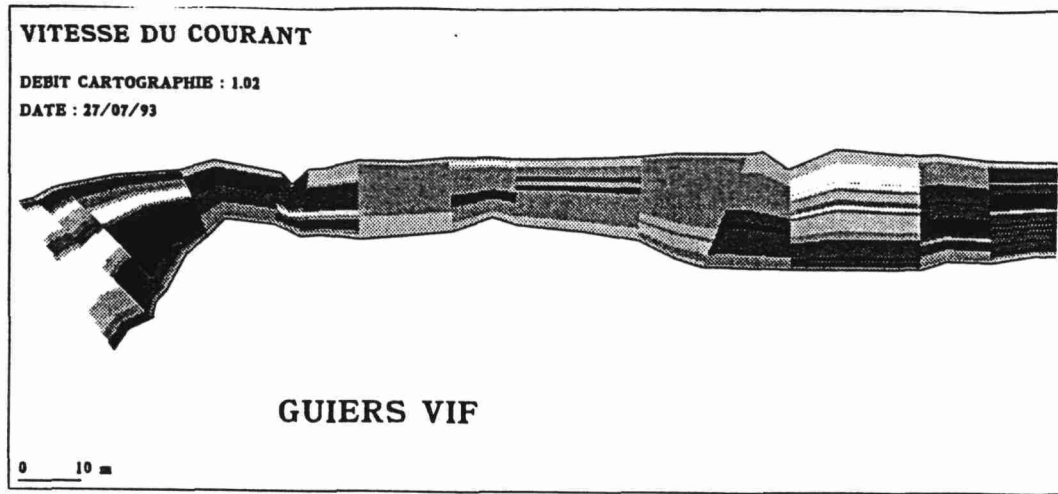


Figure 4.7 : Cartographie des vitesses sur le Guiers vif (station de référence) et sur le Guiers Mort aval (station aménagée).

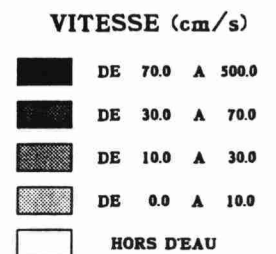
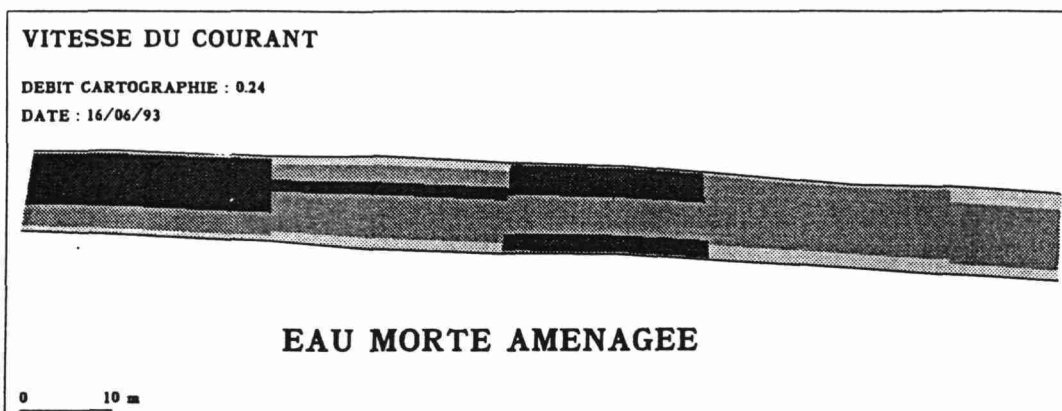
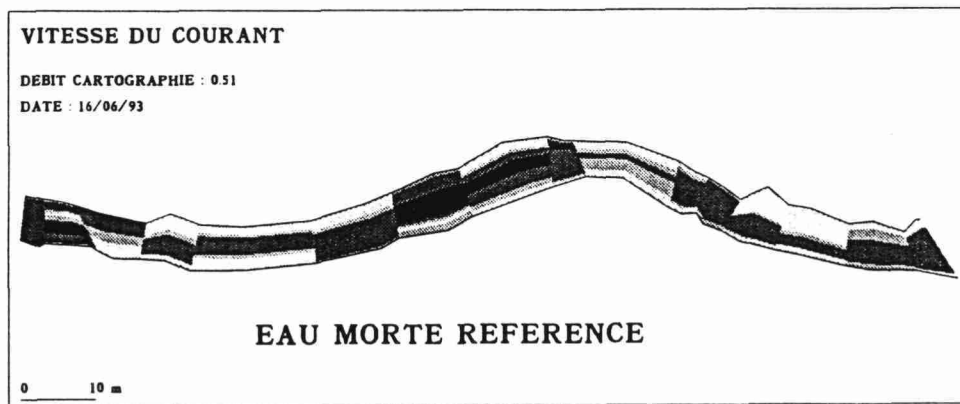


Figure 4.8 : Cartographie des vitesses sur la station de référence et la station aménagée de l'Eau Morte.

FACIES D'ECOULEMENT

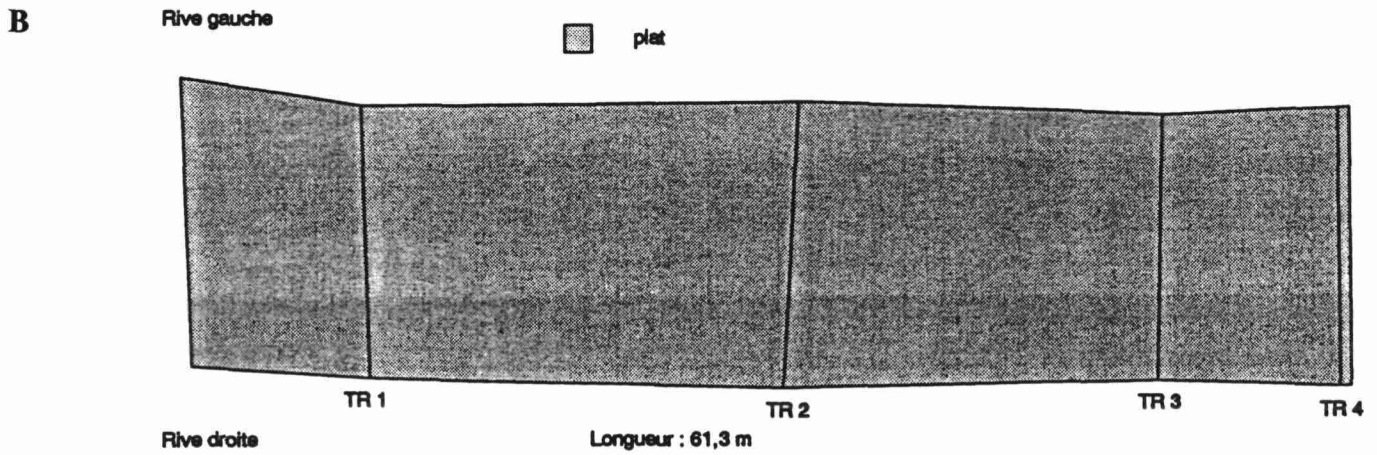
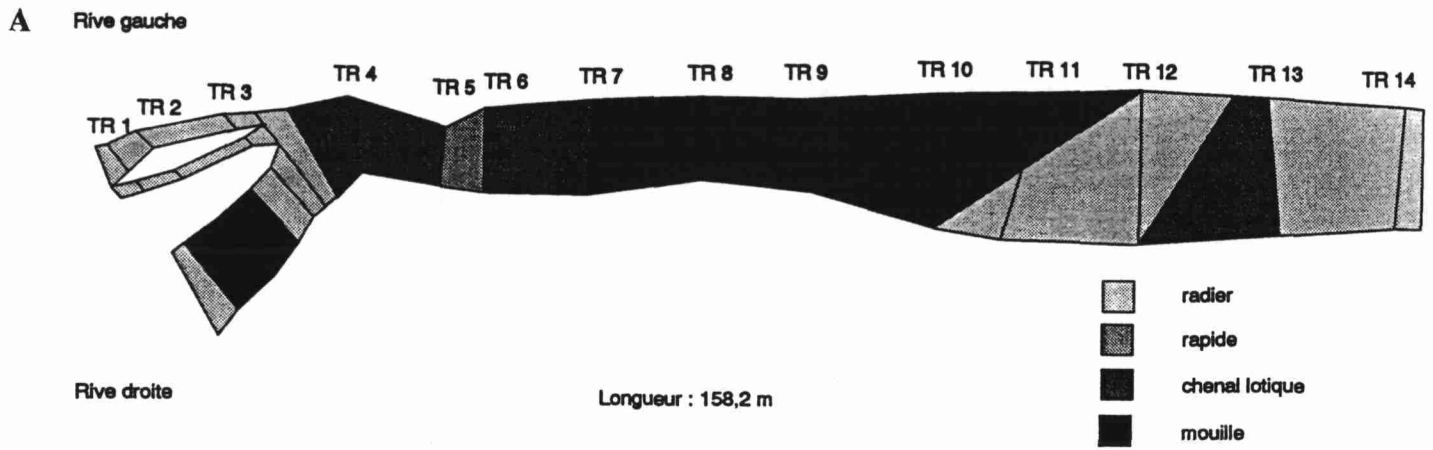


Figure 4.9 : Cartographie des faciès d'écoulement sur le Guiers vif (station de référence : A) et sur le Guiers Mort aval (station aménagée : B).

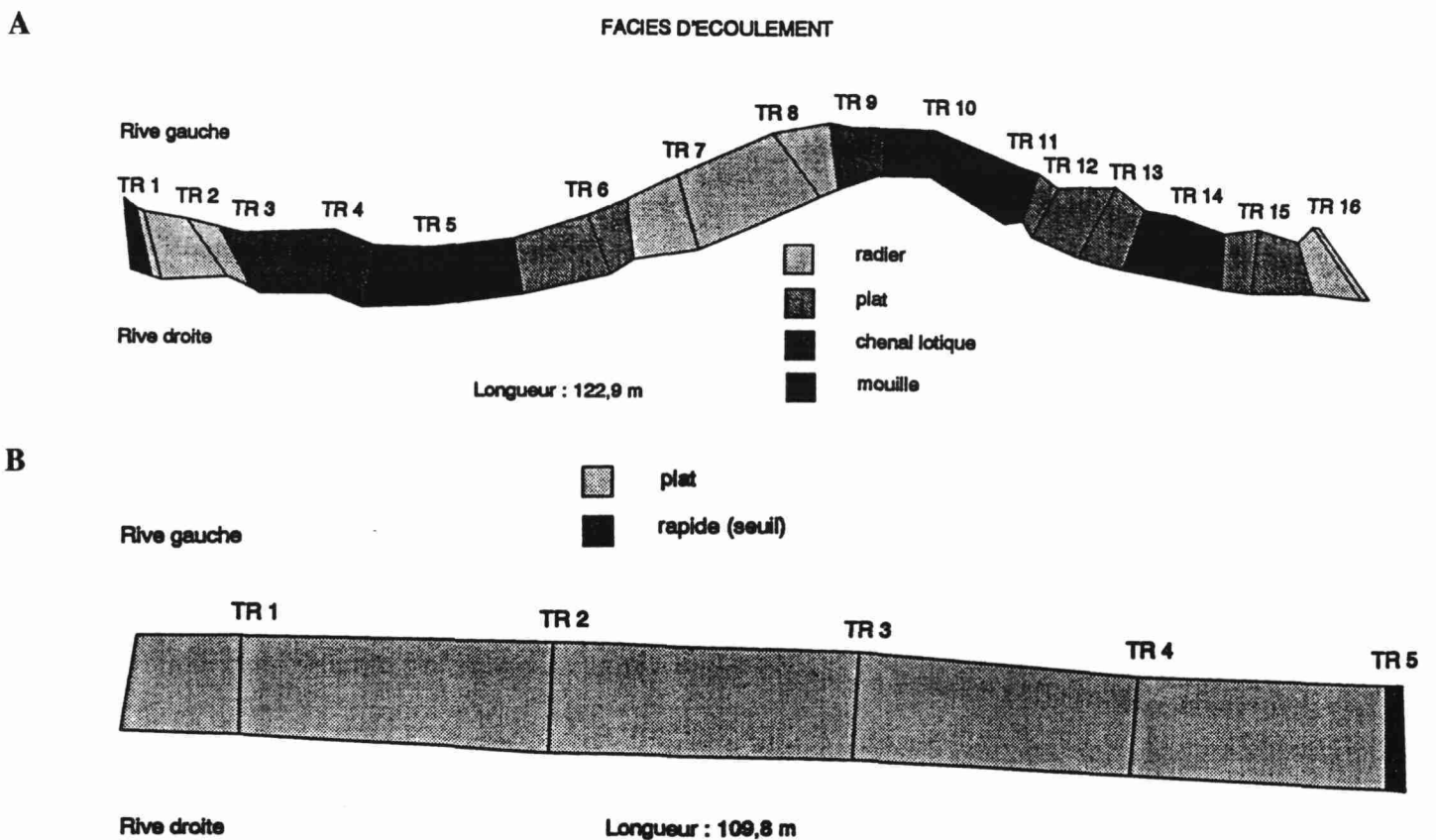


Figure 4.10 : Cartographie des faciès d'écoulement sur la station de référence (A) et la station aménagée (B) de l'Eau Morte.

Destructuration du substrat

(recalibrage, rectification, endiguement, curage, dragage)

Des altérations du substrat des rivières soumises à chenalisation ont souvent été rapportées mais rarement quantifiées. La **modification majeure** observée est la **mise en place d'une granulométrie très uniforme, tant longitudinalement que transversalement**, du fait de l'homogénéité des vitesses et des profondeurs (LASER *et al.* 1969, GRISWOLD *et al.* 1978, WHELAN *et al.* 1980).

Une autre modification fréquente est la **déstabilisation des éléments du substrat**, suite à l'augmentation des pentes du fond et de la ligne d'énergie, surtout pour des rivières situées dans des plaines alluviales où le diamètre moyen des éléments minéraux disponibles est relativement faible (WASSON *et al.*, 1984). Dans le cas contraire, on peut assister à la formation d'un pavage très stable après élimination des éléments les plus fins (BROOKES, 1988).

En ce qui concerne le **dépôt de fines** (limons, argiles, matière organique), les scénarios sont variés et dépendent des vitesses dans les segments aménagés et à l'aval, de la granulométrie grossière permettant le piègeage, du régime des crues permettant le "nettoyage", etc...

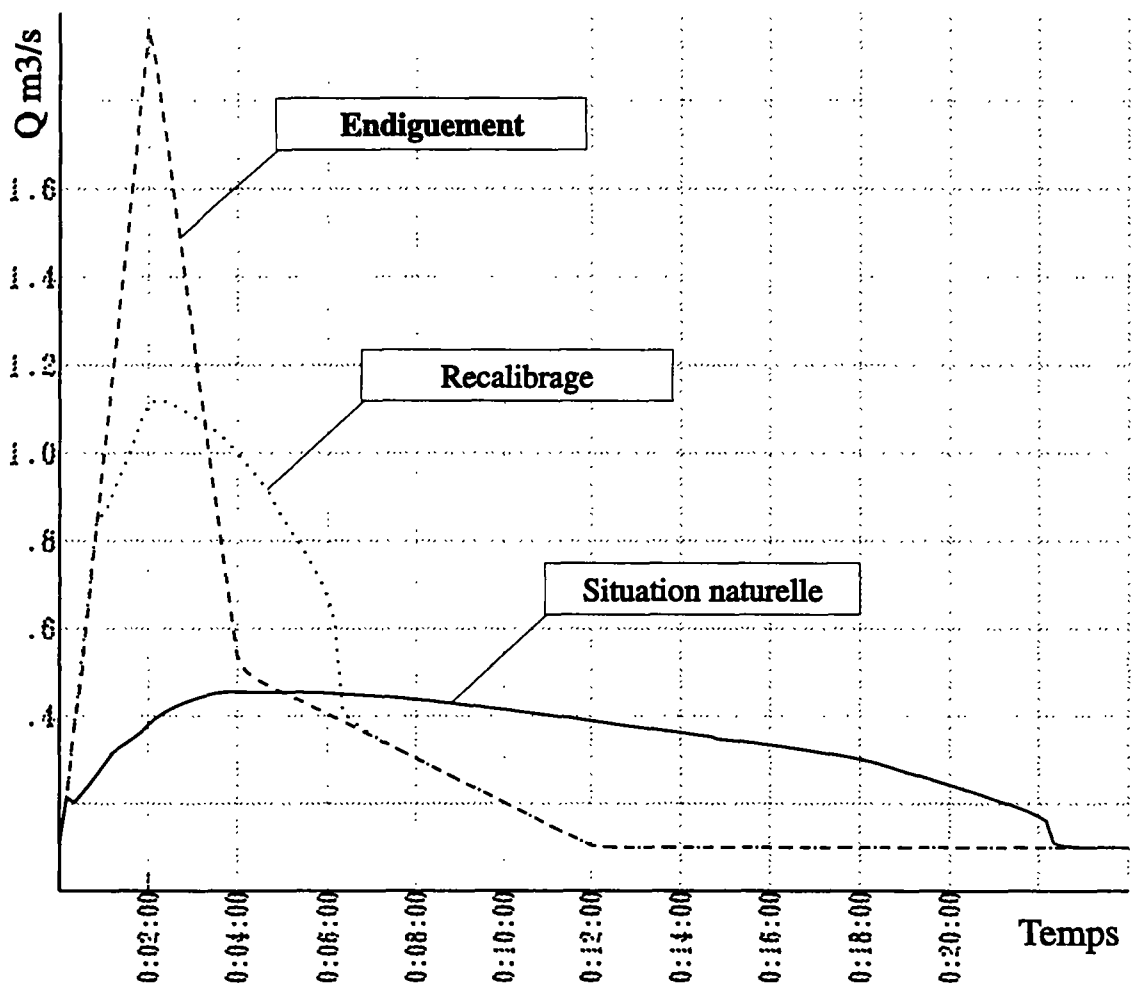
Très souvent, lors des travaux, une grosse quantité de fines provenant de la sous-couche d'armure est mise en mouvement et va se déposer dans des zones calmes à l'aval. Cet "effet chantier" peut disparaître après la première crue. Mais lorsque des processus d'érosion entrent en action, il s'ensuit très généralement un effet à long terme de colmatage de tous les faciès lenticulaires et de bordure à l'aval en période d'étiage.

Accentuation des hydrogrammes

(recalibrage, rectification, reprofilage, endiguement, rescindement)

Le fait de réduire la longueur développée du cours d'eau et d'empêcher les débordements provoque une accélération du transit et peut alors contribuer à des crues encore plus catastrophiques à l'aval. Cet effet pervers d'un aménagement antérieur est mentionné dans de nombreuses études (figure 4.11).

Les débordements dans le lit majeur, outre leur effet tampon sur l'écoulement des crues, permettent aussi la recharge des nappes phréatiques d'accompagnement du cours d'eau qui, dans certains cas, augmentent le débit d'étiage par leur restitution estivale.



Ces hydrogrammes sont le résultat d'une simulation sur modèle numérique : deux aménagements ont été testés. Le premier consiste à isoler une zone d'épandage par un endiguement. Le second consiste à simuler le recalibrage du lit de la rivière (élargissement et approfondissement). Cette simulation a été réalisée par O. GILARD, Cemagref div. Hydrologie-Hydraulique.

Figure 4.11 : Effets des aménagements sur les hydrogrammes de crue

D'une manière globale et quel que soit le type de rivière concerné, il semble que les conséquences hydrologiques de la chenalisation soient souvent les mêmes, à savoir **une réduction des débits d'étiage et une augmentation des pics de crue.**

*Disparition des structures d'abri
(recalibrage, rectification, reprofilage, entretien)*

La plupart des études concernant l'impact morpho-écologique des aménagements de type chenalisation, font état de pertes drastiques de toutes les formes d'abris, et particulièrement les blocs et rochers, les excavations sous berges et les structures végétales (ELSER, 1968, PORTER, 1978, SCHMAL et SANDERS, 1978).

Il est important de signaler que les opérations d'entretien s'accompagnent généralement de la disparition de toutes les structures végétales formant abri dans les lits mineurs et souvent aussi dans les lits moyens jusqu'à la limite du débordement.

IV.2. Conséquences globales de la chenalisation.

Globalement, l'impact majeur et le plus fréquent de la chenalisation, est la mise en place d'une morphologie homogène, totalement opposée à celle, diversifiée, des cours d'eau naturels. Ce qui se traduit directement par une homogénéisation des conditions d'écoulement.

Parallèlement, la chenalisation se traduit par la **disparition des structures d'abris**. Ceci concerne aussi bien les **macro-structures** (faciès mouilles) que les **singularités ponctuelles** (blocs, embâcles, etc ...), et le couvert végétal de bordure.

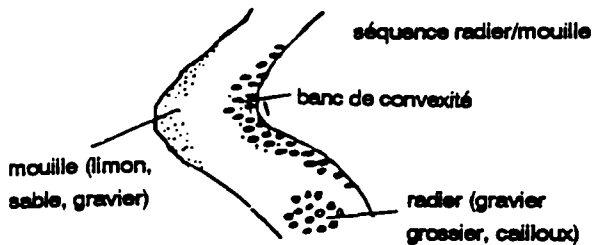
La figure 4.12 compare schématiquement la physionomie d'un segment de cours d'eau "naturel", offrant des conditions d'habitat diversifiées et une alternance de radiers et de mouilles avec celle d'un segment "artificialisé" (rectifié, recalibré, reprofilé), montrant très clairement l'homogénéisation de l'habitat.

Une conséquence directe et constante de cette homogénéisation est l'**aggravation des conditions physiques au cours des épisodes critiques du cycle hydrologique** que sont les **crues** et les **étiages**.

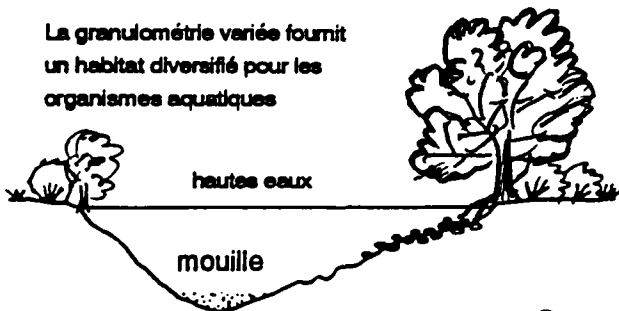
LIT NATUREL



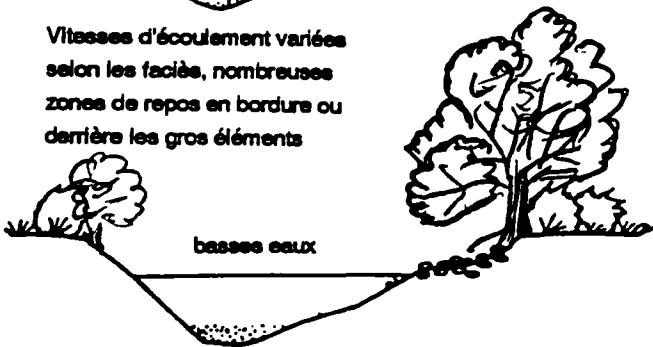
Bonnes valeurs de température, ombrage adéquat, abris pour les poissons, peu de variabilité des températures, apports abondants en feuilles (mat. org.)



La granulométrie variée fournit un habitat diversifié pour les organismes aquatiques



Vitesses d'écoulement variées selon les faciès, nombreuses zones de repos en bordure ou derrière les gros éléments

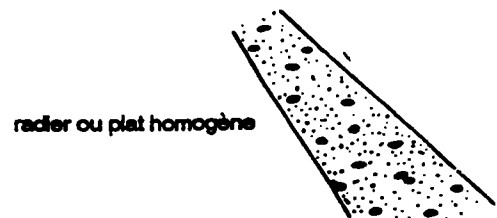


Profondeurs suffisantes pour les poissons et les autres organismes aquatiques en saison sèche

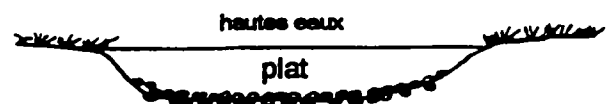
LIT AMENAGE



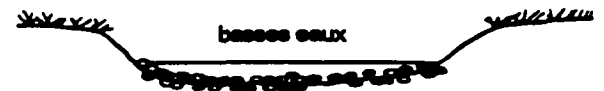
Augmentation des températures en été, pas ou peu d'ombrage, pas d'abris pour les poissons, fortes fluctuations de température, peu de fourniture en feuilles



La faible diversité granulométrique réduit les types d'habitats; peu d'organismes aquatiques



Vitesses souvent trop élevées pour un maintien des organismes aquatiques. Peu de zones de repos



Profondeurs insuffisantes. Seules quelques espèces adaptées peuvent survivre

Figure 4.12 : Comparaison entre la morphologie et les paramètres hydrodynamiques sur un segment naturel et chenalisé d'après CORNING (1975).

En crue, l'accélération et surtout l'homogénéisation des vitesses, la disparition des abris, la déstabilisation plus fréquente du substrat sont autant de facteurs aggravants. A l'étiage, l'étalement de la lame d'eau avec réduction des vitesses et disparition des mouilles est extrêmement pénalisante pour les poissons.

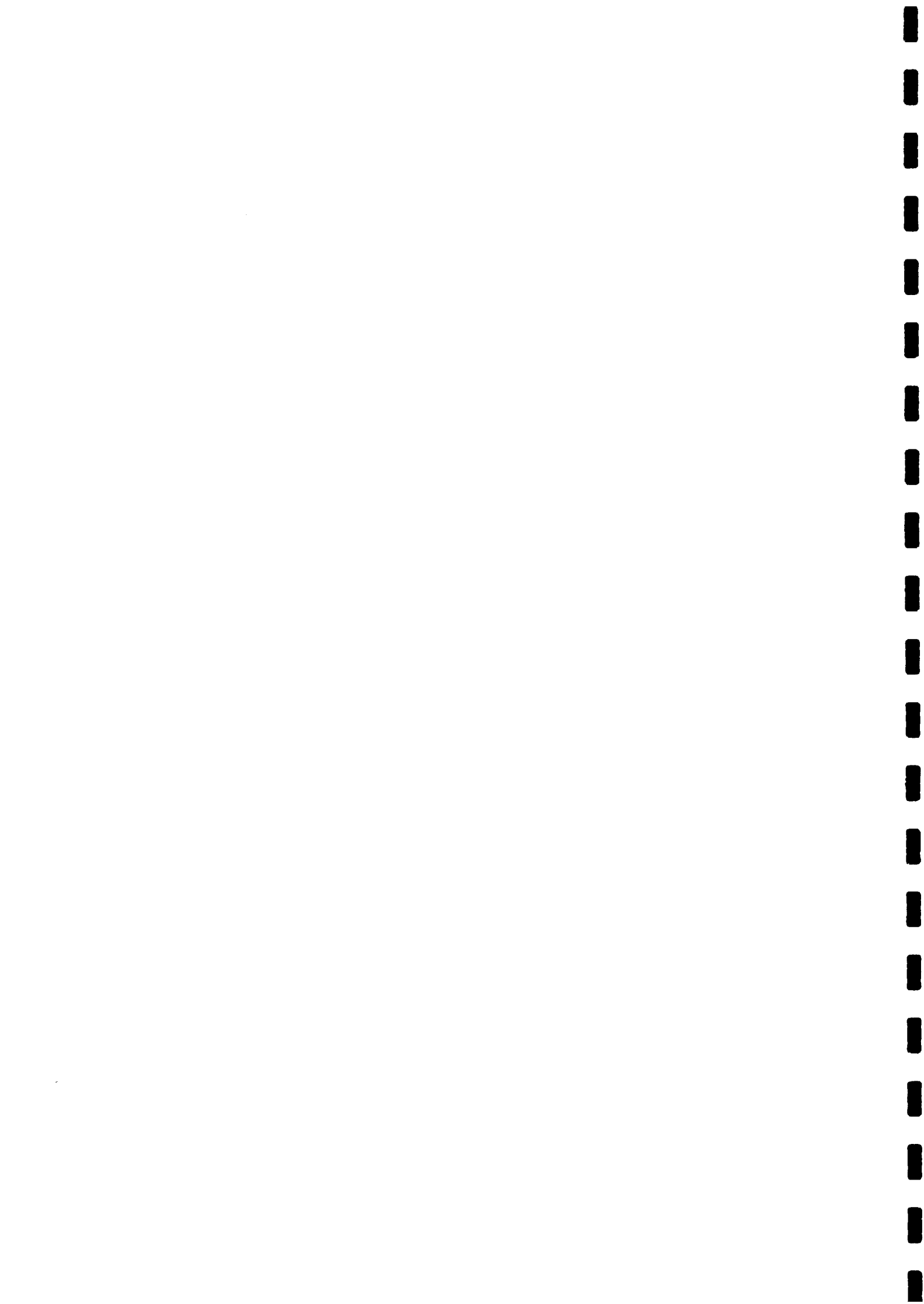
De plus un certain nombre d'effets induits viennent aggraver les conditions de milieu : **augmentation des écarts thermiques**, les températures pouvant dépasser les seuils critiques en été, ou la prise en glace devenir plus fréquente. **L'augmentation de l'éclairement** peut conduire à la potentialisation des phénomènes d'eutrophisation.

Au niveau du **substrat** les manifestations les plus fréquentes sont d'une part une **déstabilisation induisant des remaniements plus fréquents**, voire permanents jusqu'à obtention d'une structure stable, et très généralement un **colmatage par des fines dans les zones calmes**.

Enfin un point très important est la **perte de connectivité transversale** entre le chenal et le lit majeur. Les ouvrages transversaux de stabilisation qui accompagnent fréquemment la chenalisation aboutissent également à une **diminution de la continuité amont-aval**.



**V. LA RÉMANENCE DES IMPACTS : RÉVERSIBILITÉ
ET IRRÉVERSIBILITÉ**



V - LA RÉMANENCE DES IMPACTS : RÉVERSIBILITÉ ET IRRÉVERSIBILITÉ

V.1. Réversibilité d'un aménagement

Un point essentiel dans l'évaluation des impacts liés aux aménagements de rivière concerne la durée pendant laquelle les effets de l'intervention se feront sentir, autrement dit le degré de réversibilité des modifications imposées. Nous distinguerons :

* des *effets réversibles* : si les processus de réajustement permettent à la rivière de retrouver sa morphologie antérieure dans un laps de temps relativement court (à l'échelle humaine);

* des *effets irréversibles* : si seul un évènement naturel exceptionnel permettrait un retour aux conditions antérieures. Par exemple, un endiguement maçonné, qui ne pourra être détruit ou contourné que dans des circonstances hydrologiques extrêmement rares.

Un équilibre de nature énergétique

Les paramètres qui déterminent la capacité de réajustement d'un cours d'eau sont les variables de contrôle présentées au chapitre II, plus ou moins modifiées par l'artificialisation du milieu. Le régime hydrologique, notamment le débit des crues morphogènes (variable indépendante Q) et la pente de la vallée, déterminent l'énergie potentielle en crue du cours d'eau, c'est à dire sa capacité à mobiliser les matériaux du lit.

Cette énergie potentielle (EP) est calculée comme suit :

$$EP = \gamma Q_{pb} S \quad \text{exprimée en watt.m}^{-1}$$

où γ est le poids volumique de l'eau ($\gamma = \rho g$)

Q_{pb} le débit de pleins bords et

S la pente de la vallée.

L'énergie potentielle est souvent ramenée à une énergie potentielle spécifique (EPS) par unité de largeur (w) :

$$EPS = \gamma Q_{pb} S.w^{-1} \quad \text{exprimée en watt.m}^{-2}$$

Le débit de plein bord (Q_{pb}) peut être évalué à partir de la géométrie du lit et d'une estimation de la rugosité selon des formules classiques en hydraulique. Lorsque cette géométrie n'est pas connue, on peut *en première approximation* utiliser les débits de crue de fréquence 1 ou 2 ans qui correspondent *en moyenne* à la période de retour du débit de plein bord (voir chapitre II).

Les matériaux du lit proviennent :

- de la **charge solide** (variable de contrôle Q_s), qui varie selon la géologie du bassin versant et l'occupation des sols,
- de l'**érosion du fond et des berges**, qui dépend de la **cohésion des matériaux**, elle-même liée à la nature des sédiments (depuis la roche mère jusqu'aux sédiments fluviaux non cohésifs). Le degré de **végétalisation des berges** intervient très fortement dans leur cohésion. Bien évidemment, les **ouvrages stabilisateurs** (seuils, protections de berges, épis) sont là pour modifier la cohésion ou l'érodabilité des matériaux alluvionaires.

C'est de l'**équilibre entre cette énergie potentielle**, qui représente la puissance du cours d'eau, et la **cohésion du substrat** et des berges que dépend la **capacité de réajustement** du système.

V.2. L'existence de seuils d'irréversibilité

Le rôle de l'énergie potentielle spécifique (EPS) dans la mise en route d'un processus d'ajustement morphologique suite à une intervention a été clairement démontré par BROOKES (1988). Les figures 5.1 et 5.2 présentent les réponses de cours d'eau de Grande-Bretagne et du Danemark à des interventions de type réalignement/rectification. On constate qu'en dessous d'un **seuil d'énergie potentielle spécifique (EPS) de 35 W.m^{-2}** , les cours d'eau n'ont pas présenté de réponses morphodynamiques. Au delà de 100 W.m^{-2} les cours d'eau rectifiés ont tous retrouvé une partie de leur sinuosité. Ainsi la **rémanence de l'impact d'un aménagement** peut être directement reliée à l'énergie potentielle du cours d'eau.

Une forte EPS permettra au cours d'eau, en l'absence de structures de stabilisation du lit et des berges, de retrouver assez rapidement une morphologie proche de leur état d'équilibre. En revanche la morphologie imposée par l'aménagement persiste durablement dans les lits des cours d'eau à faible EPS.

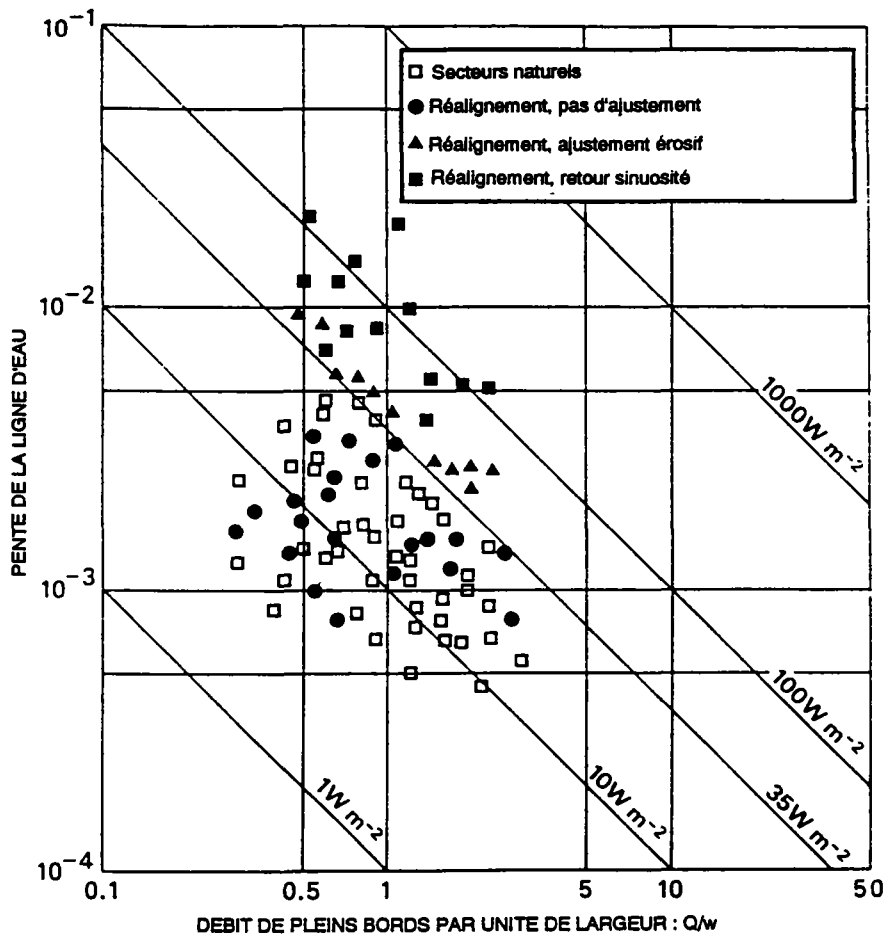


Figure 5.1 : Exemples de réajustements consécutifs à des travaux de rectification sur des cours d'eau danois. Chaque site est caractérisé par son débit de pleins bords par unité de largeur et par la pente du lit (ce qui permet de tracer les droites d'énergie potentielle spécifique) (BROOKES, 1988).

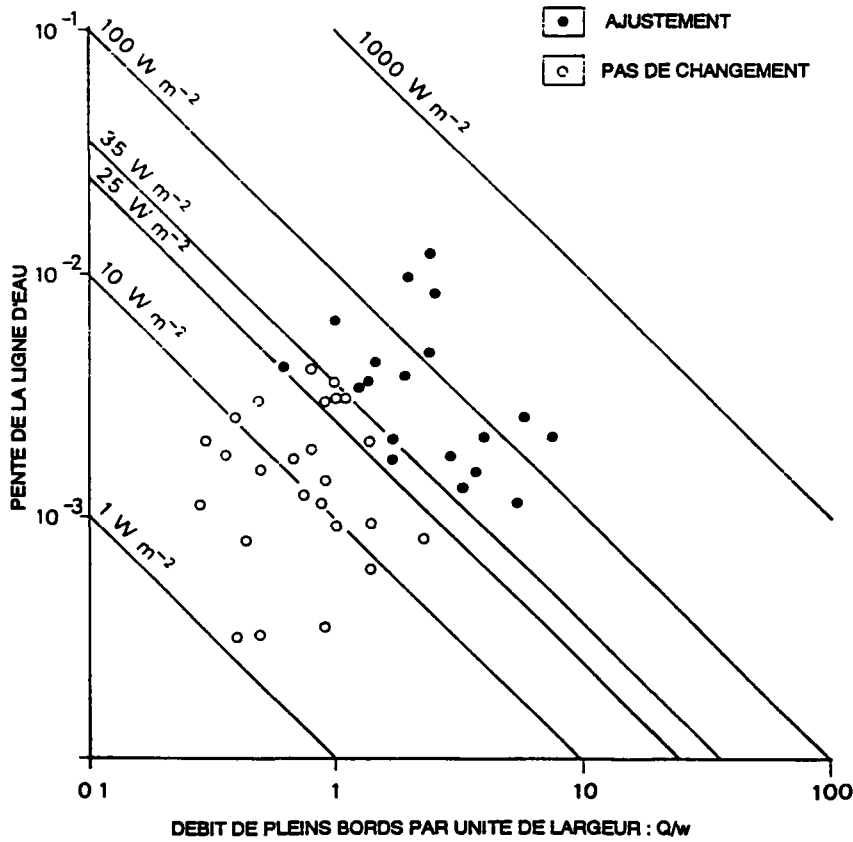


Figure 5.2 : Relation entre le débit de pleins bords par unité de largeur, la pente du lit et les ajustements observés au Royaume Uni suite à des interventions de type chenalisation (BROOKES, 1988).

Temps de réajustement morphologique du cours d'eau

Nous entendons par **temps de réajustement** la période nécessaire au cours d'eau pour retrouver une morphologie correspondant à l'état moyen dans un stade d'équilibre dynamique en conditions naturelles. Ce temps dépend du nombre de crues efficaces pouvant modifier la morphologie des segments concernés.

Les données permettant d'évaluer un temps de réajustement sont très rares. Toutefois le seuil d'EPS de 35 W.m^{-2} proposé par BROOKES permet de distinguer les systèmes à faible énergie dans lesquels toute intervention présente un caractère d'irréversibilité. Au delà de ce seuil, il existe vraisemblablement une large gamme de réponses selon que le cours d'eau dispose de 100 ou de 1000 W.m^{-2} . Entre 35 et 100 W.m^{-2} le risque d'irréversibilité est significatif, et dépend probablement de la cohésion des matériaux des berges.

Ainsi, en croisant simplement la nature de l'intervention, selon la classification retenue (chapitre III) et l'énergie potentielle du cours d'eau, il est possible d'évaluer la réversibilité d'un aménagement, à partir d'une estimation du temps de réajustement:

- **rapide** : de l'ordre de quelques années pour l'entretien léger;
- **lent** : de l'ordre de la dizaine d'années pour les terrassements sur les cours d'eau dont l'énergie est suffisante ($\text{EPS} > 35 \text{ W.m}^{-2}$). Il est clair que l'EPS réelle et l'intensité de l'intervention conditionneront le temps de réajustement effectif;
- **très lent** : de l'ordre de la trentaine d'années; les cours d'eau à faible énergie connaîtront des temps de réajustement très lents suite à des terrassements de type curage, recalibrage simple ou reprofilage; des réajustements très lents peuvent aussi être liés à des ouvrages (seuils, épis, protections ponctuelles des berges et du fond) sur des cours d'eau à énergie moyenne à forte;
- **irréversible** (de l'ordre du siècle) : un recalibrage complet avec rectification sur un cours d'eau à faible énergie peut avoir des impacts extrêmement durables à l'échelle humaine; de même un endiguement étroit et maçonné sera irréversible à cette échelle de temps, même sur un cours d'eau à forte énergie. Il est évident qu'à très long terme, même une digue en béton peut être contournée ou détruite lors d'évènements hydrologiques majeurs.

Le tableau suivant résume ces notions.

Nature de l'intervention :	Travaux d'entretien	Terrassements lourds	Structures de stabilisation
Energie en crue FORTE EPS > 35 W.m ⁻²	Rapide (2-10 ans)	assez rapide à lente	très lent à irréversible
FAIBLE EPS < 35 W.m ⁻²	rapide à lent	très lent à irréversible	irréversible (>100 ans)

Tableau 5.I : Réversibilité (temps de réajustement) d'un aménagement en fonction de l'énergie potentielle spécifique du cours d'eau et de la nature de l'intervention

V.3. Régionalisation de l'énergie potentielle

Nous avons vu qu'il est possible de régionaliser statistiquement, en fonction du rang du cours d'eau, les paramètres largeur du lit et pente de la vallée (chapitre II, figure X). Nous avons là deux des principaux déterminants de l'énergie potentielle ; il manque toutefois le paramètre essentiel que constitue le débit plein bord. Si une mesure directe est difficilement réalisable à cette échelle, une approche indirecte à partir des débits de crue de fréquence 1,5 à 2 ans permet une approximation suffisante pour déterminer un ordre de grandeur. Cette approche hydrologique en cours permettra de régionaliser véritablement l'énergie potentielle à l'échelle du bassin de la Loire.

Les premiers tests réalisés montrent déjà que tous les cours d'eau du département de l'Indre et Loire ont une énergie inférieure à 20 W.m⁻², alors que tous ceux de la Haute-Loire disposent de plus de 100 W.m⁻² (PAREDES, 1992). Même des rivières comme la Creuse et la Vienne, malgré leur alimentation par le Massif Central, développent moins de 30 W.m⁻² au niveau du Bec de Vienne pour des débits de plein bord estimés respectivement à 500 et 600 m³.s⁻¹ (MALAVOI, 1994). Ceci laisse à penser que la grande majorité des cours d'eau de la région morphologique sédimentaire, ceux qui justement sont le plus systématiquement chenalés, (chapitre III, figure 3.6) restent en-deçà du seuil de 35 W.m⁻². En d'autre terme, sur plus de 50% des 117.000 km² du bassin de la Loire, toute intervention de type chenalisation, même par simple terrassement, s'avère probablement irréversible selon des processus naturels.

V.4. Artificialisation et restauration

Les concepts d'état de référence et d'artificialisation des écosystèmes d'eau courante ont été largement exposés dans un précédent rapport (WASSON 1992), en distinguant des milieux originels, naturels et plus ou moins artificialisés. Ces distinctions ne font pas seulement référence à la morphologie du lit, mais il est clair que l'état d'entretien ou d'aménagement joue un rôle central pour définir le degré d'artificialisation d'une rivière. Nous pouvons donc préciser pour l'aspect purement morphologique à quoi correspondent ces différents états (modifié d'après WASSON 1992) :

ORIGINEL : Rivière "sauvage". Les modifications anthropiques du bassin versant ont un impact négligeable sur le fonctionnement morphodynamique. Absence d'entretien de la végétation rivulaire : embâcles, débris ligneux. Migrations latérales possibles par érosion. Rivière en équilibre dynamique.

NATUREL : Rivière "entretenu". Modifications significatives du bassin versant et de la rivière par les activités humaines, mais la morphologie résultante est non discordante et réversible par rapport au type originel. La morphologie est stabilisée autour de la forme moyenne du type originel par contrôle local de l'érosion des berges (empièchement), entretien d'une végétation rivulaire spontanée (essartage, récépage, pastoralisme), enlèvement des embâcles. Eventuellement endiguement large du lit majeur, permettant le maintien de la dynamique fluviale et des champs d'inondation. Connectivité latérale maintenue.

ARTIFICIALISÉ : rivière "aménagée", "domptée", "fleuve automatisé" ... Les activités humaines induisent d'importantes modifications des apports du bassin versant (flux hydriques et sédimentaires) et dans le même temps la rivière est touchée par des aménagements directs empêchant le déroulement des processus d'ajustement. La morphologie résultante est contrainte et stabilisée dans une forme discordante, éloignée du type originel ou naturel. Par exemple : endiguement étroit du lit majeur, chenalisation par succession d'aménagements contigus avec structures stabilisatrices. Profils en long et en travers modifiés. On distinguera plusieurs degrés d'artificialisation selon l'étendue des zones modifiées, le degré de discordance et la réversibilité de l'aménagement.

Ce concept cherche à traduire le fait que, en France et dans la plupart des pays européens, un cours d'eau actuellement perçu comme "naturel" correspond en réalité à une situation d'équilibre énergétique entre l'homme et la rivière. C'est le résultat d'une interaction séculaire entre un système qui possède sa propre dynamique et une population humaine dont la capacité d'action est limitée par la disponibilité des sources locales d'énergies renouvelables. Comparée à la puissance des rivières, cette énergie est alors insuffisante pour que l'homme puisse les contraindre de manière excessive.

Généralement l'artificialisation d'un cours d'eau est liée à une utilisation massive d'énergie fossile, et la valeur écologique du système diminue dans les mêmes proportions. Il y a donc là encore un **équilibre de nature énergétique à respecter, entre l'énergie que l'homme utilise pour modifier et contraindre la rivière, et l'énergie dont la rivière dispose pour maintenir une morphologie en équilibre.**

Il y a **réversibilité quasi totale entre l'état naturel et l'état originel** (figure 5.3). Un cours d'eau que l'homme cesse d'entretenir régulièrement tend à rétablir sa dynamique et à évoluer vers sa forme originelle. Un tel milieu est culturellement perçu comme "abandonné", voire "hostile", ce qui est compréhensible, mais aussi "dégradé", ce qui confirme bien la perception anthropocentrique de la "nature". En effet, ce sentiment de dégradation repose généralement sur le constat d'une raréfaction des truites dans les rivières à faible pente où elles sont favorisées par l'entretien, voire simplement d'une diminution des captures à cause d'un accès plus difficile. En terme de fonctionnement, le type originel correspond à une dissipation régulière de l'énergie cinétique, et généralement à une diversité d'habitat maximale.

L'artificialisation du lit peut s'avérer irréversible selon des processus naturels. Dans une telle situation, seule la restauration du milieu par une action humaine volontaire, permet le retour à une morphologie en équilibre en rétablissant la dynamique naturelle du cours d'eau. Ce n'est pas toujours possible, notamment lorsque la rivière a profondément incisé son lit et que les sources de sédiments sont taries (SCHUMM *et al.*, 1984).

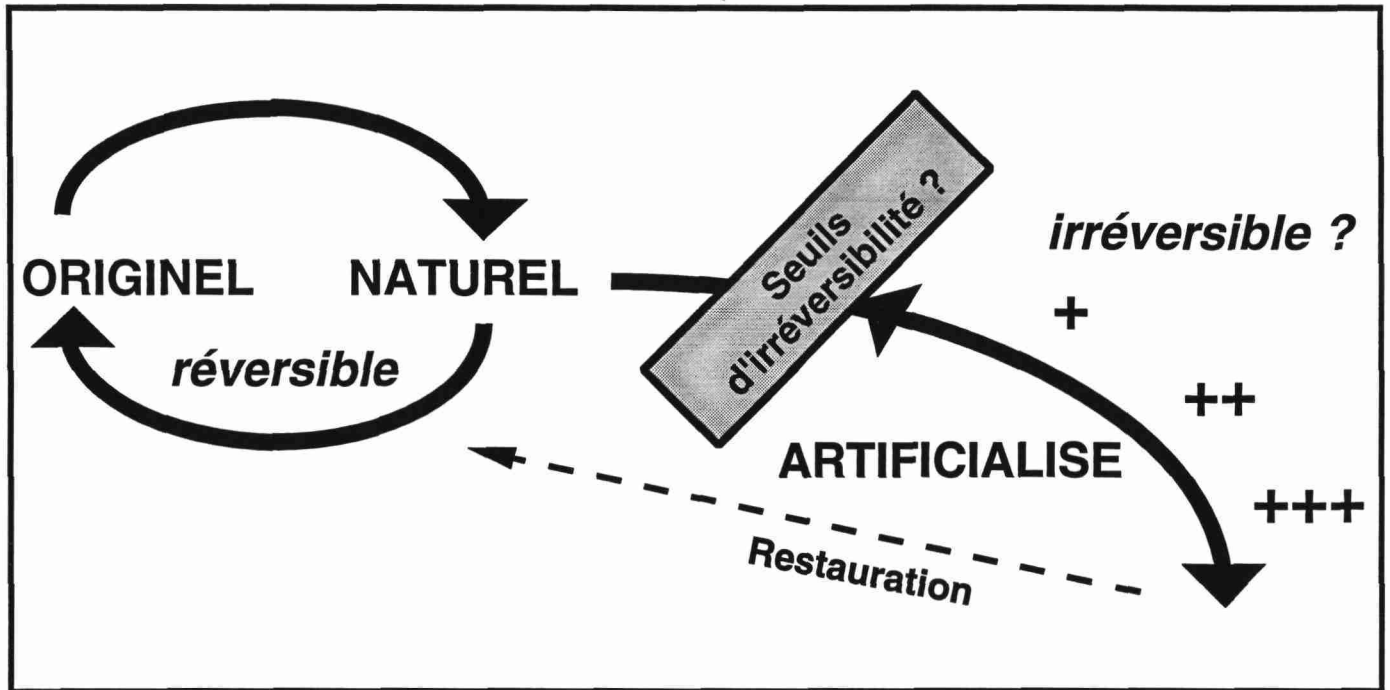


Figure 5.3 : Etat d'un écosystème et réversibilité

Généralement l'artificialisation d'un cours d'eau entraîne une diminution de la valeur écologique du système. Il y a réversibilité rapide entre l'état naturel et l'état originel, mais l'artificialisation peut s'avérer irréversible, sauf à envisager une restauration volontaire, pas toujours possible (WASSON, 1992).

VI. IMPACTS SUR LE FONCTIONNEMENT ECOLOGIQUE



VI - IMPACTS SUR LE FONCTIONNEMENT ECOLOGIQUE

Les objectifs hydrauliques visés par les aménagements sont le plus souvent atteints, et cela se traduit par l'accélération de l'écoulement, un surdimensionnement du lit, une réduction de la diversité des mosaïques d'habitat, la disparition des structures d'abris, la réduction des connexions avec le lit majeur. C'est l'ensemble de ces modifications physiques que nous englobons sous le terme de **chenalisation**.

La première partie de ce rapport a rappelé les processus physiques mis en jeu. Ces modifications déclenchent des ajustements morphologiques sur toute la rivière. Certains dysfonctionnements physiques peuvent avoir des conséquences négatives en terme d'usage. Vitesses plus rapide, donc plus d'énergie, et érosion accrue à l'amont, débordements plus fréquents et sédimentation à l'aval, justifiant à leur tour une véritable spirale de nouveaux aménagements. Ces inconvénients sont bien connus des techniciens; peut-être serait-il temps d'en avertir clairement les élus.

Des mécanismes spécifiques et complexes nécessitant des méthodes adaptées.

Les effets écologiques sont parfois insidieux et complexes à analyser, car ils peuvent se manifester à l'occasion d'épisodes critiques, ou suivre une phase d'ajustement morphodynamique. Les conséquences peuvent alors apparaître assez loin de leur cause dans l'espace ou dans le temps. Généralement il y a concordance entre l'aménagement et l'impact, mais la nature des altérations engendrées, qui touchent plus la structure quantitative et fonctionnelle des peuplements que leur composition spécifique, diffère très nettement des effets des pollutions. De ce fait, les méthodes standardisées d'évaluation de la qualité des milieux sont rarement adaptées pour diagnostiquer les effets des aménagements.

VI.1. L'interdépendance des facteurs clés amène une réponse complexe à l'échelle des organismes

Du fait de l'interdépendance des facteurs clés qui les contrôlent (figure 1.1) les organismes ne sont pas affectés seulement par la modification de leur habitat, mais aussi indirectement du fait des repercussions sur les autres facteurs de leur environnement.

Par exemple, l'accélération de l'écoulement suite à un rescindement se traduira par une raréfaction des habitats lenticques, mais aussi par une meilleure disponibilité en oxygène lorsque la rivière est plus ou moins polluée, comme c'est souvent le cas.

Au niveau de la communauté d'invertébrés, ceci se traduira par une disparition des organismes associés aux habitats lenticques (zones calmes) au profit d'autres préférant le courant (espèces rhéophiles). Très souvent, ce changement qualitatif s'accompagne d'une réduction de l'abondance des organismes, qui peut s'avérer drastique lorsque le substrat de la rivière est déstabilisé. Mais comme les espèces rhéophiles, sensibles à l'oxygénation, sont considérées comme indicatrices d'un milieu de bonne qualité, ces perturbations graves ne sont pas réellement mises en évidence par les indices dits de "qualité biologique" utilisant les invertébrés comme indicateurs de pollution.

VI. 2 Les interactions entre compartiments font que l'ensemble du milieu aquatique est affecté : structures et processus.

Au niveau supérieur d'organisation, celui du milieu aquatique, le rôle central du compartiment habitat et les interactions entre l'habitat, les compartiments biologiques et la physico-chimie de l'eau font que l'ensemble du milieu aquatique est affecté. Il y a donc un changement global de structure du système.

A l'intérieur du milieu aquatique, toute la structuration des communautés vivantes s'inscrit nécessairement dans un cadre physique sur lequel les organismes ont peu de prise. Les seuls êtres vivants aquatiques qui interagissent significativement avec l'habitat en le modifiant sont les macrophytes qui ralentissent le courant et provoquent des dépôts limoneux. Mais ces macrophytes ne peuvent se développer que dans des conditions définies de lumière et d'écoulement, et ils sont donc eux-aussi soumis aux effets des aménagements.

Enfin, et c'est probablement le point le plus important, à ces structures physiques et biologiques correspondent des processus fonctionnels qui seront donc affectés. Or ces processus gouvernent l'évolution à la fois saisonnière et à long terme de l'écosystème rivière.

Les processus morphodynamiques fondamentaux ont été largement exposés dans la première partie. Ils aboutissent à l'équilibre dynamique de la rivière. Les impacts sur les processus hydrologiques ont également été mentionnés, avec pour conséquence une

accentuation de l'intensité des évènements hydrologiques critiques : crues plus brutales, étiages plus longs et sévères.

Une capacité d'autoépuration réduite

Les processus d'ordre physico-chimique tels que la réaération de l'eau, le bilan thermique, sont modifiés. Ceux-ci couplés avec des processus microbiologiques responsables de l'autoépuration déterminent in fine la qualité de l'eau de la rivière. Le bilan global est sensiblement plus complexe que ne le laisseraient supposer des modèles simplistes d'autoépuration utilisés en routine. Il est de plus en plus clairement établi que **la capacité globale d'autoépuration de la rivière dépend étroitement de l'intensité des échanges avec le sous-écoulement (VERVIER *et al.*, 1993), et donc là encore d'une morphologie hétérogène, notamment des alternances radiers/mouilles dans les rivières alluviales.**

Un fonctionnement trophique perturbé

Le réseau trophique des écosystèmes d'eau courantes repose pour une large part sur les apports externes de matière organique. La rétention et l'accumulation de débris végétaux (notamment les feuilles mortes), qui constituent une source essentielle de nourriture pour les organismes aquatiques, dépend également de la structure physique : substrat ouvert, pierres et blocs, branchages, calmes et zones mortes sont autant de structures de piégeage des débris qui seront ensuite transformés par des microorganismes et consommés par des invertébrés, participant ainsi à la diversification des niches écologiques et à la productivité globale de la rivière.

Globalement, **la biodiversité et la productivité du milieu peuvent être affectées par la disparition des apports exogènes (suppression des arbres) et des structures de rétention dans le chenal (rugosités).**

Les conditions d'habitat créées par la chenalisation sont plutôt propices au développement des végétaux aquatiques, algues et macrophytes. Ensoleillement plus important, faible profondeur, température diurne plus élevée, vitesses de courant moyennes et uniformes sont autant de facteurs favorables aux végétaux, surtout à l'étiage. Cette production primaire compense quantitativement la perte de matière organique, mais se traduit par un déséquilibre de la structure de la communauté (MARIDET, 1994 a), et une réduction de la diversité fonctionnelle (groupes trophiques, *sensu* CUMMINS, 1975).

Un risque accru d'eutrophisation

Dans le meilleur des cas, la diversité taxonomique se maintient, tant que le développement végétal n'affecte pas les caractéristiques physico-chimiques de l'eau. Mais dès que les apports en phosphore lèvent le principal facteur limitant de la croissance végétale, le phénomène est fréquemment amplifié au point d'induire des conséquences néfastes autant en terme d'équilibre écologique que d'usage de l'eau : c'est l'**eutrophisation**. Celle-ci se traduit par un dysfonctionnement du milieu : la production primaire en excès n'est pas consommée et s'accumule, tandis que la désoxygénation nocturne due à la biomasse végétale élimine de nombreuses espèces. **La probabilité d'apparition de phénomènes d'eutrophisation est généralement accrue dans les rivières chenalisées, tant que le substrat n'est pas déstabilisé ou colmaté.**

Une compétition plus sévère

Enfin, les interactions biotiques entre les organismes varient selon l'hétérogénéité et la variabilité de l'habitat physique. Dans un milieu homogène, lorsque les structures de refuge ou d'abri sont absentes, les processus d'exclusion de certaines espèces par d'autres plus compétitives pourront aller jusqu'à leur terme aboutissant ainsi à une réduction de la biodiversité (TOWNSEND, 1989).

Tous ces processus sont beaucoup plus difficiles à mesurer que les structures. Souvent nous ne disposons que de variables d'état (taux d'oxygène, d'ammoniaque, abondance des organismes) dont les variations résultent de phénomènes complexes. Il importe alors de dégager les tendances à long terme révélatrices d'une évolution des processus sous-jacents, ce qui va bien au delà de la simple confrontation à des normes d'usage ou de qualité.

VI.3. L'écosystème est affecté dans ses 4 dimensions. (figure 6.1)

Dans les dimensions longitudinales et transversales, les aménagements de rivières affectent les processus écologiques de plusieurs manières :

- *accélération des transferts* amont-aval de matière et d'énergie par la chenalisation,
- *ralentissement des circulations* de l'aval vers l'amont par les ouvrages transversaux,
- *isolement latéral* avec perte de connectivité hydraulique.

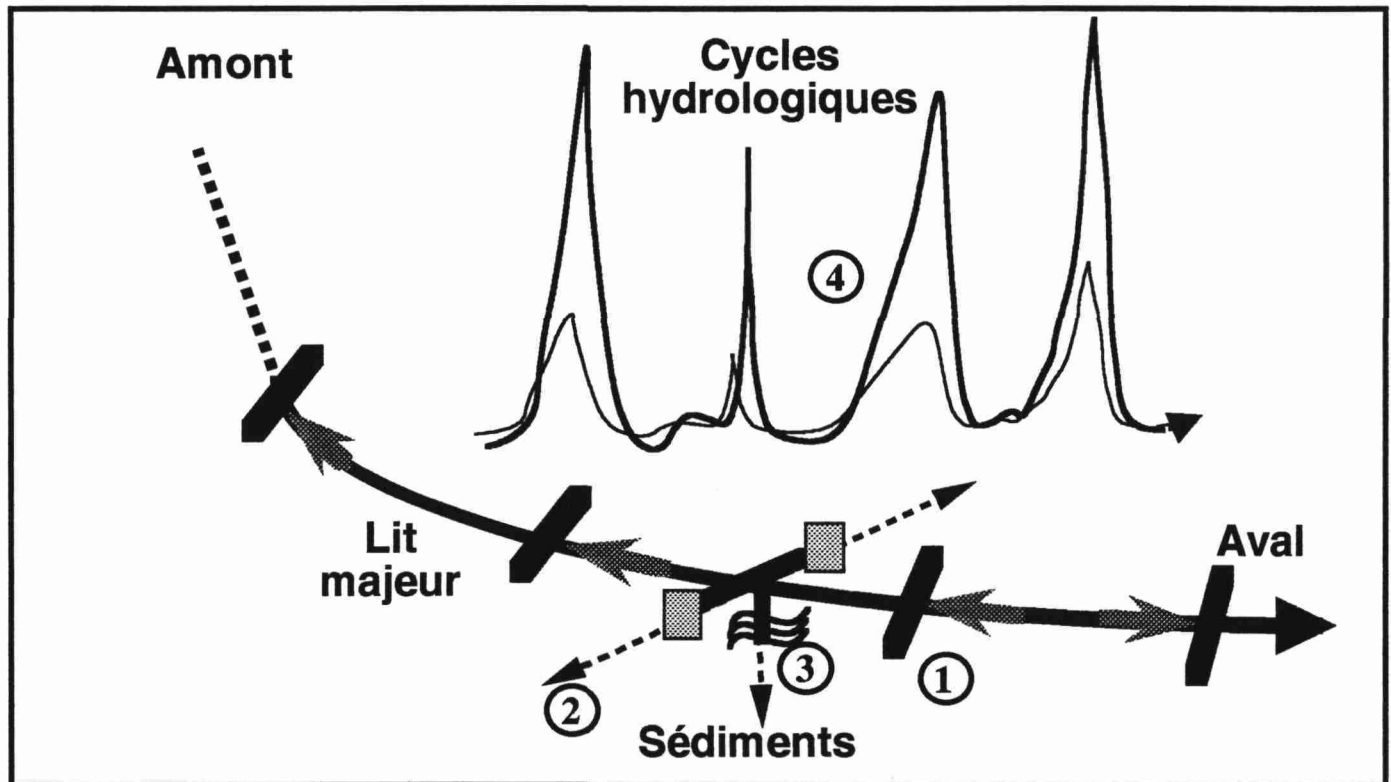


Figure 6.1 : Impacts écologiques de la chenalisation sur les 4 dimensions de l'écosystème d'eau courante : 1) longitudinale, 2) transversale, 3) verticale et 4) temporelle.

- ① Seuils, obstacles à la migration
- ② Isolement des annexes hydrauliques et de la végétation rivulaire
- ③ Colmatage ou enfouissement du lit
- ④ Accentuation des épisodes hydrologiques critiques

Des milieux confinés et fragiles

Les entraves à la circulation des poissons sont souvent évoquées pour l'accès aux frayères des grands migrateurs tels que le saumon. Mais ce problème doit être élargi à l'accès aux habitats de phase critique - refuges ou frayères - pour l'ensemble des poissons. Dans les zones amont des rivières, ces refuges ou frayères peuvent se situer dans des secteurs assez éloignés ou des affluents. Dans les zones aval, les zones humides alluviales et les annexes hydrauliques sont des habitats vitaux pour certaines espèces telles que le brochet qui se reproduit dans les prairies inondées.

La fragmentation longitudinale et la perte de connectivité latérale, pouvant aller jusqu'à l'isolement de biefs, ont donc pour effet de confiner des populations de poissons plus petites, plus vulnérables face aux événements critiques, et avec une reproduction plus aléatoire. Ceci peut conduire rapidement à la disparition de certaines populations.

La suppression des inondations constitue une perturbation majeure du fonctionnement écologique des zones humides de la plaine alluviale. Les ripisylves de la plaine du Rhin, qui constituent l'une des formations végétale les plus diversifiées en Europe, sont en train de disparaître suite à l'isolement du fleuve de sa plaine alluviale (SCHNITZLER-LENOBLE et CARBIENER, 1993).

Une conséquence tout aussi importante à moyen terme est l'effondrement de la productivité piscicole. Les plaines d'inondation constituent des zones de reproduction et de croissance pour de nombreuses espèces. Dans le Danube moyen, la biomasse de poissons récoltée par an est reliée de manière significative au nombre de jours d'inondation de la plaine alluviale. Ce phénomène est très général sur les grands cours d'eau, mais nous ignorons encore jusqu'à quelle taille de rivière cet effet est significatif (ROUX et COPP, 1993).

Des vecteurs de pollution

L'accélération des écoulements et la perte des structures de rétention provoque également l'accélération du transfert de matière organique particulaire. Ce phénomène n'est pas seulement lié aux crues comme l'érosion des sédiments, mais se produit même pour de petites variations du débit. Les effets en sont beaucoup plus insidieux. L'appauvrissement en matière organique des secteurs chenalisés représente la perte d'une source d'énergie métabolique, mais la réduction éventuelle de la productivité est difficile à chiffrer.

L'accélération des transferts concerne également les éléments nutritifs, azote et surtout phosphore. Lorsque les zones d'inondation sont fonctionnelles, une partie très significative des nutriments entrant dans le système est recyclée dans les zones de bordures. Ainsi dans les secteurs à morphologie naturelle de la Marne en amont de Reuil, plus de 50% du phosphore entrant sur un cycle annuel est piégé dans les zones rivulaires, alors que par comparaison le flux de phosphore rejeté à l'aval de Paris dans la Seine canalisée pour la navigation se retrouve dans sa quasi totalité à l'estuaire (BILLEN *et al.*, 1993).

Cette perte de la capacité d'assimilation de la matière organique et des nutriments dans les rivières chenalées provoque une aggravation des problèmes de pollution dans les secteurs lenticques, ou aux exutoires : fleuves, estuaires. Les cours d'eau chenalés se comportent ainsi comme des vecteurs de pollution.

Des rivières qui s'enfoncent

L'accélération des transferts vers l'aval concerne aussi les sédiments, avec une érosion accrue. Si cette érosion se fait aux dépens des berges, la reprise d'une dynamique latérale n'est pas négative au plan écologique tant que la rivière dispose d'un espace de liberté suffisant. Mais dans les secteurs endigués, surtout sur les rivières à forte énergie, l'érosion se fait aux dépens du fond. C'est alors la **dimension verticale** qui est affectée : la rivière s'enfonce dans son lit.

Deux cas peuvent alors se produire :

- soit la couche de sédiments mobilisable est peu épaisse, et rapidement la roche mère apparaît au fond du lit. Si cette roche est érodable (marnes, argiles), une turbidité permanente s'ajoute à la perte du substrat. Ceci signifie tout simplement la disparition de toute la vie liée au substrat de la rivière : habitat pour les invertébrés et abris pour les jeunes stades de poissons, processus d'autoépuration ayant pour support les bancs de granulats traversés par le courant. Les conséquences sont très graves pour le milieu aquatique.

- soit la rivière peut s'enfoncer de plusieurs mètres dans un plancher alluvial épais. Les inconvénients en terme d'usages sont bien connus : **déstabilisation des ouvrages, abaissement des nappes**. Pour l'écosystème rivière, ceci se traduit par la perte des fonctionnalités de la ripisylve. Les espèces rivulaires perdent le contact avec la nappe phréatique et sont éliminées au profit d'essences qui n'ont plus du tout les mêmes capacités en terme de recyclage des nutriments ou de maintien des berges. Par ailleurs

l'enfoncement aboutit à la perte des connexions avec les zones inondables et les annexes hydrauliques, et accentue la difficulté de franchissement des seuils transversaux, avec les conséquences déjà mentionnées.

Ces deux situations sont très difficilement réversibles. Elles peuvent être restaurées avec des seuils permettant le dépôt de matériaux alluvionnaires à l'amont, à condition que l'érosion des berges soit suffisante pour fournir ces matériaux.

Des épisodes critiques plus sévères

Pour la **dimension temporelle**, nous avons signalé l'aggravation des conditions hydrologiques extrêmes : crues plus violentes, étiages plus sévères. Mais cet effet est indissociable de la modification morphologique, qui aboutit à des conditions d'habitat nettement plus défavorables au cours des épisodes critiques. Une conséquence directe sera donc d'accroître l'intensité, la fréquence et la durée des conditions d'habitat limitantes pour les poissons. Nous y reviendrons dans la deuxième partie de ce chapitre. L'effet potentialisateur de l'eutrophisation à l'étiage a été évoqué. **Au total la chenalisation se traduit par une accentuation de la fréquence et de la sévérité des phases critiques au cours d'un cycle saisonnier.**

VI.4. L'habitat est affecté à toutes les échelles. (figure 6.2)

A l'échelle **linéaire** du tronçon ou du segment, la réduction de la longueur du chenal se traduit directement en termes biologiques par une perte sèche d'espace vital. C'est également à cette échelle que se fait sentir la perte de connectivité latérale et la fragmentation longitudinale : isolement des annexes, pertes de refuges, difficultés d'accès aux frayères. Les effets se répercuteront à moyen terme sur la dynamique des populations piscicoles (taux de recrutement et de mortalité), avec des risques de disparition de certaines espèces.

Au niveau des séquences de faciès, la chenalisation se traduit par l'homogénéisation des conditions hydrauliques, et disparition des structures d'abris. La perte de diversité de l'habitat se traduira par la disparition d'espèces telles que le barbeau, très inféodées à des alternances de faciès rapides et lents. Le manque d'abris et de caches, provoque une véritable désertion des habitats du chenal, même si les conditions hydrodynamiques y sont favorables. La disparition des faciès profonds supprime les refuges qui permettent aux poissons de survivre pendant les étiages sévères.

MODIFICATIONS DU CADRE PHYSIQUE

ALTÉRATION DES FONCTIONS BIOLOGIQUES

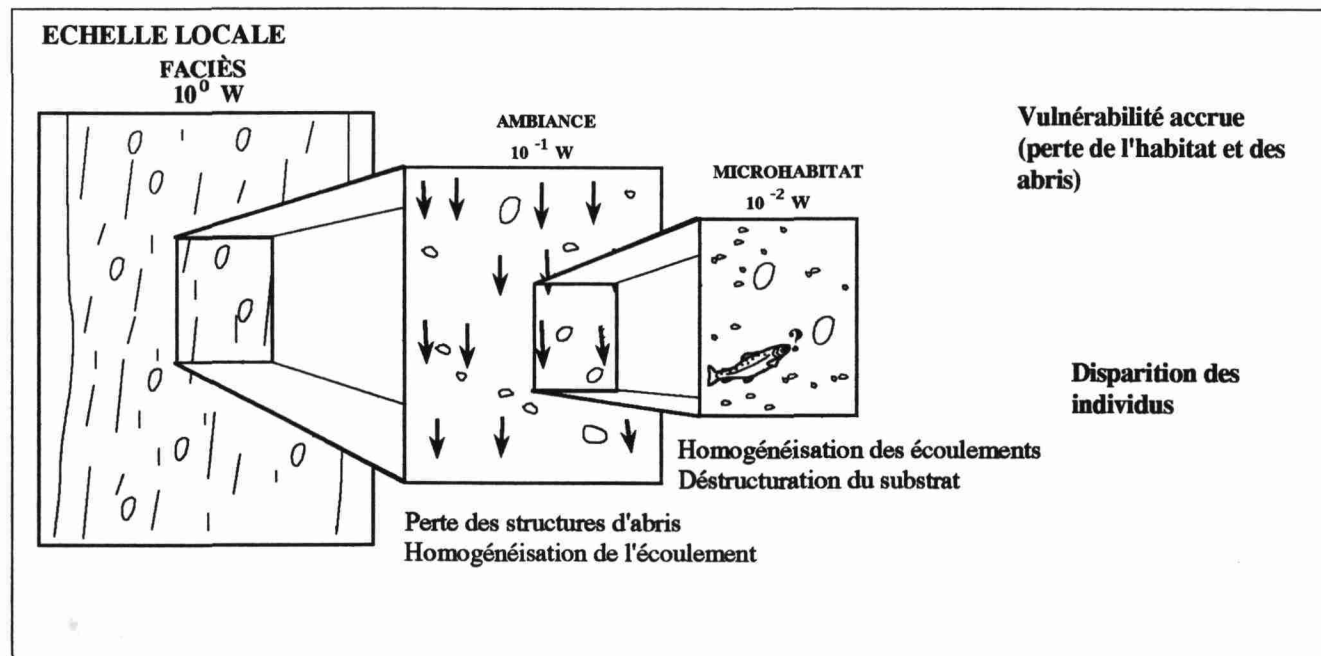
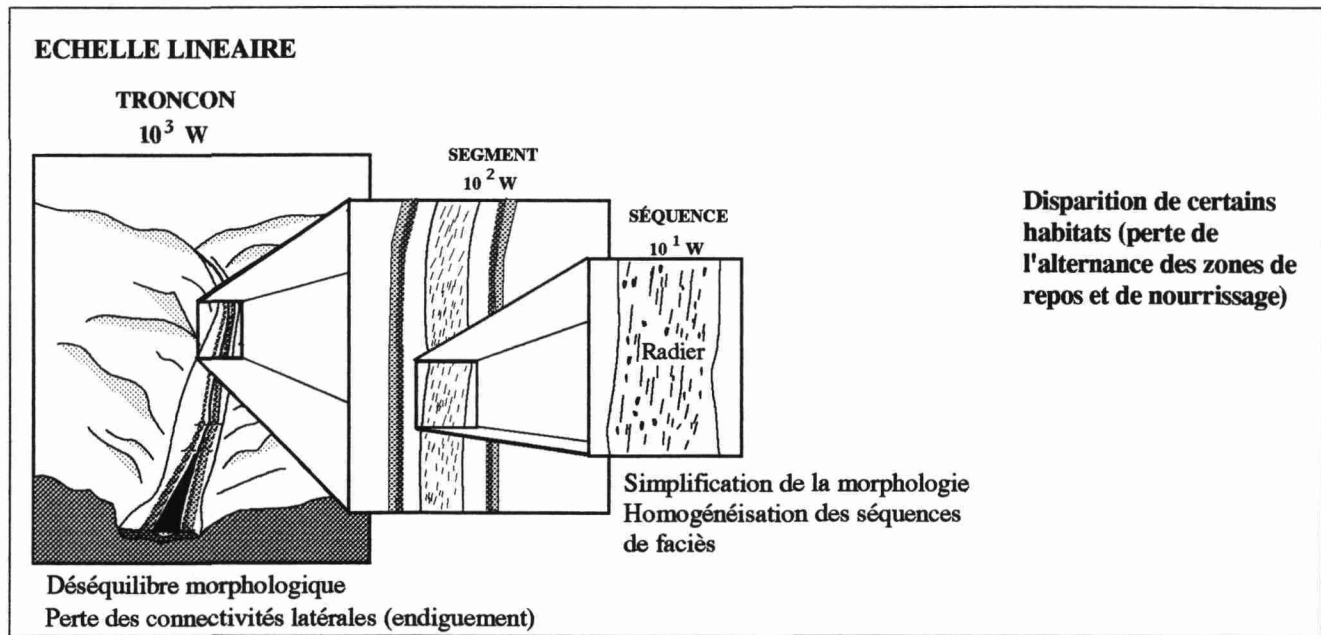
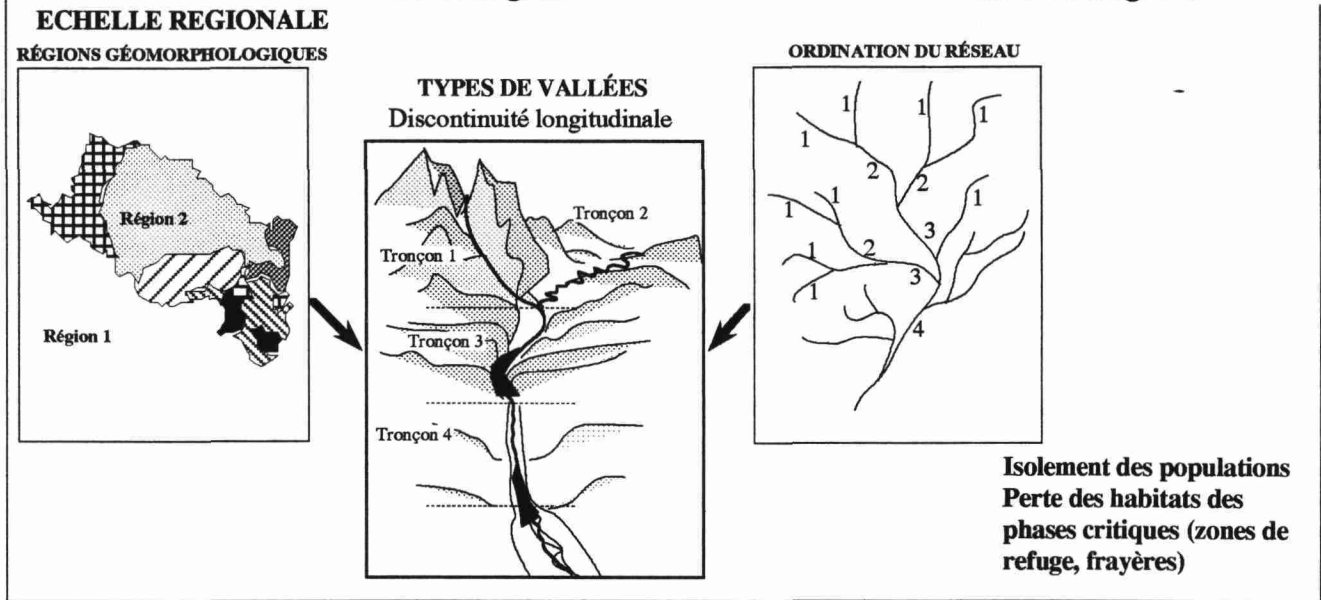


Figure 6.2 : Impacts de la chenalisation sur l'habitat et sur les fonctions biologiques aux différentes échelles physiques

Aux échelles **ponctuelles**, ce sont les conditions d'habitat résultant des combinaisons écoulement - substrat qui deviennent plus homogènes, et souvent plus défavorables pour tous les organismes de grande taille. La réduction de la profondeur, particulièrement sensible à l'étiage, peut réduire à néant la capacité d'accueil pour les gros poissons d'un cours d'eau de dimension moyenne (GRISWOLD et al.1978, CUINAT, 1974, 1979 ; FRAGNOUD, 1987 ; SOUCHON et al., 1989). L'homogénéisation des conditions morphodynamiques réduit la gamme et surtout le diversité des vitesses au niveau des ambiances, ce qui peut éliminer une espèce comme la truite inféodée à ces ambiances.

Enfin au niveau du **substrat** deux phénomènes sont possibles. On constate souvent un dépôt de limons lorsque le courant s'étale et se ralentit. Ce colmatage est très néfaste pour les invertébrés (WASSON *et al*, 1984) et peut entraver la reproduction de certains poissons. A l'opposé, la déstabilisation permanente du substrat qui se produit dans certaines conditions entraine une réduction drastique de la faune benthique.

**VII. IMPACTS SUR LES HABITATS ET LES
PEUPEMENTS**



VII - IMPACTS SUR LES HABITATS ET LES PEUPELEMENTS

Si les différentes altérations du fonctionnement écologique signalées dans le chapitre précédent sont très généralement observées ou suspectées sur les rivières chenalisées, il reste néanmoins difficile d'évaluer sur cette base, la dégradation réelle de l'écosystème. En d'autres termes, les impacts biologiques sont-ils graves ?

Pour répondre à cette question, la meilleure approche consiste à comparer dans des études de cas les peuplements aquatiques de rivières chenalisées avec des situations témoins qui sont prises soit sur la même rivière avant aménagement ou dans des tronçons non aménagés, soit dans des cours d'eau voisins comparables du point de vue morphologique et biologique.

Les indicateurs biologiques utilisés sont généralement les poissons, plus rarement les invertébrés, et dans quelques cas les végétaux. Ces peuplements sont analysés en termes quantitatifs (densité, biomasse, productivité) et qualitatifs (richesse taxonomique au niveau famille, genre, espèces, et nature des taxons présents). Pour les poissons, l'intérêt halieutique est souvent pris en compte.

Pour évaluer la gravité d'une altération, deux aspects doivent nécessairement être pris en compte :

- l'intensité de l'impact, mesuré d'après l'écart avec les situations témoins,
- la rémanence, mesurée comme le temps de récupération après aménagement nécessaire pour retrouver des peuplements comparables à ceux des situations témoins.

Nous nous intéresserons d'abord à la rémanence des altérations induites par la chenalisation. Nous illustrerons ensuite l'intensité des impacts à partir d'exemples tirés de la littérature scientifique nord américaine et européenne. Ces exemples seront comparés aux deux études de cas réalisées dans le cadre de la présente étude, mettant en relation les effets sur les habitats et les peuplements aquatiques.

VII.1. La chenalisation : des impacts durables

Face à une perturbation, naturelle ou anthropique, un écosystème peut réagir de deux façons, un peu à la manière du chêne ou du roseau :

- soit il est **résistant**, c'est-à-dire qu'il est peu modifié jusqu'à un niveau élevé de perturbation ; lorsque la limite de résistance est dépassée, le milieu est profondément et durablement déstabilisé.

- soit il est résilient, c'est-à-dire **élastique**, facilement modifié mais capable de revenir très rapidement à son état antérieur après la perturbation.

Les cours d'eau étant soumis très fréquemment à des perturbations hydrologiques naturelles sont des écosystèmes extrêmement élastiques. Les organismes aquatiques très mobiles recolonisent très rapidement le cours d'eau dès que les conditions de milieu redeviennent normales. Cette faculté constitue un énorme avantage pour le gestionnaire, car c'est la garantie d'un retour rapide à un milieu équilibré dès que les causes de l'altération ont été traitées. **La rémanence de l'impact biologique est donc le signe de la persistance des causes d'altération.**

Ces considérations nous permettent de comparer la rémanence des altérations induites par la chenalisation avec celle d'autres types de perturbations naturelles et anthropiques. La synthèse la plus complète publiée à ce jour sur ce thème est celle de NIEMI *et al.* (1990) qui ont analysé 150 cas de perturbations d'hydrosystèmes reportés dans la littérature scientifique nord-américaine. Les facteurs de stress répertoriés dans cette étude concernent soit des pollutions toxiques (DDT, roténone, effluents miniers), soit des perturbations naturelles comme les crues ou les étiages sévères, soit des altérations physiques telles que les coupes de bois sur les bassins versants, les dragages, et la chenalisation. Les peuplements utilisés pour mesurer le retour à un état d'intégrité biotique étaient principalement les poissons et les invertébrés benthiques, et plus rarement les végétaux (périphyton et macrophytes) (Tableau 7.1 et figure 7.1).

Les temps de récupération sont généralement inférieurs à un an pour les perturbations hydrologiques, les polluants non rémanents (roténone), et les interventions ponctuelles (dragage), ce qui illustre bien la très forte élasticité des écosystèmes d'eau courante. Des temps de récupération plus longs s'observent avec les toxiques non dégradables (quelques années pour le DDT, une à deux décennies pour la contamination par des métaux lourds) et la modification du couvert végétal du bassin versant.

Toutes les études de cas analysées font ressortir la **permanence des impacts de la chenalisation**, les peuplements d'invertébrés et de poissons des tronçons chenalisés ne montrant aucune récupération, même pour des études réalisées 50 ans après les travaux d'aménagement ! **Les impacts biologiques sont aussi peu réversibles que l'artificialisation du milieu.**

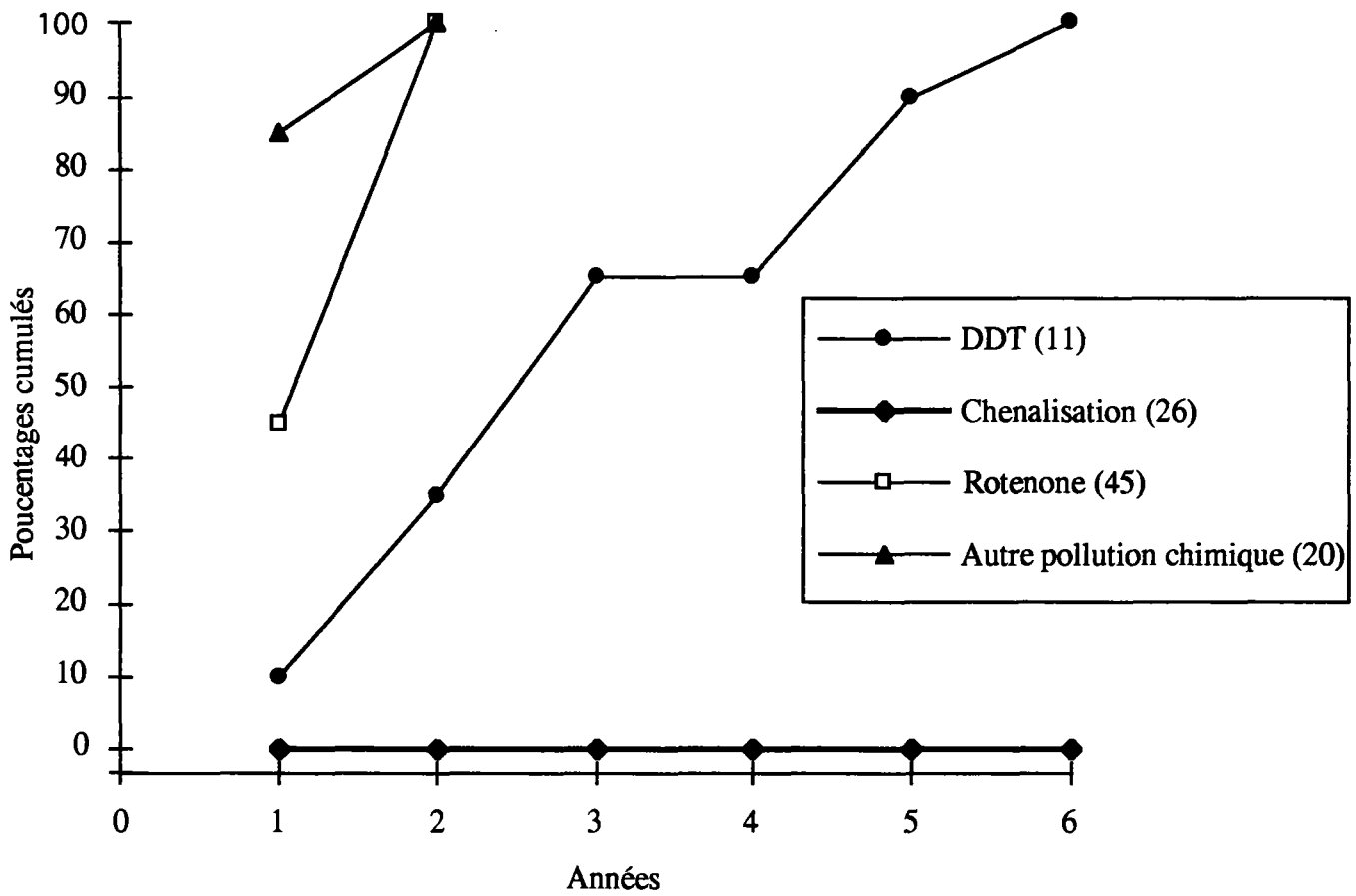


Figure 7.1 : Temps de récupération d'un peuplement de poissons après perturbation, en pourcentage cumulé de la densité initiale; nombre de cas étudiés entre parenthèses. D'après NIEMI *et al.*, 1990.

Tableau 7.I : Temps de récupération en années d'une communauté de macroinvertébrés

Type de perturbation	Temps de récupération en années
<i>Chenalisation</i>	> 5 à > 50
DDT	0,2 à 3
Sécheresse	0,2 à 1,2
Dragage	0,02 à 1
Crue	0,2 à 1
Exploitation minière	> 10 à 22
Rotenone	0,17 à 1,2
Déforestation du bassin versant	> 5

benthiques après une perturbation (évaluée par la richesse taxonomique, la densité ou la biomasse). D'après NIEMI *et al.*, 1990.

VII.2. La chenalisation : des impacts graves

L'exemple des rivières de plaine nord-américaines

Les poissons

Apparemment, les premières quantifications sérieuses des effets biologiques de la chenalisation concernent le sud-est des Etats-Unis et le bassin du Mississippi où d'importants travaux ont été réalisés dès le début du siècle pour la navigation et la récupération de terres agricoles. Il s'agit donc généralement de rivières de plaine, lentes et très sinueuses, et à l'origine très poissonneuses.

Le tableau de synthèse (Tableau 7.II) est suffisamment éloquent quant à la gravité des impacts : plusieurs dizaines d'années après les travaux, les peuplements de poisson sont réduits quantitativement dans des proportions qui vont de 75% à 99%. Parmi les 10 travaux analysés, une seule étude portant sur un petit cours d'eau du Kansas ne révèle aucun effet biologique suite à des travaux relevant de la chenalisation.

Tableau 7.II : Exemples d'impacts biologiques quantifiés de la chenalisation de cours d'eau à faible énergie aux USA

Rivières	Références bibliographiques	Temps écoulés depuis la chenalisation	Observations
Petits cours d'eau du Kansas	HUGGINS et al. (1974)	2 ans	Aucune différence significative n'apparaît entre les stations chenalisées et non chenalisées
Rivière de basse énergie de l'Iowa	SCARNECCHIA (1988)	5 ans	Réduction de 30% de la richesse spécifique des peuplements de poissons
Rivières du nord du Missouri	CONGDOM (1986)		Diminution de 61% du nombre d'espèces de poissons, de 82% de la productivité et de 86% de la croissance de poissons exploitables
Cours d'eau de basse énergie du Mississippi et Alabama	ARNER et al. (1976)	3 ans	Densité de plancton est en moyenne 2 fois plus importante dans la portion chenalisé et la diversité diminue. La diversité des macroinvertébrés est de 70 % inférieure. Modification de la nature des peuplements piscicoles.
		52 ans	Densité de plancton est en moyenne 2 fois moins importante dans la la portion chenalisé et la diversité diminue. Diminution de 50% de la diversité macroinvertébrés et de 80 % de la biomasse piscicole et modification de la nature du peuplement
Cours d'eau du Nord de la Caroline	TARPLEE et al. (1971)		La biomasse de poissons représentent 32% de celle de la station témoin. Réduction de 75% du nombre de poissons pêchables, et de 79 % en volume et 28 % en richesse spécifique pour les invertébrés
Rivière de faible énergie de Ontario	PORTT et al. (1986)	12 ans	Chute de 50 % de la densité et de 76 % de la biomasse de poissons. Le poids moyen des individus est 2 fois moins important.
Yankee Fork, Idaho	BROOKES (1988)	30 ans	97% moins productive que les sections naturelles (même cours d'eau)
Caroline du Nord		40 ans	Population de poissons 80% en dessous du niveau normal
Blackwater River, Missouri		50 ans	Production de poissons réduites de 77%
South Fork, Coeur d'Alene River		77 ans	Production de poissons réduite de 99%
Portneuf River, Idaho		86 ans	Production de poissons réduite de 83%

Il faut signaler que très souvent, ces données proviennent de rapports de divers organismes gestionnaires, et sont difficilement accessibles. BROOKES (1988) inventorie un maximum de travaux sur le sujet (environ 140) au cours de la décennie 1970, puis une rapide diminution ensuite. **Il semble que les effets de la chenalisation sur les peuplements de poissons soient tellement évidents que leur étude ne présente qu'un intérêt mineur en terme de recherche et de publication scientifique.**

Les autres peuplements

Quelques travaux concernent également les invertébrés sur ce type de rivière. Un exemple démonstratif est fourni par ARNER *et al.* (1976) qui comparent trois situations sur la Luxapalila river (Alabama) : un secteur témoin, un tronçon chenalisé depuis plus de 50 ans, et un tronçon chenalisé depuis 3 ans seulement. Les résultats montrent que malgré la restructuration du substrat dans le secteur anciennement aménagé, les biomasses d'invertébrés restent à des niveaux très faibles, à peine supérieurs à ceux de la station récemment aménagée dont le substrat est principalement constitué de sédiment fins (figure 7.2). Les données de la station témoin illustrent l'amplitude des fluctuations saisonnières de biomasse (0,2 et 1,4 g.m⁻²) normales sur ce type de cours d'eau.

A noter également que la chenalisation n'affecte pas seulement les peuplements aquatiques. Dans un cours d'eau chenalisé du sud de l'Oklahoma, BARCLAY (1980) note une réduction de diversité qui affecte les communautés végétales (43%), les amphibiens et les reptiles (20%), l'avifaune (22%) et les petits mammifères (33%) ; le seul peuplement favorisé est celui des grands mammifères dont la diversité augmente de 10%.

Rivières à salmonidés

Les exemples concernant les rivières à truite sont moins nombreux, probablement parce que ces cours d'eau sont moins touchés par la chenalisation que les rivières de plaine très sinueuses.

Les quelques études existantes montrent également une réduction des peuplements de salmonidés, mais dans des proportions un peu moindre. ELSER (1968) note une baisse de densité de 56% dans une rivière chenalisée du Montana. KNUDSEN *et al.* (1987) évaluent à 26 % la perte de biomasse dans des portions "aménagées" de rivières du nord-est des Etats-Unis ; mais cette baisse de biomasse semble due à un déplacement des truites dont les densités augmentent dans les portions adjacentes.

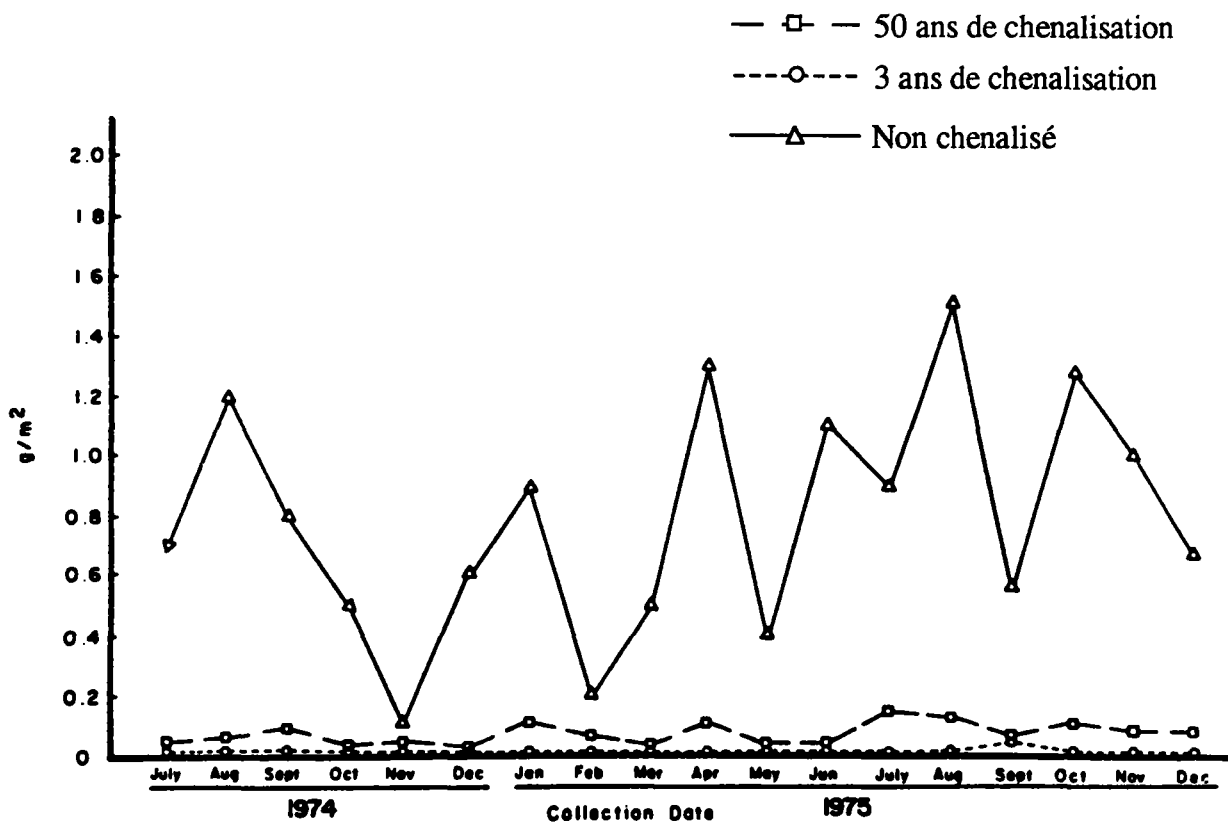


Figure 7.2 : Biomasse moyenne de macroinvertébrés (g/m²) pour différents tronçons de la Luxapalila River de juillet 1974 à janvier 1976 (ARNER et al., 1976).

Dans les zones aval des mêmes cours d'eau, les salmonidés sont favorisés par l'aménagement, au détriment d'autres espèces.

Les exemples européens

Les poissons

En ce qui concerne l'impact écologique des aménagements sur les peuplements de poissons, l'expérience nord-américaine n'est pas directement transposable en Europe pour deux raisons :

- d'une part les cours d'eau du sud-est des Etats-Unis d'Amérique, nombreux dans les exemples cités, n'ont pas vraiment d'équivalent en Europe du fait des conditions géographiques et climatiques ;

- d'autre part la faune piscicole de ces mêmes cours d'eau, pour des raisons biogéographiques, est beaucoup plus diversifiée et spécialisée que la faune européenne; les poissons européens ont connu lors des dernières glaciations, c'est-à-dire récemment à l'échelle de l'évolution des espèces, des transformations drastiques des milieux aquatiques. Ils sont de ce fait susceptibles de présenter une plus forte tolérance aux variations du milieu physique que leurs homologues nord-américains.

Une certaine vérification sur le continent européen des phénomènes observés aux Etats-Unis s'avère donc nécessaire. Les quelques travaux existants dans la littérature scientifique confirment les exemples précédents, mais suggèrent toutefois un éventail un peu plus large de réponses biologiques par rapport aux données nord-américaines.

En Belgique, HUET *et al.* (1976) ont constaté, sur des cours d'eau de moyenne ou de forte énergie, jusqu'à 15 ans après des travaux de chenalisation, des impacts très sévères sur des peuplements de poissons : le nombre d'espèces est réduit de 20% à 60%, et la biomasse totale de 10% à 78%. Ils relèvent également que les poissons de grande taille, ceux qui présentent un intérêt halieutique, sont le plus affectés : leur biomasse est réduite dans des proportions qui vont de 50% à 99% !

En Angleterre, l'exemple le mieux étudié fut celui de la rivière Soar. La densité moyenne des poissons dans cette rivière a diminué de 70% et la biomasse de 76% (SWALES 1980, in BROOKES 1988). Cette moyenne recouvre cependant de fortes variations locales selon le nature des travaux. Sur la même rivière, COWX *et al.* (1986) constatent, six ans après les travaux, une récupération de la densité initiale des poissons mais une baisse de productivité de l'ordre de 70%.

En France, bien que ce problème soit soulevé depuis une vingtaine d'années par les hydrobiologistes, il n'existe paradoxalement que peu d'études quantifiant l'impact de la chenalisation sur les poissons. CUINAT *et al.* (1982) signalent dans une rivière du Puy-de-Dôme une réduction de 14 à 5 du nombre d'espèces et de 150 à 20 kg/ha de la biomasse, la loche représentant les 3/4 de cette biomasse résiduelle. Lors d'une étude comparative de stations témoins et chenalisées sur deux rivières, le Rahin (Vosges) et la Cuisance (Jura), DA COSTA (1982) a estimé à 50% et 30% respectivement la réduction de la biomasse piscicole (Tableau 7.III).

Tableau 7. III : Impacts écologiques du redressement du Rahin et de la Cuisance (d'après DA COSTA 1982, WASSON *et al* 1984)

Cours d'eau : Station :	LE RAHIN		LA CUISANCE	
	R1 - témoin	R2 - chenalisé	C1 - témoin	C2 - chenalisé
Pente de la ligne d'eau (‰)	4,1	6	2,3	2,2
Débit approximatif (m ³ /s)	1,5	1,6	0,8	0,95
INVERTEBRES				
Densité moyenne (M/m ²)	3540	1930	45140	30310
Biomasse moyenne (g/m ²)	10,5	3,6	121,3	29,6
Biomasse individuelle moyenne (mg)	2,96	1,8	2,7	0,98
Nombre de familles	26	17	25	21
POISSONS				
Nombre d'espèces	8	8	10	10
Biomasse ((g/m ²)	7,3	3,6	19,8	13,6
Rapport des biomasses invertébrés/poissons	1,44	1,00	6,12	2,17

Les autres peuplements

Pour les invertébrés les données sont beaucoup plus éparées, comparativement aux études de pollution par exemple. La raison en est que les méthodes classiques d'indices biologiques sont inadaptées dans ce cas, car l'impact écologique réel des aménagements ne peut être mis en évidence que par des études lourdes, nécessitant une approche quantitative des peuplements ou des structures fonctionnelles de la biocénose (WASSON *et al.*, 1984). Le fait que des espèces plus rhéophiles - caractéristiques des zones amont - soient parfois favorisées par l'accélération du courant a conduit certains

auteurs à parler abusivement de "rajeunissement" du cours d'eau, alors qu'il s'agit d'altérations structurelles majeures.

Sur une rivière anglaise de faible énergie, SMITH & HARPER (1990) constatent une diminution de 50% du nombre de familles d'invertébrés et de 80% de leur biomasse. Sur le Rahin et la Cuisance, les réductions de biomasse d'invertébrés allaient de 65% à 75%, du fait d'une prédominance des organismes de petite taille (Tableau 7.III). Un constat similaire quant à la réduction de la biomasse individuelle moyenne des invertébrés dans les portions chenalisées avait été effectué sur la Saulx marnaise (WASSON, 1983).

La végétation aquatique est également affectée par les travaux d'aménagement. La recolonisation des milieux dénudés est difficile du fait de l'instabilité du substrat. DUTARTRE & GROSS (1982) notent une réduction de 75 % à 95 % du taux de recouvrement des plantes émergées (hélrophytes) et de 50 % de leur biomasse cinq ans après des travaux de recalibrage.

Il serait fastidieux de continuer cette énumération. **Le constat global d'une réduction drastique de la biomasse des poissons dans les rivières chenalisées, réduction due principalement à une disparition des gros individus, apparaît bien établi. Le même constat vaut pour les invertébrés.**

VII.3. Les causes majeures d'altération

Toutefois, si l'impact global est net, les facteurs de causalité sont moins bien établis. Quelle est la part respective, dans les impacts constatés sur les poissons, de la modification des conditions morphodynamiques dans le chenal, de la disparition des abris, de la perte des habitats critiques (reproduction, refuges), de l'accentuation de la sévérité des épisodes critiques (crues étiages), de la réduction des peuplements d'invertébrés qui constituent la principale source de nourriture ? Et quelles sont les causes de cette réduction drastique des peuplements d'invertébrés, qui pourtant ne réagissent pas aux mêmes facteurs que les poissons ?

Une identification précise des causes réelles d'altération est nécessaire, car la définition d'une nouvelle politique de gestion des rivières, et d'une stratégie de restauration des milieux les plus artificialisés en dépendent.

Quelques études apportent des éléments de réponse.

Pour les invertébrés, la réduction de la diversité des peuplements est généralement reliée à l'homogénéisation des conditions d'écoulement et à la disparition d'habitats particuliers (bordures, zones profondes, radiers à blocs etc...) qui abritent une faune spécifique (HYNES, 1970; GRISWOLD *et al.*, 1978 ; SIMPSON *et al.*, 1982). L'augmentation des températures estivales dans les petits cours d'eau à faible débit d'étiage provoque aussi la disparition des espèces non adaptées (DANCE & HYNES, 1980).

Ce ne sont pas les augmentations de vitesse qui affectent les stocks d'invertébrés, car les zones rapides abritent les plus fortes biomasses à condition que la granulométrie soit en équilibre avec l'énergie de la rivière (WASSON *et al.*, 1995). A l'échelle d'un tronçon, la disparition des radiers se traduit en fait par la perte des zones les plus productives (ZIMMER & BACHMAN, 1978).

Les réductions drastiques de biomasses d'invertébrés s'expliquent avant tout par la destructuration du substrat qui constitue leur lieu de vie. La diminution de la taille moyenne des éléments minéraux entraîne une réduction des abris hydrauliques à l'échelle des organismes, ainsi qu'une perte de la capacité de rétention des débris végétaux qui constituent leur nourriture. Le phénomène de dérive, traduisant une fuite vers l'aval des individus à la recherche d'habitats favorables, est nettement accentué dans les portions chenalisées (WARD & STANFORD, 1980; BROOKES, 1988). Une instabilité quasi permanente du substrat dans les zones rapides, qui peut perdurer plusieurs années si un réajustement morphologique intervient, crée également des conditions très défavorables (ARNER *et al.*, 1976; WASSON *et al.*, 1984). Dans les zones lentes, le colmatage par des sédiments fins est connu depuis des décennies comme un facteur particulièrement limitant pour les invertébrés (WASSON *et al.*, 1984 b).

L'impact direct de cette réduction de la ressource trophique est difficile à quantifier, mais de nombreux auteurs considèrent qu'il s'agit d'un facteur important dans la mesure où les groupes principalement touchés (Ephémères, Trichoptères, Diptères) constituent la base de l'alimentation de nombreuses espèces de poissons (HANSEN & MUNCY, 1971 ; MOYLE, 1976 ; CLAVEL & BOUCHAUD, 1980).

Pour les poissons en revanche, les liens directs de causalité entre la modification de la structure physique du milieu et la réduction des peuplements sont bien établis. Il est possible de distinguer trois causes principales :

- la **disparition des structures d'abris**,
- la **réduction de l'habitabilité du chenal**,
- la **perte de connectivité avec les annexes hydrauliques**.

La disparition des abris est évidente mais difficilement mesurable car les méthodes de quantification de ces structures sont encore rudimentaires (FRAGNOUD, 1987 ; POUILLY, 1994 ; THEVENET, 1995). Pourtant c'est un facteur régulièrement mis en avant par de nombreux auteurs (CUINAT, 1979 et 1980). Pour les Salmonidés, une granulométrie hétérogène incluant des blocs est indispensable (HEGGENES, 1988 et 1993 ; STREUBEL & GRIFFITH, 1993). Dans les cours d'eau à faible pente, les structures ligneuses (arbres déversants, embâcles...) constituent des abris essentiels (TOEWS & MOORE, 1982).

Une étude intéressante isole parmi les effets de la chenalisation la part qui peut être attribuée au simple entretien de la végétation rivulaire sur une rivière de plaine du sud-est des Etats-Unis. La comparaison des biomasses de poissons entre des segments nettoyés et des segments témoins encombrés d'embâcles sur la Middle Fabius River montre une réduction de 30 % de la biomasse totale de poissons due à l'élimination des embâcles, réduction qui atteint 50% pour les espèces d'intérêt halieutique (HICKMAN, 1975) (figure 7.3). Ceci illustre bien le rôle d'abri joué par les structures ligneuses.

Dans des rivières à faible pente du Massif Central, MARIDET & SOUCHON (1995) ont également montré que l'enlèvement de la végétation rivulaire pouvait réduire de 50% la capacité d'accueil du chenal pour les poissons.

Le réduction de l'habitabilité du chenal est directement liée à l'homogénéisation des faciès d'écoulement. **La disparition des mouilles et des zones profondes** qui constituent l'habitat quotidien des poissons de grande taille (LEWIS, 1969 ; POUILLY, 1994) et un refuge pour de nombreuses espèces en période d'étiage (CUINAT, 1974) **peut être directement mise en cause pour expliquer les impacts observés.**

Cette perte d'habitat peut maintenant être quantifiée avec précision grâce à la méthode des "microhabitats", qui couple un modèle physique s'appuyant sur des mesures fines de la topographie et de l'hydraulique du chenal, avec des modèles biologiques reproduisant les préférences d'habitat pour plusieurs espèces en fonction de leurs stades de développement successifs (BOVEE 1982, SOUCHON *et al.* 1989, GINOT, 1992 ; GINOT & SOUCHON 1995). L'utilisation de cette méthode dans les deux études de cas réalisées dans le cadre de la présente convention a permis de mettre

clairement en évidence les impacts respectifs de la réduction de l'habitat et de la disparition des abris sur des peuplements de truite.

Il y a relativement peu d'études de cas démonstratives des effets de la chenalisation en France, et ce point n'est pas négligeable lorsqu'il s'agit de convaincre les gestionnaires, souvent peu enclins à tirer profit des expériences étrangères, que le problème se pose avec autant d'acuité sur "leurs" rivières. Il est donc intéressant d'en détailler les résultats.

VII.4. Deux études de cas en France : le Guiers et l'Eau Morte

Le Guiers et l'Eau Morte sont deux rivières prenant naissance dans les massifs calcaires du nord des pré-Alpes, la Chartreuse et les Bauges. Dans les deux cas, les secteurs chenalisés se situent à la sortie des massifs montagneux, dans des plaines alluviales où l'espace est très convoité autant pour l'agriculture que pour l'aménagement de zones industrielles. Les situations naturelles correspondraient à des cours d'eau de pente moyenne, au tracé sinueux, avec un substrat grossier et hétérogène et une ripisylve développée. Le peuplement piscicole est dominé par la truite commune (*Salmo trutta fario*). La méthode des microhabitats a été utilisée conjointement avec un inventaire quantitatif des peuplements piscicoles (méthode De Lury).

Le Guiers

Le cours du Guiers Mort sur le secteur retenu, a été durement rectifié, recalibré et endigué entre 1955 et 1965 sur environ 5 km. L'impact sur les poissons fut tel qu'il motiva une tentative d'amélioration de l'habitat piscicole, par un ajout de blocs artificiels régulièrement espacés sur la rive gauche du chenal, sur une portion quelques centaines de mètres. Deux stations ont été étudiées sur ce cours d'eau :

- une station strictement chenalisée,
- une station chenalisée et réhabilitée.

La comparaison de ces deux stations permettra de quantifier l'effet des abris.

Une station témoin a été choisie sur un affluent proche, le Guiers Vif, dans un secteur supposé avoir les mêmes caractéristiques hydrologiques, hydrauliques et géomorphologiques que le Guiers Mort avant sa chenalisation. Toutefois il faut signaler que la morphologie de cette station témoin ne correspond déjà plus aux conditions morphologiques originelles d'une rivière alluviale de piémont, une telle référence étant actuellement introuvable dans cette région. L'écart entre la situation artificialisée et un état originel pourrait donc s'avérer bien plus important que celui observé.

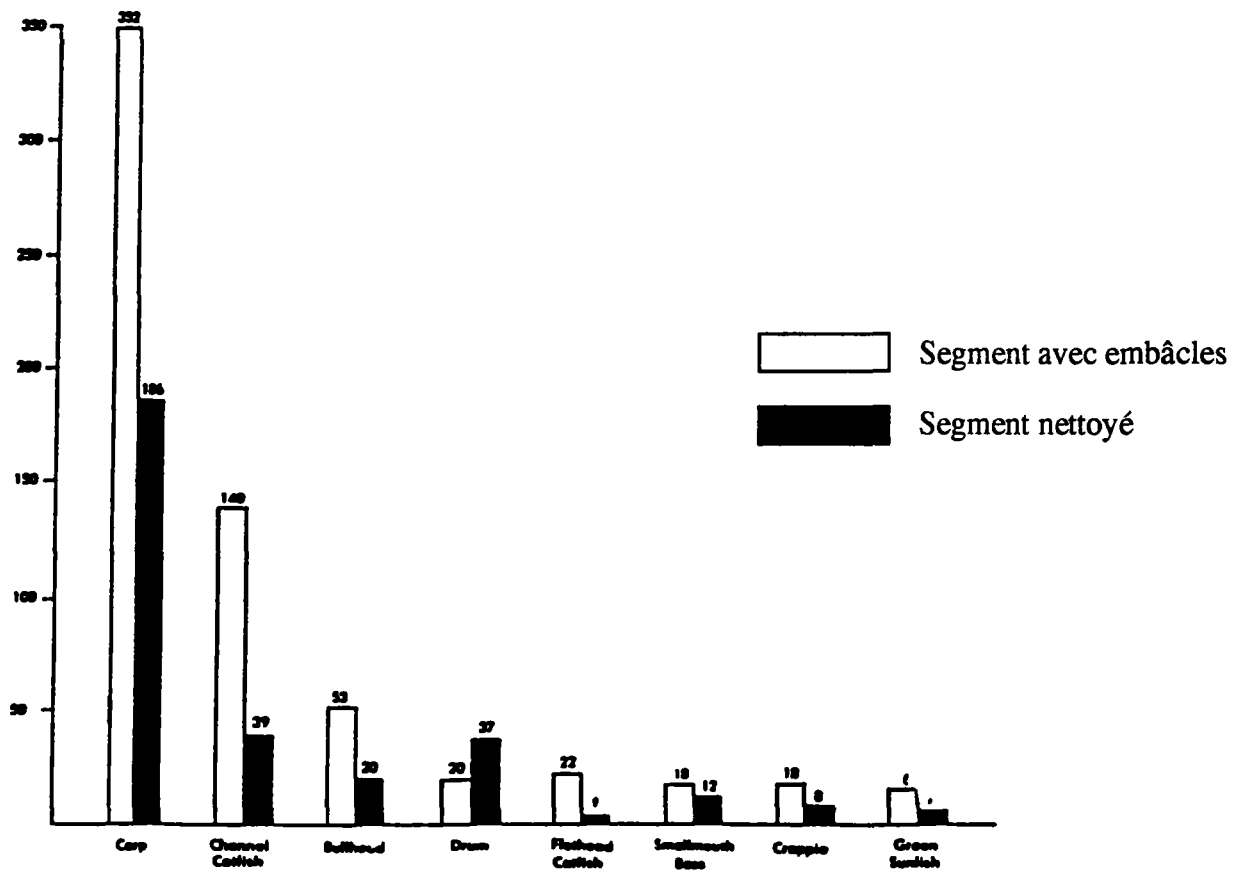


Figure 7.3 : Biomasse estimée des peuplements de poissons dans un segment avec embâcles et nettoyé de ses embâcles de la Middle Fabius River (HICKMAN, 1975).

Les résultats concernant le peuplement de truite sont éloquentes : les biomasses sont divisées par 10. Entre la station témoin et la station chenalisée, la perte de biomasse est de 88 % pour les adultes, 91 % chez les juvéniles et 88% pour les alevins (figure 7.4).

On note également un effet positif de la réhabilitation du tronçon chenalisé par l'ajout de blocs, effet très significatif pour les truites adultes dont les biomasses sont multipliées par 7, et non négligeable pour les juvéniles. Il est donc important de déterminer si l'effet positif des blocs est lié à une modification de la structure morphodynamique du chenal, ou à la reconstitution d'abris et de caches. La réponse est fournie par l'analyse de l'habitat. Les courbes de surface pondérée utile (SPU, rapportée à 100 m de cours d'eau) traduisent l'évolution en fonction du débit de la capacité d'accueil potentielle du chenal (figure 7.5).

Quel que soit le stade et le débit considéré, la SPU/100m est toujours inférieure dans les stations chenalisées par rapport à la station témoin. **Il y a donc bien une perte nette d'habitat utilisable pour la truite du fait de la chenalisation.** Dans la station chenalisée, pour la truite adulte, l'habitat disponible est divisé par 3, alors que la biomasse est divisée par 9; donc la perte d'habitat n'explique à elle seule la disparition des truites adultes. L'habitat favorable résiduel est en quelque sorte déserté. Dans la station réhabilitée, l'ajout de blocs a un effet pratiquement négligeable sur l'accroissement de la SPU. La recolonisation par les truites est bien due uniquement au rôle d'abri et de cache joué par les blocs. En d'autres termes, la présence d'abris est absolument indispensable pour que l'habitat favorable dans le chenal soit effectivement colonisé par les poissons.

On peut conclure de cette étude que **l'absence de structures d'abris dans le secteur chenalisé explique probablement plus de la moitié de l'impact observé sur la biomasse de truites adultes.** Cette observation corrobore celles relatives à l'impact de l'enlèvement des embâcles. **L'importance biologique fondamentale des structures minérales ou ligneuses, qui jouent le rôle d'abris et de cache, doit donc absolument être prise en compte dans la gestion des rivières.**

L'approche microhabitat permet également de mettre en évidence l'impact biologique l'aggravation des épisodes critiques que sont les étiages dans les rivières chenalisées. La modélisation de la valeur d'habitat (SPU/m²), indépendante de la surface mouillée, nous renseigne sur l'habitabilité du chenal à différents débits.

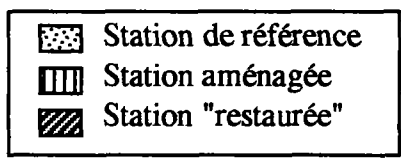
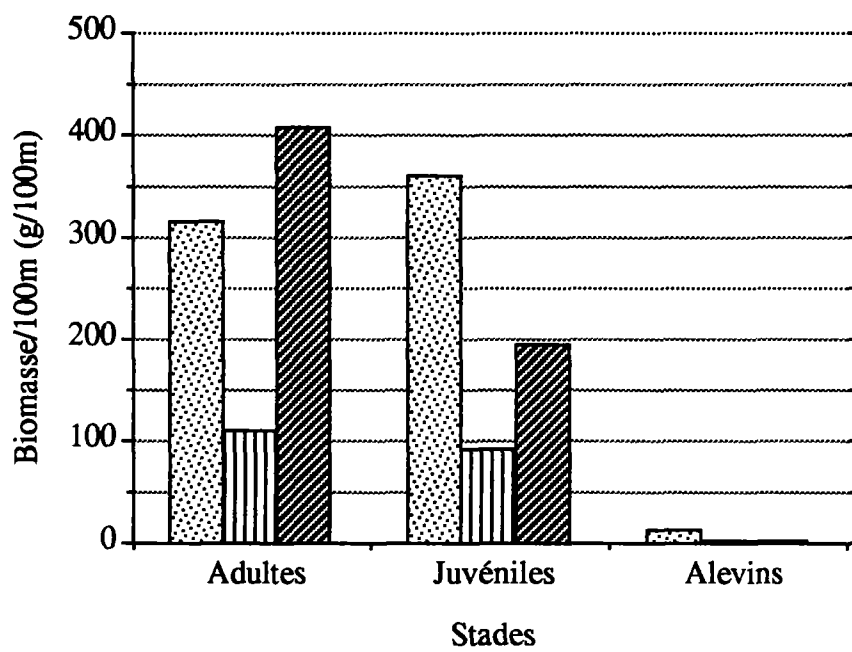


Figure 7.4 : Biomasses (rapportées à 100 mètres) des différents stades de truite (*Salmo trutta fario*) sur les trois stations du Guiers.

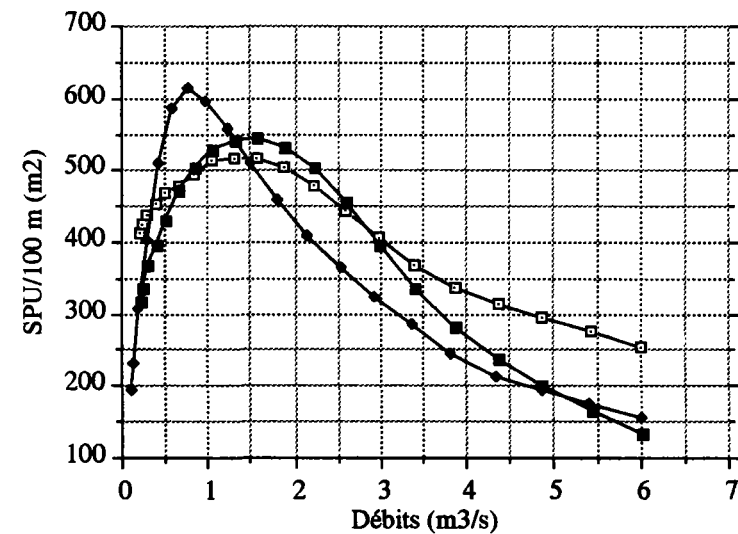
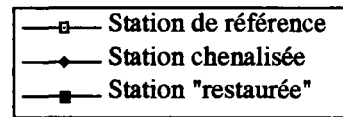
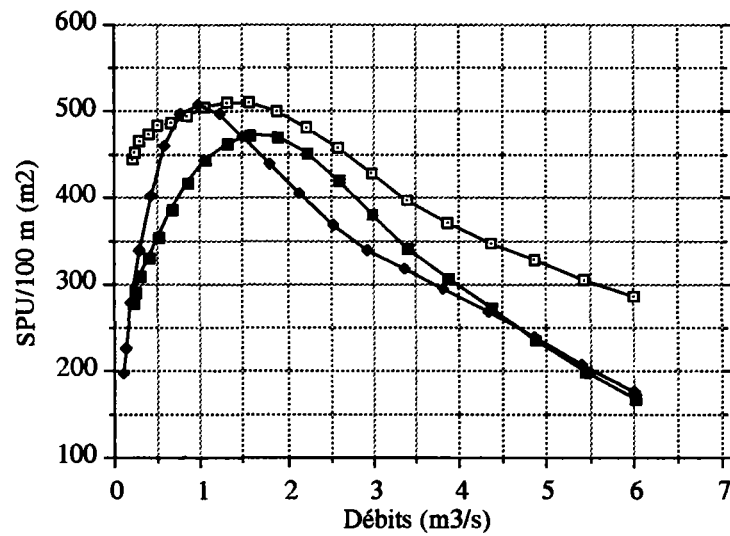
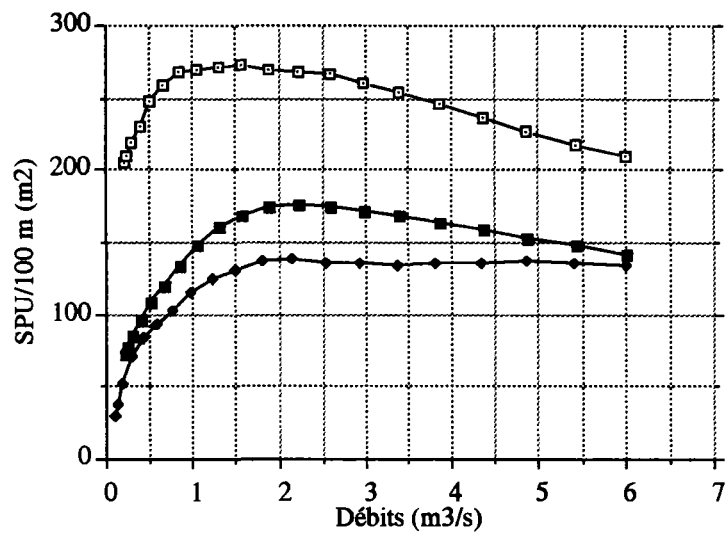


Figure 7.5 : Évolution avec le débit de la Surface Pondérée Utile par 100 m (SPU/100m) pour les différents stades de la truite (*Salmo trutta fario*) sur les trois stations du Guiers.

L'exemple du Guiers (figure 7.6) montre que les conditions d'habitat deviennent très défavorables dans les secteurs chenalés à l'étiage (débit non dépassé 10% du temps : $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Dans la station témoin, à débit équivalent ($0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), les valeurs d'habitat restent bonnes, ce qui signifie que les surfaces restant en eau constituent des zones refuges potentielles.

L'Eau Morte

L'Eau Morte est un petit cours d'eau, de 6 mètres de largeur moyenne. Le secteur étudié, dans la traversée d'un ancien marais, a été chenalé en 1985 sur une longueur de 2 km pour créer une zone de piégeage des sédiments en vue d'extraire les granulats. Une station de référence à morphologie naturelle a été choisie sur le même cours d'eau à l'aval du secteur chenalé. L'Eau morte présente la particularité d'avoir un débit assez irrégulier, avec des étiages sévères allant jusqu'à l'assèchement du lit à l'amont de la zone d'étude.

Le peuplement de poissons est constitué de truites et de chabots. Dans le secteur chenalé, la biomasse du chabot est réduite de 71 %, et la biomasse de la truite adulte de 60% par rapport à la station de référence. Mais globalement le peuplement de truite diminue dans une proportion moindre (31 %), car les juvéniles et les alevins ne sont pas affectés (figure 7.7).

Le chabot est probablement affecté par le colmatage du substrat. Mais l'altération du peuplement de truite s'explique ici aussi par l'évolution de la valeur d'habitat pour les différents stades. Pour les débits voisins du module ($2 \text{ à } 3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), les valeurs d'habitat (tout comme la SPU) sont supérieures dans la portion chenalée, car du fait de la très faible pente (0,3%), la hauteur d'eau devient favorable lorsque le débit augmente, alors que les vitesses restent relativement lentes. Mais à l'étiage (débit $< 1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), la valeur d'habitat pour la truite adulte diminue très rapidement dans le tronçon chenalé, alors qu'elle reste favorable dans le tronçon à morphologie naturelle (figure 7.8). Les cartes de répartition de la valeur d'habitat à faible débit dans les deux stations (figure 7.9) révèlent nettement qu'il subsiste des zones favorables aux truites adultes dans le secteur naturel, alors que du fait de l'homogénéité des conditions morphodynamiques, l'ensemble du chenal devient inhospitalier dans le tronçon chenalé. Ainsi, c'est bien l'aggravation des conditions d'habitat à l'étiage qui explique la réduction de biomasse des truites adultes.

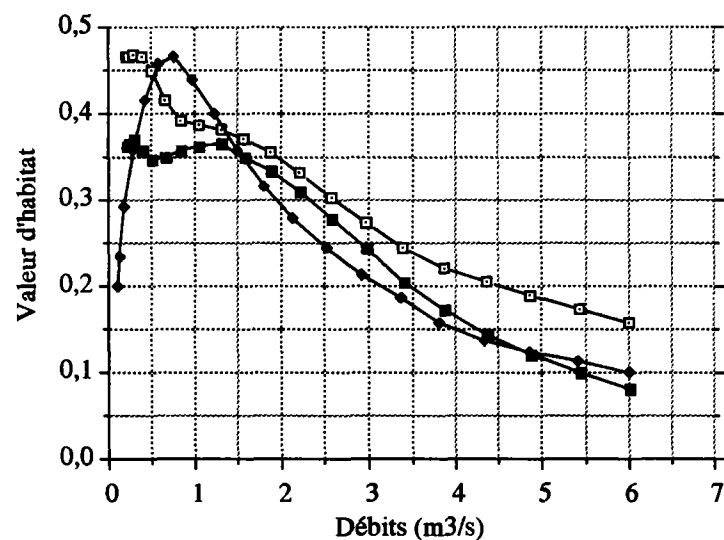
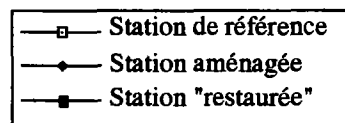
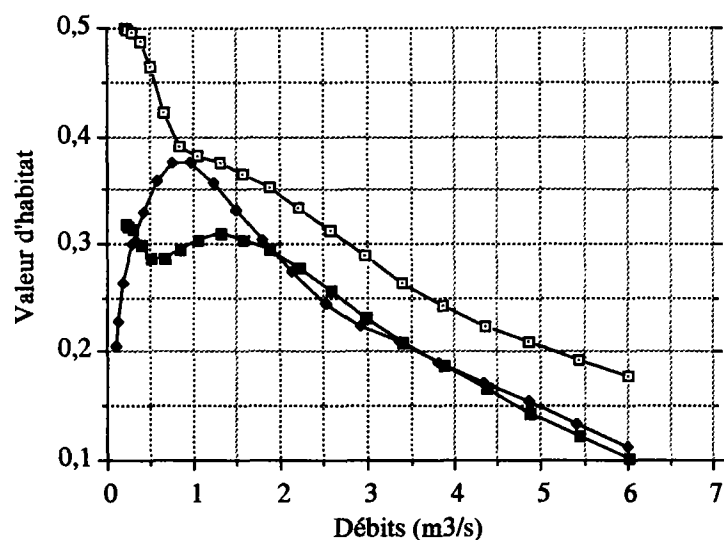
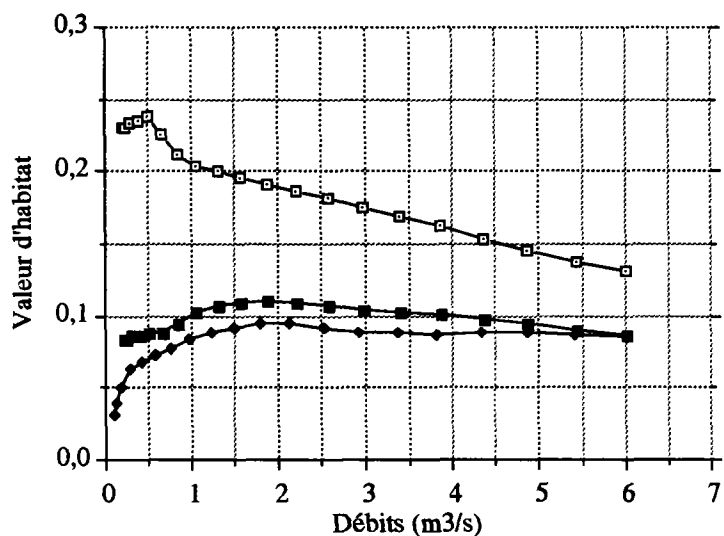


Figure 7.6 : Évolution avec le débit de la valeur d'habitat pour les différents stades de truites (*Salmo trutta fario*) sur les trois stations du Guiers.

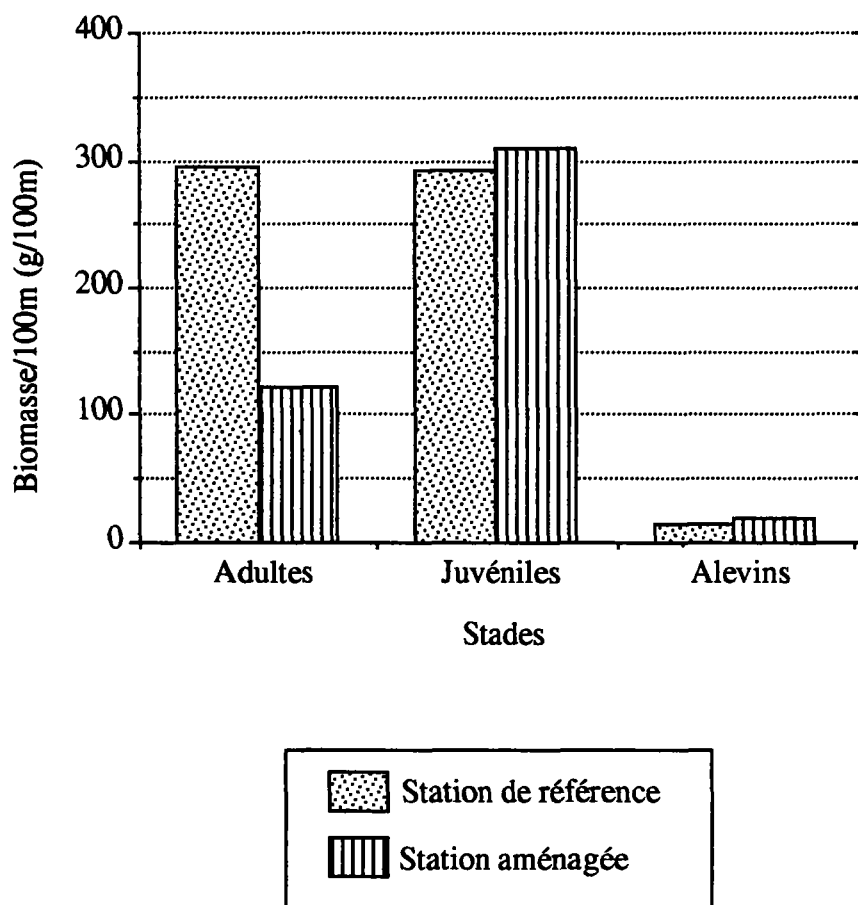


Figure 7.7 : Biomasses (rapportées à 100 mètres) des différents stades de truite (*Salmo trutta fario*) sur les deux stations de l'Eau Morte.

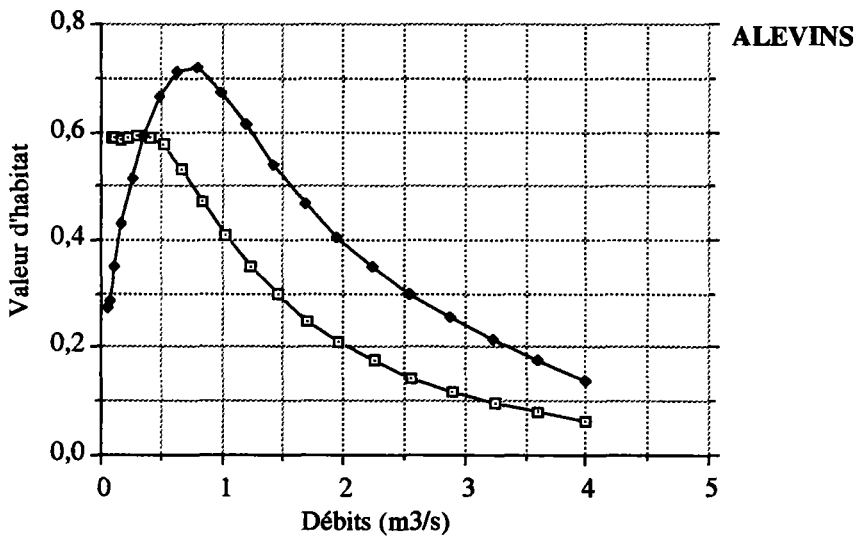
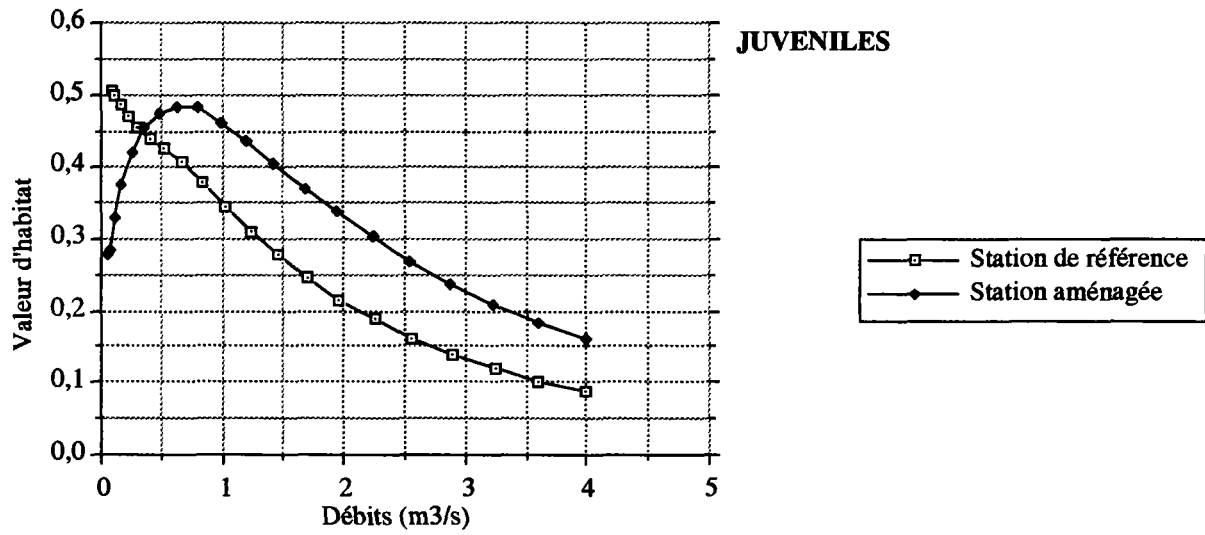
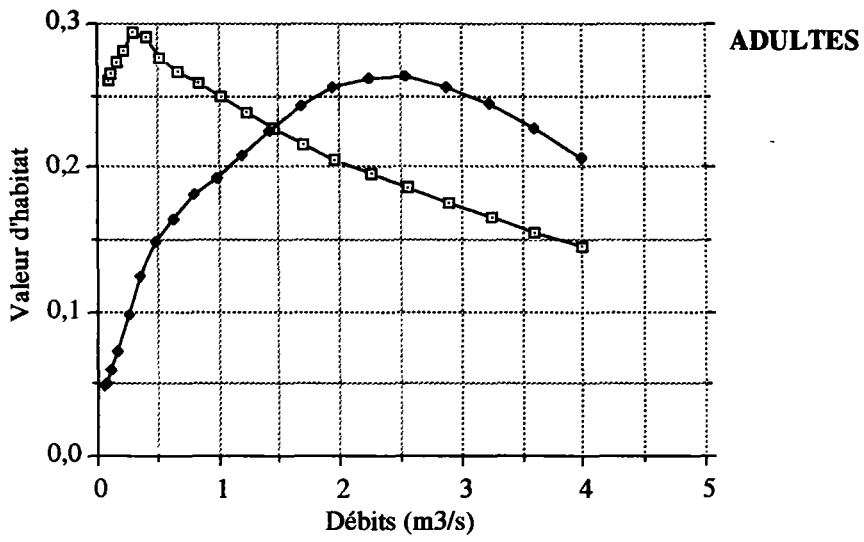


Figure 7.8 : Évolution avec le débit de la valeur d'habitat pour les différents stades de truite (*Salmo trutta fario*) sur les deux stations de l'Eau Morte.

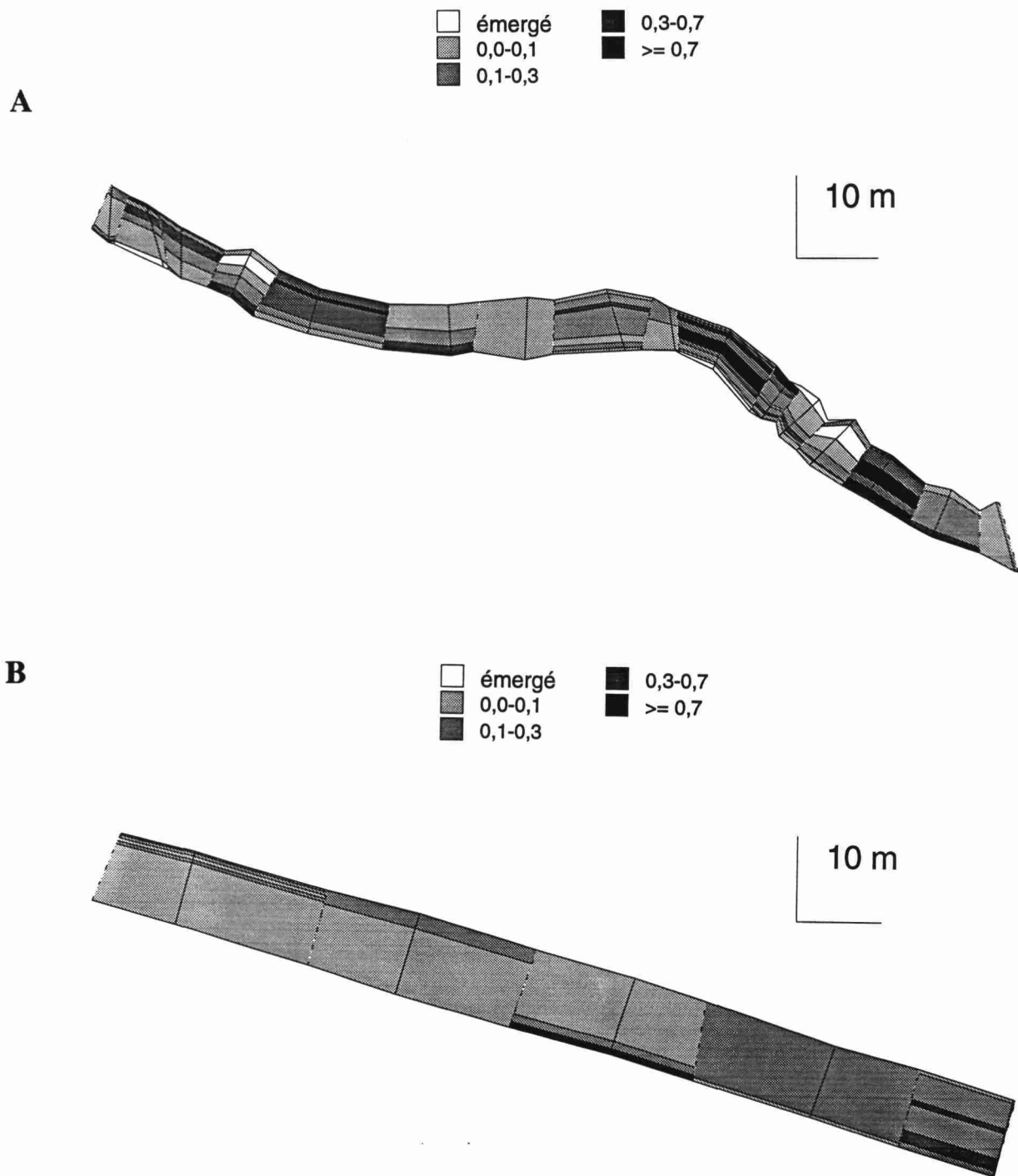


Figure 7.9 : Cartographie des valeurs d'habitat pour la truite adulte (*Salmo trutta fario*) sur les deux stations de l'Eau Mort. Le débit de modélisation est de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$: (A) station de référence et (B) station aménagée.

VII.5. Aggravation des conditions d'habitat en crue

Un exemple équivalent pour les crues a été étudié par MALAVOI (1990) sur une rivière alpine à forte énergie, la Severaisse (Hautes-Alpes). Les différentes courbes de la figure 7.10 représentent l'évolution des vitesses et des valeurs d'habitat pour la truite adulte sur les différents transects de mesure dans une station témoin et une station chenalisée de la Severaisse. Les débits modélisés (10, 20 et 30 m³.s⁻¹) correspondent respectivement aux crues de fréquence annuelle, decennale et trentennale pour cette rivière. Il ressort très nettement que les valeurs d'habitat diminuent fortement et uniformément sur l'ensemble de la station chenalisée, du fait de la mise en vitesse de la totalité du chenal. A l'inverse, dans la station témoin, l'hétérogénéité des vitesses même à très fort débit maintient toujours des zones présentant de bonnes valeurs d'habitat, qui peuvent donc servir de refuge pour les poissons.

Toutefois, dans les deux cas, il est difficile d'évaluer la part exacte due à la réduction des refuges en période de crue ou d'étiage dans l'impact global sur les poissons. L'importance respective des conditions moyennes et des épisodes critiques dans la structuration des peuplements reste un objet de recherche.

Dans des conditions naturelles, les poissons peuvent aller chercher assez loin de leur lieu de vie habituel des zones refuges qui leur font défaut sur place. C'est alors qu'intervient le rôle néfaste de la fragmentation du linéaire par des barrages, seuils, ou rampes stabilisatrices qui induisent souvent des conditions hydrauliques extrêmes les rendant infranchissables. L'accès aux refuges s'en trouve bloqué, et la recolonisation ultérieure du milieu est ralentie. NIEMI *et al.* (1990) ont effectivement relevé dans la littérature des temps de récupération plus longs (1 à 2 ans) après une perturbation pour les peuplements de poissons des tronçons isolés par des ouvrages transversaux, comparativement à ceux pour lesquels il existe à l'amont ou à l'aval du secteur perturbé des refuges accessibles fonctionnant comme sources de recolonisation. La même remarque vaut évidemment pour l'accès aux zones de fraie.

VII.6. Perte de connectivité latérale

Un dernier point pour lequel le lien de causalité entre altération physique et impact biologique semble clairement établi est la perte de connectivité latérale dans les grands cours d'eau, où la plaine inondable et les annexes hydrauliques constituent des zones de refuge, de fraie et de grossissement pour de nombreuses espèces.

Station de référence

Station chenalisée

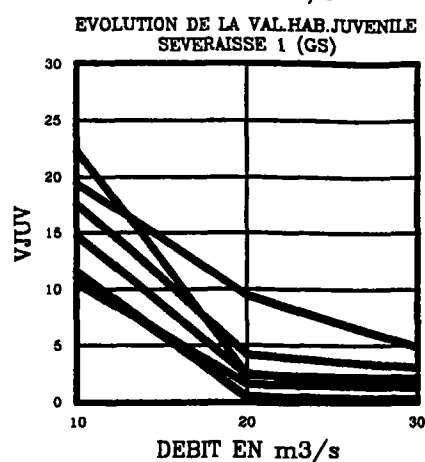
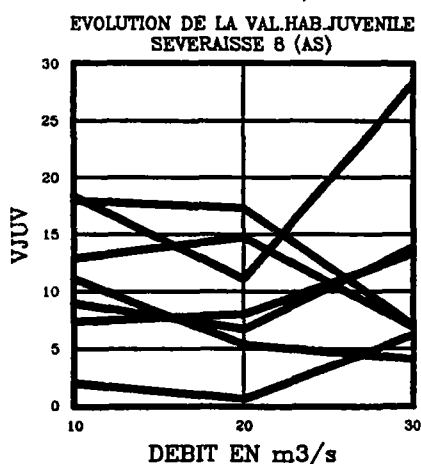
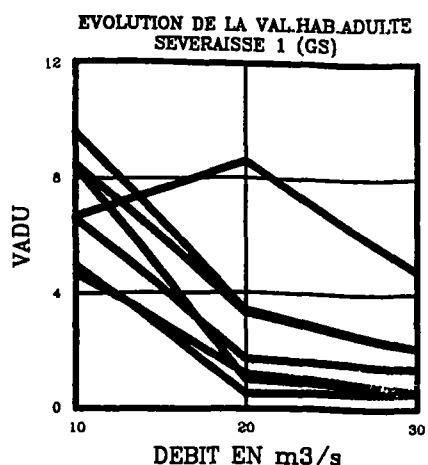
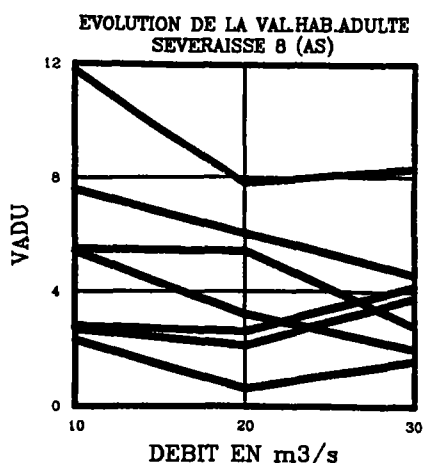
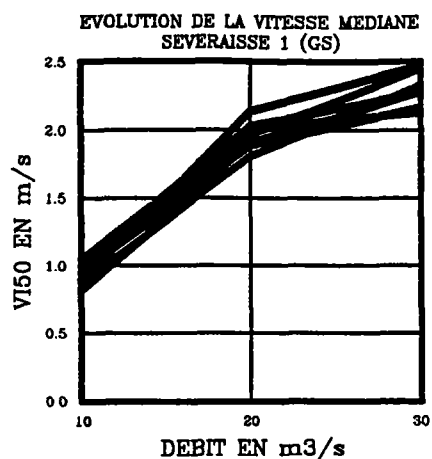
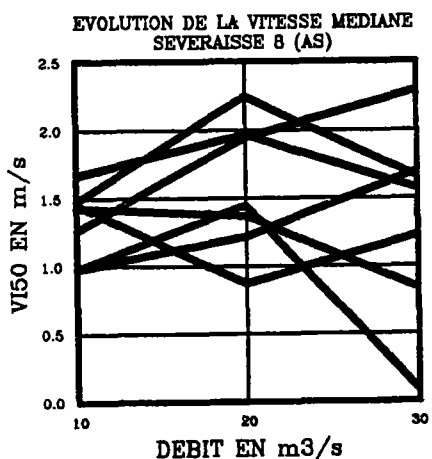


Figure 7.10 : La Seveiraissse (Hautes Alpes) : Profils d'évolution des vitesses médianes (VI50) et des valeurs d'habitat pour les adultes et juvéniles de truite fario en fonction du débit sur une station de référence (St. 8, AS) et sur une station chenalisée (St1, GS). D'après MALAVOI, 1990.

Certaines observations sont fort anciennes. Ainsi par exemple, au milieu du XIX^{ème} siècle un inspecteur des Eaux et Forêts se plaint que "l'Isère, à une assez grande distance en amont et en aval de Grenoble, le Drac et la Romanche dans leur parcours et jusqu'à leur embouchure, sont beaucoup moins poissonneux qu'ils l'étaient anciennement" (CHARVET, 1866). Il attribue ce dépeuplement à une exploitation abusive de la pêche, mais surtout aux endiguements réalisés au cours des décennies précédentes qui ont fait disparaître les zones de fraie et de grossissement des poissons (WASSON, 1975). L'impact biologique n'est pas chiffré, mais il faut noter que c'est à cette époque qu'ont disparues les pêcheries professionnelles qui alimentaient quotidiennement les marchés de Grenoble en poisson frais. Le fait que les peuplements ne se soient jamais reconstitués par la suite prouve bien que la modification irréversible causée par l'endiguement est à l'origine de l'effondrement de la production piscicole. Seul la perte de connexion avec la plaine alluviale est à mettre en cause, aucun travaux n'ayant affecté le chenal de ces rivières.

De telles observations sont probablement valables pour toutes les rivières alluviales de piémont qui furent systématiquement endiguées dès le siècle dernier. Les données manquent mais l'impact demeure vraisemblablement très important. Lorsqu'ils existent, les chiffres sont éloquentes : on estime par exemple que la production piscicole du Missouri a été divisée par 6 suite à la perte de 60 % de la surface inondable (WHITLEY & CAMPBELL, 1974).

VII.7. Conclusion

En conclusion, les impacts de la chenalisation sur les peuplements aquatiques sont très graves - *les biomasses de poissons sont fréquemment réduites de 80% ou plus*, et irréversibles - *il n'y a pas de récupération biologique tant que dure l'altération physique*. Il n'est pas excessif d'affirmer que, menée à son terme, la chenalisation signifie la mort des rivières.

Parmi les causes certaines d'altération grave, il faut mettre en avant :

- la disparition des structures d'abris pour les poissons,
 - la perte des séquences de faciès rapides-profonds,
 - l'interruption des connexions latérales,
 - la destructuration du substrat,
- et dans certains cas
- les obstacles à la circulation des poissons.

Ces observations devraient impérativement être intégrées dans les contraintes à respecter pour la gestion et la restauration des rivières.

**VIII. EVALUATION A PRIORI DE L'IMPACT
D'UN AMÉNAGEMENT**



VIII - EVALUATION A PRIORI DE L'IMPACT D'UN AMENAGEMENT

Nous avons évoqué dans les précédents chapitres les méthodes d'évaluation *a posteriori* des impacts écologiques à partir de l'altération des peuplements. Le problème posé par l'application de l'article L.232-3 du code rural (et des dispositions correspondantes de la loi sur l'Eau de 1992), est complètement différent puisqu'il s'agit d'évaluer l'impact écologique d'un projet en vue de délivrer une autorisation éventuellement assortie de mesures compensatoires. **L'évaluation *a priori* d'un coût écologique ne peut donc s'appuyer que sur une prévision de l'intensité et de la rémanence de l'altération physique du milieu.** Le postulat sous-jacent d'un lien direct entre l'altération physique et l'impact écologique repose évidemment sur les conclusions des chapitres précédents.

Le gestionnaire en charge d'un tel dossier devra donc, pour fonder son jugement, prendre en compte simultanément la nature des travaux projetés et la sensibilité du milieu. Le problème n'est pas simple. L'objectif de ce chapitre est de fournir quelques éléments concrets pour cette évaluation.

VIII.1. Prévoir l'impact physique : éléments pour un indice d'artificialisation.

La prévision à long terme de l'altération physique devra nécessairement combiner trois éléments :

- le **Linéaire** affecté,
- l' **Intensité** de l'impact,
- le **Temps** que durera cet impact.

Nous proposons ci-après quelques règles simples permettant de quantifier ces trois éléments.

Linéaire

L'artificialisation physique présente une différence fondamentale par rapport à la pollution, dans la mesure où l'impact peut rester circonscrit à la zone aménagée si l'équilibre morphodynamique du secteur n'est pas modifié, et la circulation des poissons maintenue. L'endiguement d'une rivière dans la traversée d'une agglomération provoque certes une raréfaction locale des poissons, mais ne met pas fondamentalement en péril

l'écosystème. L'impact du panache de pollution de cette même agglomération peut s'avérer beaucoup plus grave.

L'artificialisation doit donc être évaluée à l'échelle globale d'un tronçon morphologiquement homogène, tel que défini au premier chapitre. C'est l'échelle à laquelle s'équilibrent les processus physiques et biologiques qui garantissent le fonctionnement de l'écosystème. Cela signifie qu'il faut prendre en considération le cumul des impacts de l'intervention projetée avec ceux des aménagements antérieurs. Autrement dit, on ne peut pas juger de l'impact d'un projet d'aménagement sans prendre en considération le degré d'artificialisation de la rivière au moment de l'intervention.

Toutefois, l'impact résultant n'est pas simplement proportionnel au linéaire artificialisé. Une protection de berge ponctuelle peut très bien diversifier l'habitat. On conçoit facilement qu'endiguer un kilomètre sur un tronçon qui en compte dix n'aura pas le même impact si cet endiguement reste isolé ou si ce kilomètre était le dernier restant naturel. Dans le premier cas, l'impact peut se limiter à la perte d'habitat du secteur endigué, dans le second, la disparition de la dernière zone refuge entraînera l'effondrement total de l'écosystème.

Pour s'affranchir de la dimension des rivières, on peut prendre comme unité de linéaire *la largeur au débit plein bord (w)* qui détermine l'espacement des faciès rapides (chapitre II). On peut considérer que l'impact écologique de la chenalisation de chaque unité supplémentaire croît en fonction de l'artificialisation globale du tronçon. Ce qui peut se traduire par la figure 8.1, qui attribue un coût écologique faible aux premières unités aménagées, et très élevé pour la chenalisation des derniers secteurs restés naturels (coefficient A). Bien évidemment, si des effets induits sont prévisibles à l'amont ou à l'aval, l'évaluation du linéaire touché devra en tenir compte.

Il semble également nécessaire de faire intervenir un deuxième élément correcteur fonction de la taille de la rivière, tenant compte à la fois de l'importance fondamentale des têtes de réseau dans la genèse des écoulements, au plan qualitatif et quantitatif, et de la dimension patrimoniale des grands cours d'eau. Cette dimension peut être facilement appréciée par le rang fluvial selon l'ordination de Strahler, ou tout autre paramètre qui lui est corrélé : distance aux sources, superficie du bassin versant, module, etc..

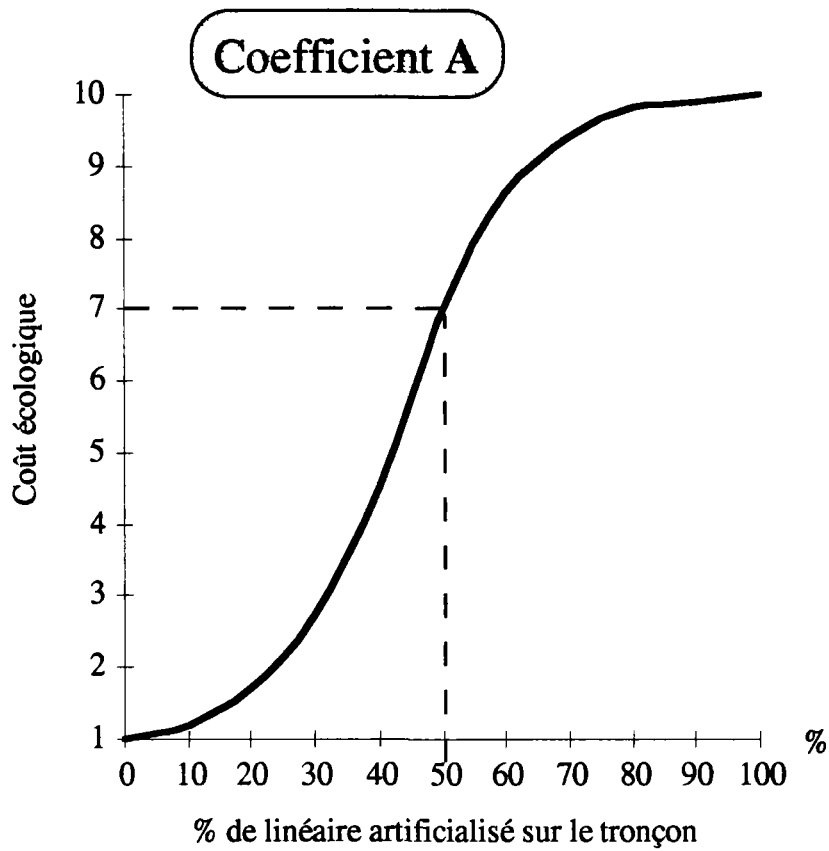


Figure 8.1 : Coût écologique de la chenalisation par unité de linéaire (w) en fonction de l'état d'artificialisation du tronçon après aménagement.

En effet, l'artificialisation des têtes de bassin n'affecte pas seulement le linéaire aménagé, mais contribue à la dégradation de la qualité écologique de tout le réseau hydrographique, du fait de la perte de la capacité de rétention de la matière organique et des éléments nutritifs, de l'accentuation des épisodes de crues et d'étiages, de l'aggravation des problèmes d'érosion des sédiments fins. Tous ces processus, qui interviennent à la genèse des écoulements, sont fortement dépendants de la structure morphologique des cours d'eau de rang 1 et 2 qui constituent le chevelu en tête de réseau. Une fois que l'eau aura atteint les axes principaux (rangs 3 à 5), et même si leur morphologie est intacte, les processus naturels peuvent se révéler insuffisants pour rétablir la qualité et réguler les débits pour une raison simple liée au rapport de longueur entre les rangs successifs. Du fait de la structure fractale des réseaux, le rapport entre le linéaire total d'un rang fluvial et celui du rang immédiatement supérieur est en moyenne de 3,2 à 1. On conçoit ainsi qu'en cas d'artificialisation généralisée des rangs 1 et 2, la capacité autoépuration et régulatrice des rangs supérieurs puisse être dépassée.

A l'autre extrémité du réseau, et pour les mêmes raisons liées à leur structure fractale, les grands cours d'eau constituent des écosystèmes de haute valeur patrimoniale, parce qu'ils allient à une très grande richesse écologique l'originalité et la rareté. En effet, autant il est légitime de considérer régionalement l'équilibre entre tronçons naturels et tronçons artificialisés sur les petits cours d'eau (rang < 5), autant les grandes rivières et les fleuves constituent des écosystèmes rares, voire uniques, de par la spécificité biogéographique de leur peuplement, l'originalité écorégionale de chaque grand bassin versant, et le faible linéaire concerné, quelques % seulement du réseau.

Ceci peut se traduire par le coefficient R (figure 8.2) qui attribue un coût écologique plus important à l'artificialisation des cours d'eau de rang faible et élevé.

Intensité

La prévision de l'intensité de l'impact cherchera à évaluer la discordance entre l'état après aménagement et la morphologie de la rivière qui correspondrait à son état d'équilibre dynamique. Nous utiliserons pour cela des facteurs dont on a clairement démontré l'importance en terme de fonctionnement écologique. Les paramètres permettant de quantifier l'altération devraient normalement faire partie, en fonction des travaux prévus, de tout dossier sérieux de demande d'autorisation. Des graphiques simples permettent d'affecter un impact écologique pour chaque catégorie d'altération prévisible.

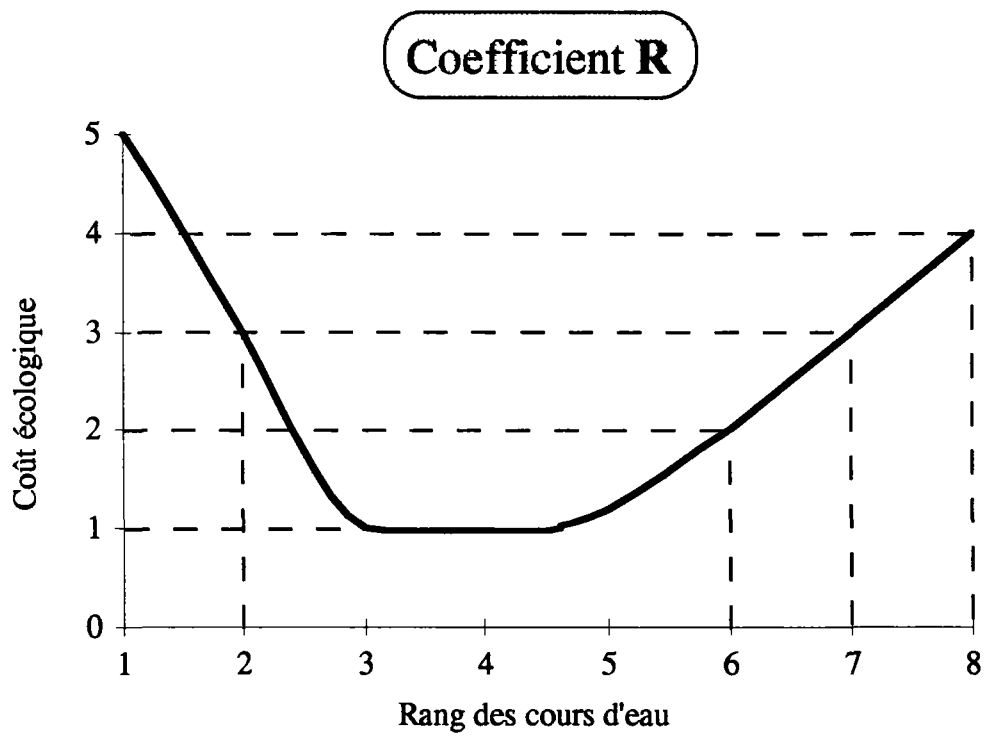


Figure 8.2 : Coût de l'artificialisation d'un tronçon en fonction de son rang.

L'écart par rapport à l'état d'équilibre pourra être quantifié à partir de quelques paramètres clés tels que :

- la perte de sinuosité et la diminution du taux de tressage (disparition des chenaux multiples), par rapport au tracé en plan originel souvent repérable sur cartes ou photos aériennes anciennes (Coefficient I.1, figure 8.3).

- La réduction de l'espace de liberté du cours d'eau, mesuré par l'accroissement du degré de contrainte latérale imposé par un endiguement. Cet espace de liberté sera évalué par rapport à la largeur à plein bord (w), qui en constitue l'unité de mesure. Les rivières alluviales en équilibre ont un espace de liberté de l'ordre de $12 w$ (Coefficient I.2, figure 8.4).

- La période de retour du débit de plein bord, en considérant comme normale, en première approximation, une fréquence biennale. Des recherches en cours sur la variabilité régionale de ce paramètre permettront dans un proche avenir d'en affiner la valeur indicatrice (Coefficient I.3, figure 8.5).

- L'accroissement de la largeur mouillée à l'étiage (débit moyen mensuel minimum) est également important car il conditionnera la réduction des profondeurs moyennes, le risque de réchauffement estival et de gel hivernal, et le risque de colmatage du substrat (Coefficient I.4, figure 8.6).

L'altération de la structure physique et de la connectivité, dont l'importance a été mise en relief pour expliquer les impacts biologiques, est parfois plus difficile à quantifier *a priori*.

- La disparition des séquences de faciès rapides-profonds, doit d'emblée être considérée comme une altération majeure.

- Pour les structures d'abris, il convient de distinguer les abris en berge et dans le chenal, et la nature minérale ou végétale de ces structures : celles-ci repoussent, celles-là non. Il faut signaler que la pose de blocs de protection non maçonnés ou d'épis peut être considérée comme une création d'abris en berge, et notée comme telle. L'impact sur la stabilité du lit sera évalué plus loin.

Evaluer l'impact de l'entretien de la végétation rivulaire pose des problèmes très complexes, qui font actuellement l'objet d'une recherche spécifique en collaboration avec le Ministère de l'Environnement (Direction de l'Eau).

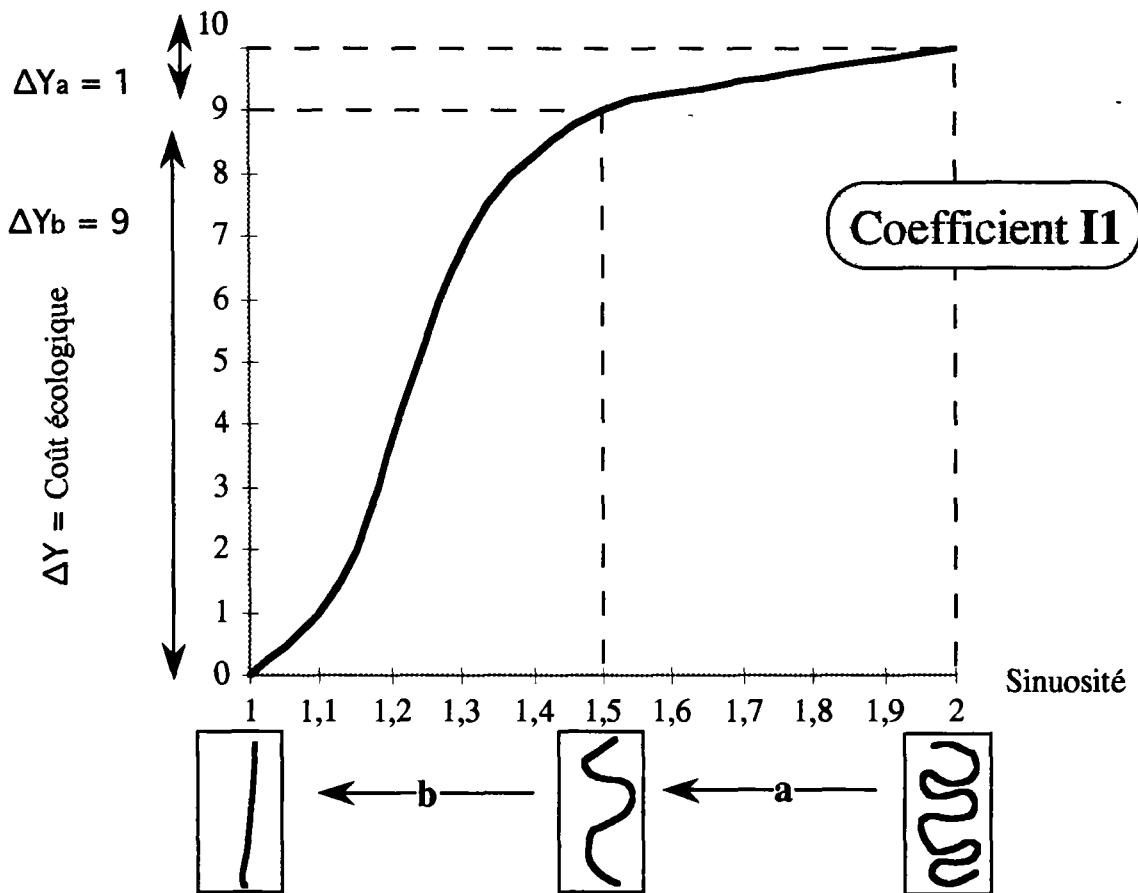


Figure 8.3 : Coût écologique de la perte de sinuosité par chenalisation. Le coût écologique se calcule par la différence (ΔY) entre la sinuosité originelle du cours d'eau (état d'équilibre) et la sinuosité après aménagement.

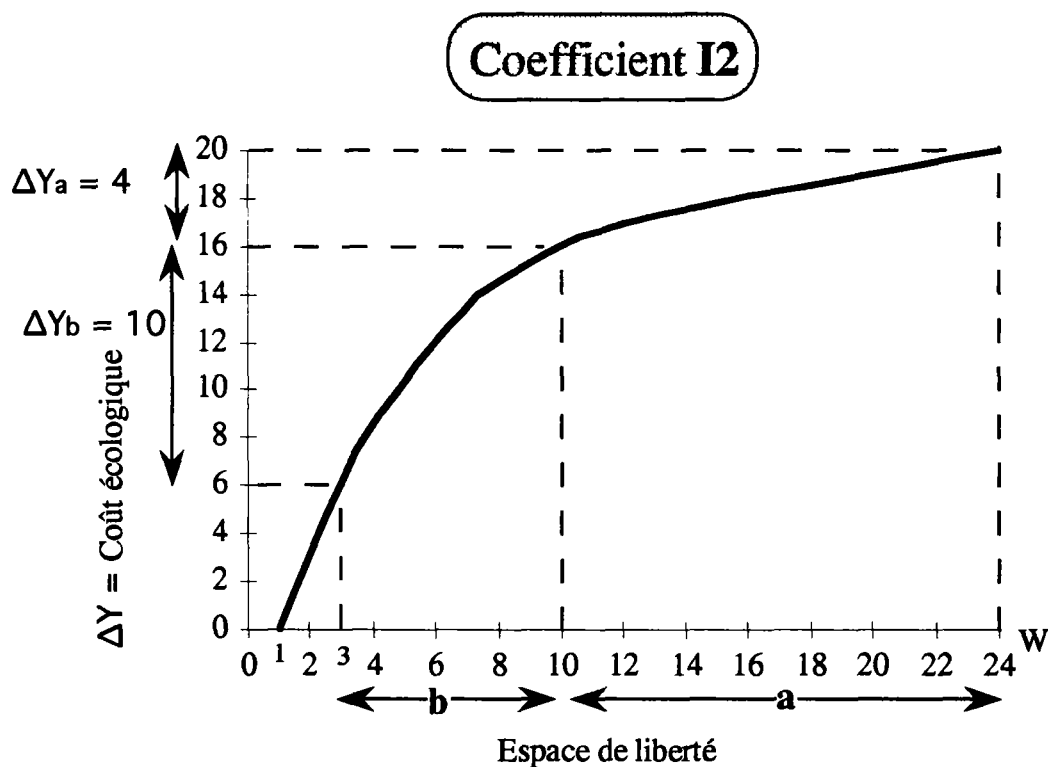


Figure 8.4 : Coût écologique de la réduction de l'espace de liberté due à la chenalisation. Le coût écologique se calcule par la différence (ΔY) entre la valeur de l'indice lue pour l'espace de liberté originelle et la valeur après aménagement.

Coefficient I3

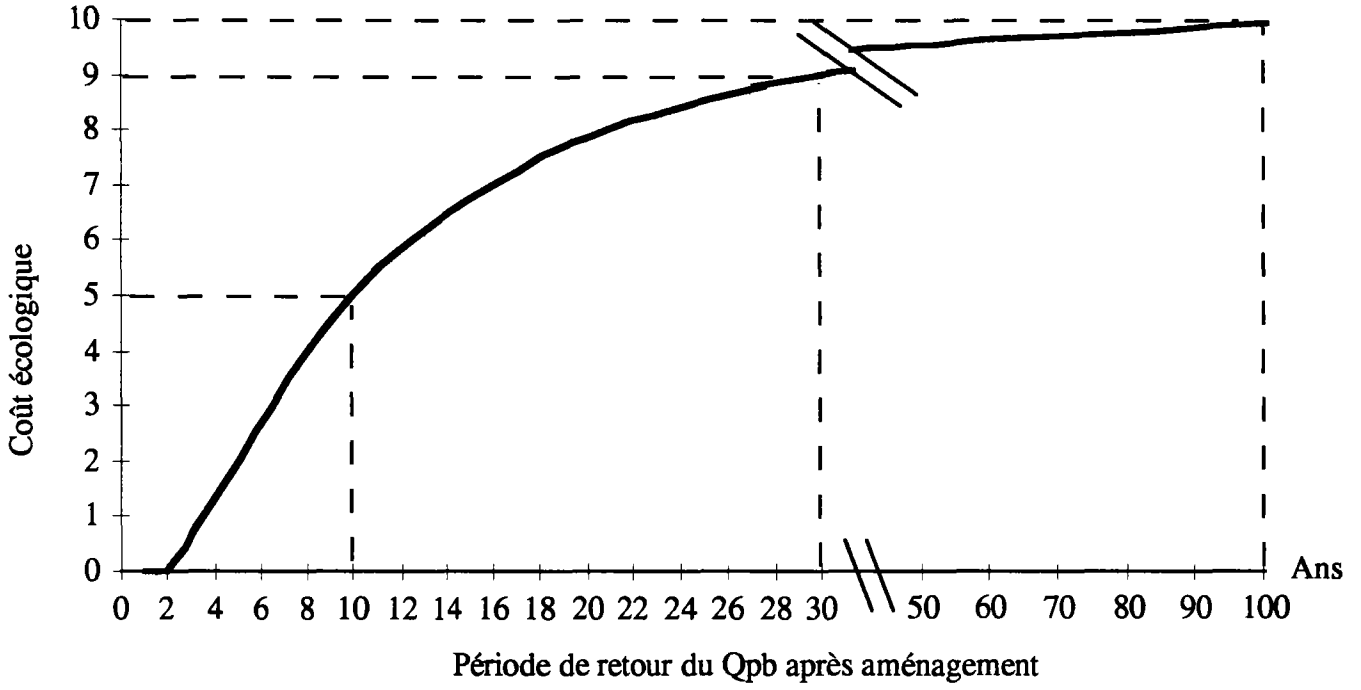


Figure 8.5 : Coût écologique de la réduction de la fréquence de débordement due à la chenalisation. La période de retour normale du débit de plein est généralement inférieur à 2 ans.

Coefficient I4

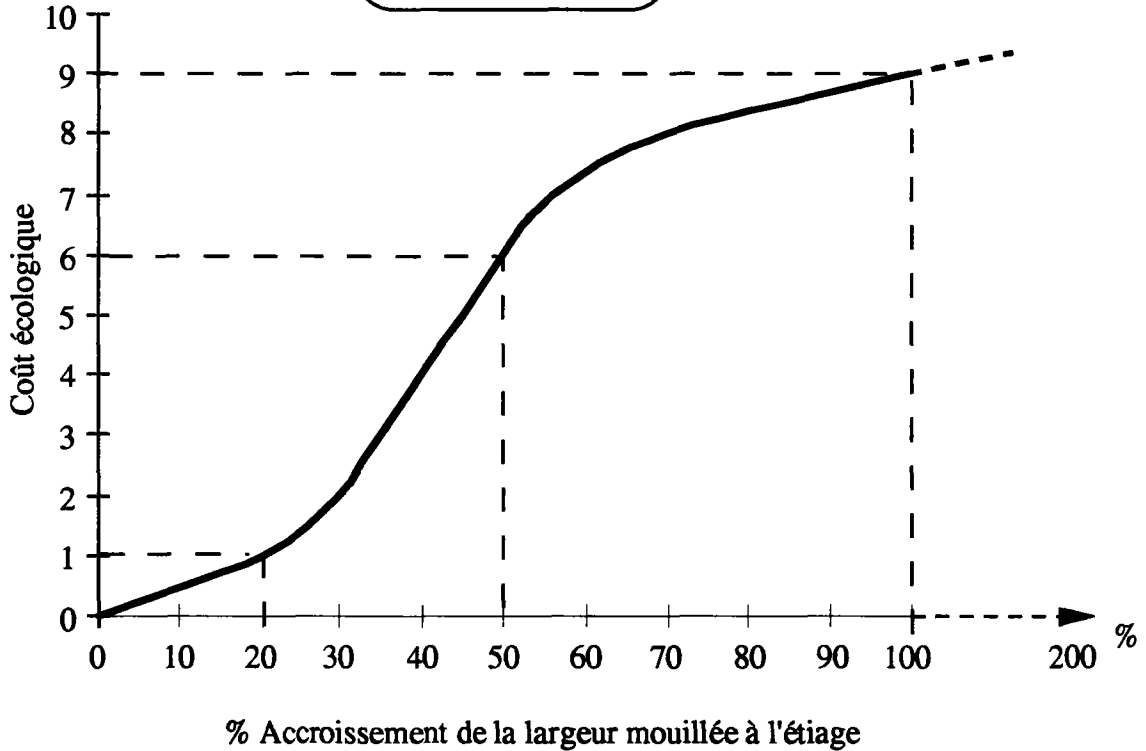


Figure 8.6 : Coût écologique de la chenalisation en fonction du pourcentage d'accroissement de la largeur mouillée à l'étiage.

Nous nous appuyons ici sur les premières conclusions de cette recherche en ce qui concerne les structures ligneuses immergées (MÁRIDET, 1994 b).

L'évaluation de l'impact de ces altérations (Coefficient I.5, Tableau 8.I), forcément qualitative, sera facilitée par le fait que généralement ces travaux obéissent à une règle du tout ou rien : quand on déplace un bulldozer, c'est rarement pour faire le travail à moitié !

- L'altération du substrat est plus difficile à prévoir. En cas de terrassements affectant le fond, la granulométrie de surface, plus grossière, est généralement éliminée, mettant à jour les couches profondes à texture plus fine et moins cohésive. Des calculs hydrauliques classiques en ingénierie permettront de déterminer le débit de mise en mouvement des particules de diamètre médian en surface. La fréquence de retour de ce débit permettra d'estimer le risque d'instabilité du substrat. La comparaison des fréquences de mise en mouvement avant et après travaux permettra de quantifier l'accroissement probable de l'instabilité, sachant qu'il s'agit d'une évaluation au minimum car un substrat en place, plus ou moins armuré, est généralement remanié moins fréquemment que ne laisserait prévoir les modèles hydrauliques (Coefficient I.6, figure 8.7).

La prévision du risque de colmatage est trop complexe pour être intégrée à ce niveau. Par ailleurs, une stabilisation excessive du substrat constitue aussi une perturbation sérieuse du fonctionnement écologique, mais ce point fait encore l'objet de recherche et sera intégré par la suite.

- la perte de connectivité latérale peut être évaluée en première approximation par la perte de zone inondable pour une crue de fréquence trentennale, rapportée à la largeur du lit à débit plein bord. Le coût écologique de cette perte de connectivité devra être modulé en fonction du peuplement piscicole du cours d'eau, évalué d'après les méthodes classiques telle que la zonation de HUET (1949) ou la biotypologie de VERNEAUX (1977). En effet, les communautés piscicoles des zones à barbeau et à brème (cyprinidés, brochet) sont beaucoup plus inféodées aux milieux annexes que les espèces des zones à salmonidés (Coefficient I.7, figure 8.8).

- Enfin l'impact des obstacles à la circulation des poissons devra être évalué, pour l'ensemble du tronçon considéré, en fonction de la franchissabilité des ouvrages selon le débit, et du nombre d'obstacles par kilomètre sur le tronçon considéré (Coefficient I.8, figure 8.9).

Altérations physiques	Coûts écologiques	
	Cours d'eau à forte énergie	Cours d'eau à faible énergie
1 = Enlèvement des structures ligneuses immergées en berge	3	7
2 = 1 + Arasement des berges (retalutage, enlèvement des blocs)	7	10
3 = 2 + Enlèvement des obstacles dans le chenal (blocs, structure ligneuses)	12	12
4 = 3 + Reprofilage, arasement des faciès rapides/mouilles	20	20

Tableau 8.I : Coefficient I5 : Coûts écologiques de l'altération des structures d'abris et séquences de faciès

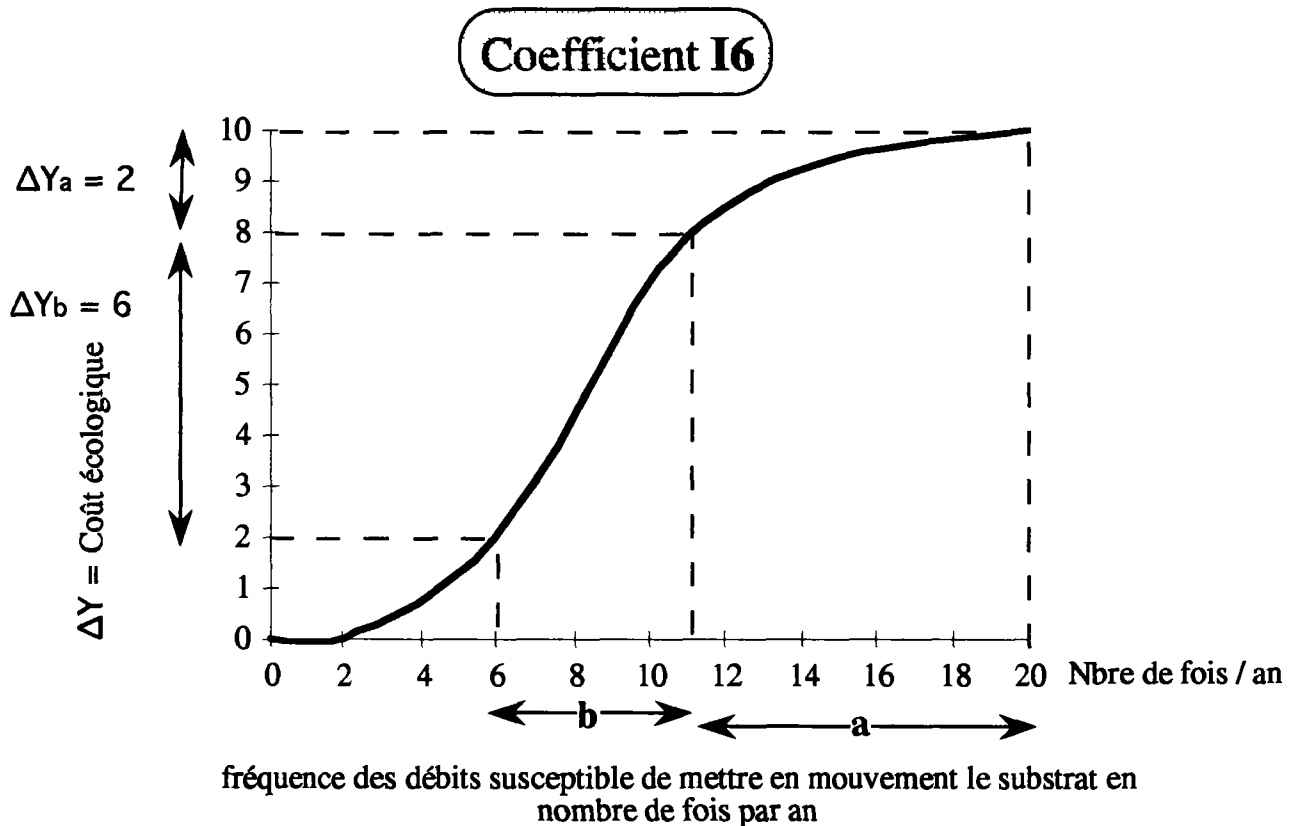


Figure 8.7 : Coût écologique de l'altération de la stabilité du substrat. Le coût écologique se calcule par la différence (ΔY) entre la valeur de l'indice correspondant aux fréquences avant et après chenalisation.

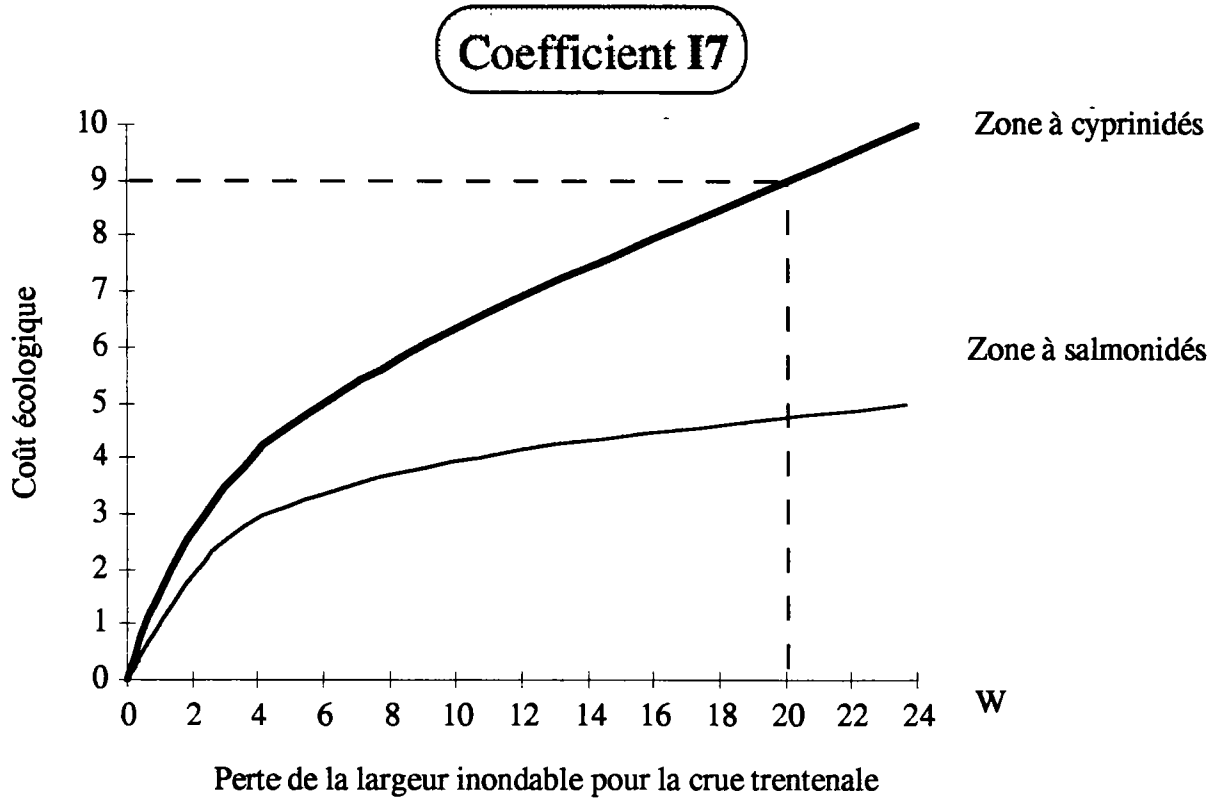


Figure 8.8 : Coût écologique de la perte de la connectivité latérale estimé par la perte de largeur inondable pour la crue trentennale.

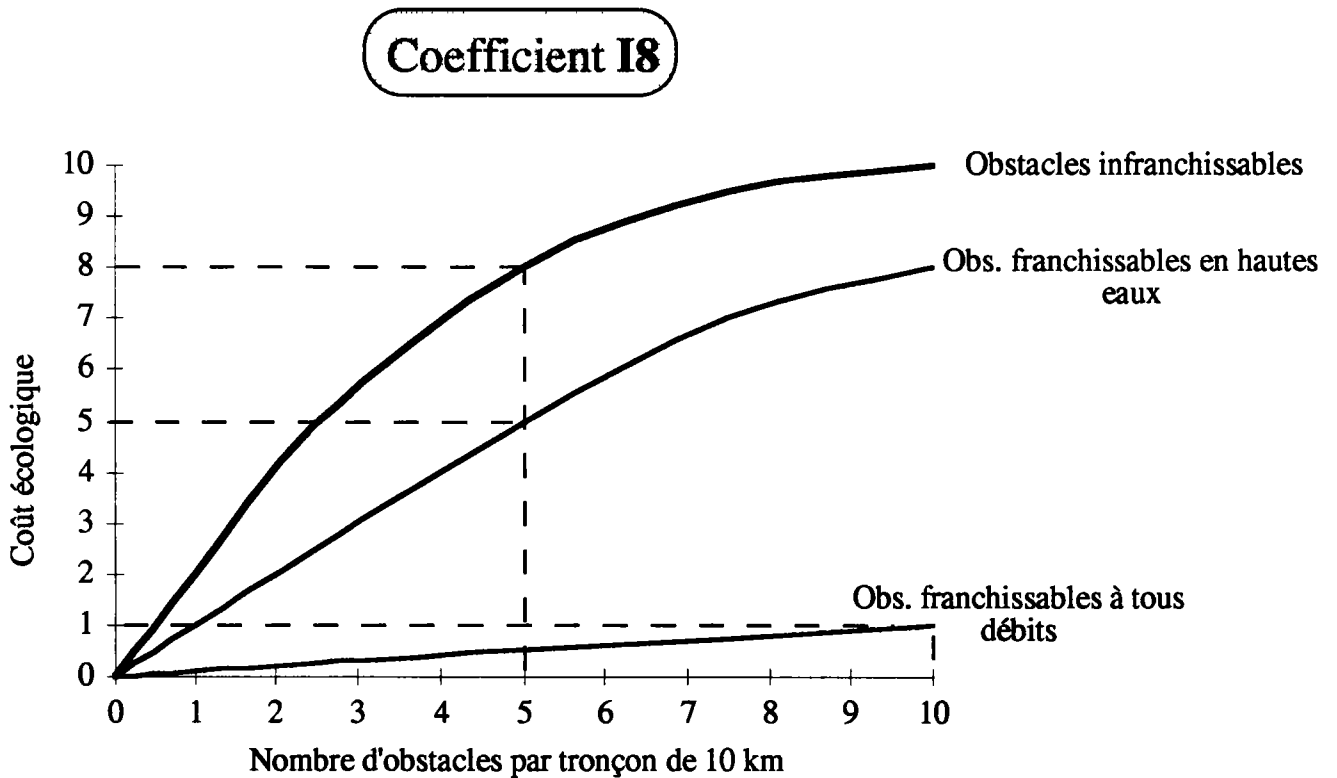


Figure 8.9 : Coût écologique des obstacles à la circulation des poissons (le coût écologique correspond à la situation après aménagement sans tenir compte des obstacles naturels).

L'intensité globale de l'artificialisation par unité de linéaire pourra être estimée à partir de la somme de ces différents impacts.

Temps

L'évaluation de la durée de l'impact devra intégrer trois éléments :

- La rémanence de l'altération physique, fonction de la réversibilité de l'aménagement.
- La répétition des interventions qui aboutit à cumuler les impacts.
- L'aggravation possible des impacts à long terme si l'équilibre morphodynamique est rompu.

Nous avons vu (chapitre V) que la réversibilité d'un aménagement peut être estimée à partir de la nature des travaux et de l'énergie potentielle de la rivière. A partir de cette simple estimation, il est possible d'affecter au projet un coefficient de rémanence, multiplicateur, fonction de la durée prévisible de l'impact (Coefficient T, Tableau 8.II). Le temps de réajustement dépend aussi de la cohésion des matériaux du lit, ce qui justifie une certaine fourchette pour les travaux de terrassement en fonction des conditions locales.

Tableau 8.II : Impact écologique d'un aménagement en fonction de sa réversibilité (temps de réajustement) estimée d'après l'énergie potentielle spécifique du cours d'eau et la nature de l'intervention

Coefficient T

Nature de l'intervention Energie en crue	Travaux d'entretien	Terrassements lourds	Structures de stabilisation
FORTE EPS > 35 w.m ⁻²	2	5 à 20	50 à 100
FAIBLE EPS < 35 w.m ⁻²	5	30 à 50	100

S'il est évident que des travaux sans structures stabilisatrices auront un impact limité dans le temps dans des rivières à forte énergie capable de se réajuster rapidement, la répétition des interventions dès que les processus de réajustement auront restructuré l'habitat peut s'avérer aussi néfaste qu'un aménagement irréversible. C'est le cas notamment de "l'entretien" au bulldozer du lit de certaines rivières torrentielles dans le

sud-est de la France, largement subventionné par les collectivités locales, et qui répété après chaque crue aboutit à maintenir ces rivières dans un état écologique à peu près équivalent à celui d'une autoroute. Il est donc logique **d'affecter aux interventions répétitives un impact écologique correspondant au temps cumulé depuis la première intervention de même nature.**

La prévision des réponses morphologiques différées sur le long terme est beaucoup plus délicate. Si une rivière alluviale à haute énergie est endiguée trop étroitement, la réponse morphodynamique se fera par érosion du fond et incision progressive du lit dans les sédiments. Les impacts écologiques peuvent se manifester après des décennies, et le processus engagé s'avère souvent irréversible. **L'identification des seuils d'irréversibilité devrait constituer une priorité en recherche et mobiliser toute l'attention des gestionnaires en charge d'évaluer les projets d'aménagement.**

Il semble difficile actuellement de donner une méthode simple pour prévoir de tels risques. Les principes de géomorphologie fluviale énoncés au chapitre II permettent dans certains cas de prévoir la direction des réponses morphologiques. Si une évolution dangereuse est suspectée, le recours à des géomorphologues compétents capables de poser un diagnostic prévisionnel, en faisant appel au besoin à la modélisation, s'avèrera indispensable. Pour tout projet d'aménagement de quelque envergure, une telle étude géomorphologique préalable devrait être systématiquement exigée.

Impact global : un indice L.I.T.

Il est possible à partir des éléments ci-dessus de construire un indice prévisionnel de l'impact d'un aménagement en combinant Linéaire, Intensité et Temps, selon une formule du type :

$$\text{Impact global} = \sum (L \cdot I \cdot T \cdot w^2 \cdot 10^{-4})$$

Pour chaque segment faisant l'objet de travaux de même nature,

L représente la longueur l (en mètres) du segment touché par l'aménagement, mesuré en nombre d'unités de linéaire w (largeur à plein bord, en mètres), et corrigé en fonction du linéaire artificialisé après aménagement (Coefficient A, figure 8.1), et du rang (Coefficient R, figure 8.2). Ce qui s'écrit : $L = (l/w) \cdot A \cdot R$

$I = (I_1 + I_2 + \dots + I_8)$ représente la somme des coefficients d'Intensité de l'impact pour les différentes altérations morphologiques sur ce secteur (figures 8.3 à 8.9, Tableau 8.I).

T représente le temps de rémanence prévisible (Tableau 8.II), ou la durée (en années) d'impact cumulé pour les interventions répétitives.

$w^2 \cdot 10^{-4}$ représente la surface en hectares de chaque unité de linéaire artificialisé.

La dimension de l'indice est une surface pondérée, ce qui permet de sommer les valeurs obtenues sur différents tronçons d'une même rivière dans un aménagement global, ou de comparer les coûts écologiques sur différentes rivières.

VIII.2. Perspectives

L'indice L.I.T. permettrait de **hiérarchiser** rapidement les projets d'aménagement en fonction de la gravité des impacts prévisibles, et donc de faciliter les procédures d'autorisation dans le cadre de l'article L.232-3.

Il peut servir également à **orienter** le contenu d'un projet d'aménagement vers les scénarios les moins traumatisants pour le milieu.

Dans une perspective positive, l'indice L.I.T pourrait aussi être employé pour évaluer l'intérêt d'un projet de **restauration** du fonctionnement écologique d'un cours d'eau. Aménagement et restauration pourraient ainsi être évalués *a priori* sur les mêmes critères, ce qui permettrait d'objectiver la prise de décision dans les négociations délicates concernant les mesures compensatoires prévues par le législateur.

Toutefois, nous préconisons une phase de test en vraie grandeur sur quelques projets ciblés avant de recommander un usage généralisé de l'indice L.I.T.

CONCLUSION



CONCLUSION

Les interventions en rivière se caractérisent en majorité par leur finalité hydraulique, visant à réduire localement les inondations en accélérant l'écoulement par surdimensionnement et simplification de la géométrie des lit mineurs. Le résultat se traduit par la **chenalisation** plus ou moins poussée de la rivière.

Toutes les données bibliographiques convergent pour décrire les effets de la chenalisation comme les plus **destructeurs des équilibres écologiques et des processus fonctionels**. Ils génèrent des impacts particulièrement graves et durables. Les effets les plus évidents concernent la **réduction dans des proportions considérables, de l'ordre de 80%, des biomasses piscicoles**. Les poissons d'intérêt halieutique sont systématiquement les plus affectés.

Dans certains cas, les situations créées semblent **irréversibles** selon des processus naturels. **Sans récupération de la structure et de la dynamique physique, il n'y a pas de récupération biologique**. L'irréversibilité apparaît directement liée à l'**énergie potentielle en crue**. En dessous d'un certain seuil d'énergie, le réajustement morphologique n'intervient pas, et de simples terrassements affectent la rivière pour des décennies. Dans certaines régions, cette situation concerne la majorité des cours d'eau.

Il apparaît donc indispensable **d'intégrer dans les décisions d'aménagement la notion de réversibilité des modifications qui seront apportées au milieu**. Si celles-ci s'avèrent irréversibles, les précautions maximales devront être prises pour s'assurer au préalable de la réelle nécessité socio-économique de l'aménagement, et si tel est le cas, que l'option choisie permet de minimiser l'impact écologique.

Puisque cet impact est directement lié aux modifications de la structure physique, il est légitime de proposer une méthode d'évaluation *a priori* de l'impact écologique d'un aménagement à partir d'une estimation prévisionnelle de l'artificialisation. L'indice L.I.T. tient compte de l'intensité de la chenalisation projetée sur un certain linéaire, pondérée en fonction de l'artificialisation globale du tronçon, de sa position dans le réseau, et de la réversibilité prévisibles de l'aménagement. Un tel indice est conçu pour aider à mettre en application les procédures d'autorisation prévues par le législateur, mais il peut également servir à guider les choix vers des interventions moins traumatisantes pour le milieu. Un retour critique des utilisateurs potentiels permettrait d'améliorer cette proposition.

Nous espérons que cette approche pourra contribuer à orienter une politique de restauration des fonctionnalités des écosystèmes d'eau courantes, pour atteindre un véritable équilibre entre la conservation du patrimoine aquatique et l'utilisation raisonnée de la ressource et de l'espace du lit majeur, dans l'esprit de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992.

BIBLIOGRAPHIE



BIBLIOGRAPHIE

ALBERT M.B., 1992. Equilibre morphologique et débit de plein bord. *In* : 22èmes journées de l'Hydrauliques "L'avenir de l'eau" : 1-11 .

ALLEE P., GIERT G. & MUSSOT R., 1981. *Aménagement des rivières à fond mobile : évolution de sections fluviales aménagées* . Rapport du Min. Agri. : 86p.

AMOROS C., ROUX A.L., REYGROBELLET J.L., BRAVARD J.P. & PAUTOU G., 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers : Research & Management* , 1 : 17-36.

AMOROS C. & PETTS G.E. , 1993. *Hydrosystèmes fluviaux* ., Masson, Paris : 300p.

ANDRIAMAHEFA H., 1994. *Approche des tendances d'artificialisation des cours d'eau du bassin de la Loire* . CEMAGREF Lyon BEA/LHQ : 61p.

ANDRIAMAHEFA H., 1995. *Régionalisation de la morphologie des cours d'eau dans la bassin de la Loire : approche par le faciès d'écoulement* . Cemagref BEA/LHQ et Université Jean Monnet - St Etienne : 63p.

ARNER D.H., ROBINETTE H.R., FRAZIER J.E. & GRAY M.H., 1976. *Effects of channelization on the Luxapila River on fishes, aquatic invertebrates, water quality and furbearers* . Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, Washington DC.

BARCLAY J.S., 1980. *Impact of Stream Alterations on Riparian Communities in South-central Oklahoma* . Office of Biological Services, fish and Wildlife Service, US department of the Interior, Washington, DC.

BILLEN G., MEYBECK M., THIBERT S., HANSET P. & CHESTERIKOFF A., 1993. *Sources, transport et transformations des nutriments (N, P, Si) dans le réseau hydrographique de la Seine* . Université Libre de Bruxelles, URA CNRS Laboratoire de Géologie Appliquée.

BOVEE K.D., 1982. *A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology* . U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Fort Collins, Colorado.

BRICES, J.C., 1983. Factors in stability of relocated channels. *Jour. Hydr. Eng.*, 109 : 1298-1311.

BROOKES A., GREGORY K.J. & DAWSON F.H., 1983. An assessment of river channelization in England and Wales. *The Science of the Total Environment*, 27 : 97-112.

BROOKES A., 1985. River channelization : traditional engineering methods, physical consequences and alternative practices. *Prog. in Phys. geog.* , 9 : 44-73.

BROOKES A., 1986. Response of aquatic vegetation to sedimentation downstream from channelization works in England and Wales. *Biological conservation*, 38 : 351-367.

BROOKES A., 1988. *Channelization rivers. Perspectives for environmental management.* , Wiley interscience (ed.) : 326p.

CACAS J., DEGOUTTE M., DUTARTRE A., GROSS F. & VUILLOT M., 1986. *Aménagements de rivières : trois études de cas* . Cemagref (Ministère Envir. Ministère Agric).

CEMAGREF (Grenoble), 1983. *L'étude d'impact des aménagements de cours d'eau* .

CHANG H.H., 1988. *Fluvial processes in river engineering.*, Wiley, New York : 432p.

CHARVET S., 1866. *De la destruction et de la reproduction du poisson dans les eaux douces de l'arrondissement de Grenoble.* , D. Prudhomme, Grenoble : 19p.

CLAVEL P. & BOUCHAUD B., 1980. Incidences des extractions de granulats d'alluvions et de certains travaux hydrauliques sur le périphyton, la production primaire et la production secondaire dans trois cours d' eau du Massif Central. *Ann. Stat. Biol. Besse en Chandesse* , 14 : 350p.

CONGDON J.C., 1986. Fish populations of channelized and unchannelized sections of the Chariton river, Missouri.

CORNING R.V., 1975. Channelization : shortcut to nowhere. *Virginia Wildlife* , 6-8.

COWX I.G., WHEATLEY G.A. & MOSLEY A.S., 1986. Long-term effects of land drainage works on fish stocks in the upper reaches of a lowland river. *Journal of environmental managment* , 22 : 147-156.

CUINAT R., 1980. Modifications du lit des cours d'eau : conséquences écologiques et piscicoles. In : J. H. Grover (eds), *Allocation of fisheries Resources. Proc. tech. consultation allocation Fish. Res.* , FAO : 47-56.

CUINAT R., 1974. Les exigences des poissons dans nos eaux courantes. *Techniques de l'eau et de l'assainissement* , 350 : 1-19.

CUINAT R., 1979. Diverses conceptions des aménagements de rivière : quelques cas étudiés dans le Massif Central. In : 6 ème D.R. Conf. Union Rég. Féd. A.P.P. Massif Central Polyc. : 49-58.

CUINAT R., 1981. Vers un aménagement plus raisonnable des berges et du lit de nos cours d'eau. *Doc. C.S.P* , 48 : 3p.

CUINAT R., BOMASSI P., CARMIE H., CARRIER A., BOYER L. & BONNET A., 1982. Conséquences hydrobiologiques et piscicoles de la chenalisation d'une petite riviere de Limagne. In : Conseil Supérieur de la Pêche, 6ème délégation régionale (Clermont-Ferrand) : 5p + annexes.

CUMMINS K.W., 1975. The ecology of running waters; theory and practice. In : Baker et al. eds. (eds) : 277-293.

CUPP C.E., 1989. *Stream corridor classification for forested lands of Washington* . Washington Forest Protection Association.

DA COSTA G., 1982. *Essai d'évaluation des effets biologiques à long terme des redressements de cours d'eau : exemple du Rahin et de la Cuisance*. Cemagref, Div.Qualité des Eaux.

DUTARTRE A. & GROSS F., 1982. Evolution des végétaux aquatiques dans les cours d'eau recalibrés (exemples pris dans le Sud-Ouest de la France). In : Symoens J.J., Hooper S.S. and Compere P. (eds), *Studies on aquatic vascular plants.*, Royal Botanical Soc. Belgium, Bruxelles : 394-397.

ELSER A.A., 1968. Fish populations of a trout stream in relation to major habitat zones and channel alterations. *Transactions of the American Fisheries Society* , 98 : 253-262.

EMERSON J.W., 1971. Channelization, a case study. *Science* , 173 : 325-326.

FRAGNOUD E., 1987. *Préférences d'habitat de la Truite fario (Salmo trutta fario L., 1758) en rivière (quelques cours d'eau du sud-est de la France)*. Doctorat "Ecologie fondamentale et appliquée des eaux continentales"., Univ. Cl. Bernard Lyon I, CEMAGREF, DQEPP/LHQ : 435p.

GILVEAR D.J. & BRAVARD J.P., 1993. Dynamique fluviale. In : Masson S.A. (eds), *Hydrosystèmes fluviaux.* , Amoros C., Petts G.E., Paris : 61-80.

GINOT V. & SOUCHON Y., 1995. *Logiciel EVHA. Evaluation de l'habitat physique des poissons en rivière (version 1.0, beta test)*. Vol. 1. *Guide méthodologique*. Vol. 2. *Guide de l'utilisateur*. Cemagref Lyon BEA/LHQ, France, et Ministère de l'Environnement, Dir. de l'Eau, Paris, France.

GRISWOLD B.L., EDWARDS C.J., WOODS L.C. & WEBER E., 1978. *Some effects of stream channelization on fish populations, macroinvertebrates and fishing in Ohio and Indiana* . Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, Washington DC.

HEGGENES J., KROG O.M.W., LINDÅS O.R., DOKK J.G. & BREMNES T., 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: Brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* . , 62 : 295-308.

HEGGENES J., 1988. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic J. fresh. Res.* , 64 : 74-90.

HEY R.D., 1986. river mechanics. *Jiwes* , 40 : 139-158.

HICKMAN G.D., 1975. *Value of instream cover to the fish populations of Middle Fabius River, Missouri* . Missouri Department of Conservation : Aquatic série.

HUET M., 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* , 11 : 332-351.

HUET M. & TIMMERSMANS J.A., 1976. *Influence sur les populations de poissons des aménagements hydrauliques de petits cours d'eau assez rapides* . Ministère de l'Agriculture.

HUGGINS D.G. & MOSS R.E., 1975. Fish population structure in altered and unaltered areas of a small Kansas stream. *Transactions of the Kansas Academy of science* , 77 : 18-30.

HYNES H.B.N., 1970. *The ecology of running waters.*. University of Toronto Press, Toronto : 555p.

KELLER E.A. & MELHORN W.N., 1978. Rhythmic spacing and origin of pools and riffles. *Geol. Soc. Amer. Bull.* : 723-730.

KELLERHALS R. & CHURCH M., 1990. The Morphology of large rivers : characterization and management. In : International Large River Symposium, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. : 31-48.

KNUDSEN E.E. & DILLEY J., 1987. *Effects of riprap bank reinforcement on juvenile salmonids in four western Washington streams.* : 351-356p.

LALANNE BERDOUTICQ G., 1985. *Aménagement et entretien des rivières en milieu rural* . Comité d'Aménagement des coteaux de Gascogne, Ministère de l'Agriculture.

LAMOUREUX N., STATZNER B., FUCHS U., KOHMANN F. & SCHMEDTJE U., 1992. An unconventional approach to modeling spatial and temporal variability of local shear stress in stream segments. *Water Resources Research* , 28 : 3251-3258.

LARRAS J., 1977. *Fleuves et rivières non aménagées.* , Eyrolles (ed). Collection du BCEOM : 187p.

LASER K.D., RAUSCH C.G., OLSON C.L. & CARLEWDER K.D., 1969. Fish distribution in the skunk river below Ames, Iowa. *Proc. of the Iowa Acad. Sci* , 76 : 196-204.

LEOPOLD L.B. & WOLMAN M.G., 1957. *River channel patterns : braided, meandering, and straight.* U.S. Geological Survey.

LEOPOLD L.B., WOLMAN M.G. & MILLER J.P., 1964. *Fluvial Processes in Geomorphology.*, Freeman and Co., San Francisco : 522p.

LEWIS S.L., 1969. Physical factors influencing fish populations in pools of a trout stream. *Transactions of the American Fisheries Society* , 98 : 14-19.

LUND J.A., 1976. *Evaluation of stream channelization and mitigation on the fishery resources of the St. Regis River, Montana* . Office of Biological Services Fish and Wildlife Service, U.S. Dep. of the Interior, Washington DC.

MALAVOI J.R., 1989. Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie. *Bulletin Français de la Pêche et la Pisciculture* , 15 : 189-210.

MALAVOI J.R., 1990. *Méthodologie de sectorisation et de description des cours d'eau à pente forte et moyenne : application à une gestion intégrée des écosystèmes d'eau courante.* Thèse de diplôme de doctorat en géographie et aménagement, Université Jean Moulin Lyon III CEMAGREF BEA/LHQ : 517p.

MALAVOI J.R., WASSON J.G. & SOUCHON Y., 1991. *Approche typologique de l'impact des aménagements de rivière sur les habitats piscicoles en vue de l'application de l'article L.232-3 du Code Rural* . CEMAGREF Lyon BEA/LHQ et CIPEA : 53p.

MALAVOI J.R. & ANDRIAMAHEFA H., 1993. *Éléments pour une typologie morphologique des cours d'eau du bassin de la Loire* . EPTEAU et CEMAGREF Lyon BEA/LHQ : 48p + annexes.

MALAVOI J.R., 1994. *Etude des modalités et des implications de l'effacement du barrage de Maison Rouge. Volet géomorphologie.* Agence de l'Eau Loire Bretagne et BE EPTEAU.

- MARIDET L., 1994a. *La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau : Influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central*. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard - Lyon I : 295 p.
- MARIDET L., 1994b. *Rôle des formations végétales riveraines*. Ministère de l'Environnement, Direction de l'Eau, SDMAP PARIS.
- MARIDET L. & COLLIN-HUET M.P., 1995. *La végétation aux abords des rivières : source de vie et d'équilibre*. , Min. de l'Environnement : 14p.
- MARIDET L. & SOUCHON Y., 1995. Habitat potentiel de la truite fario (*Salmo trutta fario*, L. 1758) dans trois cours d'eau du Massif Central. Approche méthodologique et premiers résultats sur le rôle de la végétation rivulaire arborée. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* , 336 : 1-18.
- MARZOLF R.G., 1978. *The potential effects of cleaning and snagging on stream ecosystems*. Off. Biol. Serv., Fish and Wildlife Service, U.S Dept. of the Interior, Washington D.C.
- MOYLE P.B., 1976. Some effects of channelization on fishes and invertebrates of Rush Creek, Modoc County, California. *California Fish and Game* , 62 : 179-186.
- NAIMAN R.J., HOLLAND M.M., DÉCAMPS H. & RISSER P.G., 1988. A new UNESCO program : research and management of land/inland water ecotone. *Biology International* , Special Issue 17 : 107-136.
- NEWBURY R.W. & GABOURY M.N., 1993a. *Stream analysis and fish habitat design*. Newbury Hydraulics Ltd., Manitoba Natural Resources : 256p.
- NEWBURY R. & GABOURY M., 1993b. Exploration and rehabilitation of hydraulic habitats in streams using principles of fluvial behaviour. *Freshwater Biology*, 29 : 195-210.
- NIEMI G.J., DEVORE P., DETENBECK N., TAYLOR D., LIMA A., PASTOR J., YOUNT J.D. & NAIMAN R.J., 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environmental Management* , 14 : 571-587.
- PAULIN L., 1994. *Impacts des aménagements de type chenalisation sur les habitats et les peuplements piscicoles : deux études de cas*. CEMAGREF Lyon, BEA/LHQ.
- PETIT F., 1988. Phénomènes influençant la mise en mouvement et le transport des particules en rivières naturelles. *Z. Geomorphol.* : 299-310.
- PETIT F. & DAXHELET C., 1989. Détermination du débit à pleins bords et de sa récurrence dans différentes rivières de moyenne et de haute Belgique. *Bull. Soc. Géogr. Liège* : 69-84.
- PETTS G.E. & BRAVARD J.P., 1993. Le réseau hydrographique dans la bassin-versant. In : Amoros C. and Petts G.E. (eds), *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson, Paris : 21-41.
- PIÉGAY H. & MARIDET L., 1994. Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles (revue bibliographique). *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture*, 333 : 125-147.
- PIÉGAY H., 1995. *Gestion des vallées alluviales - Etat d'avancement de la convention 94.9143*. CEMAGREF Lyon, BEA/LHQ : confidentiel.

PINAY G., DÉCAMPS H., CHAUVET E. & FUSTEC E., 1990. Functions of ecotones in fluvial systems. In : Naiman R.J. and Décamps H. (eds), *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones.*, UNESCO and The Parthenon Publishing Group, Paris : 141-169.

POLS M. & VERNE B., 1987. *L'entretien des cours d'eau en Rhône-Alpes : bilan, diagnostic et pistes de travail*. ISARA, mémoire de fin d'études.

PORTER M., 1978. *effects of stream channelization on the macrobenthic and fish communities of the Little Auglaise River, Ohio*. Ph. D. Thesis (SFA, 32-3), Ohio State University : 190p.

PORTT C., BALON E.K. & NOAKES L.G., 1986. Biomass and production of fishes in natural and channelized streams. *Canadian Journal of Fisheries Sciences*, 43 : 1926-1934.

POUILLY M., 1994. *Relations entre l'habitat physique et les poissons des zones à cyprinidés rhéophiles dans trois cours d'eau du bassin rhodanien : vers une simulation de la capacité d'accueil pour les peuplements*. Doctorat, Université Claude Bernard-Lyon I - BEA/LHQ CEMAGREF : 256 p.

RAMEZ P., 1995. *Erosion et transport solide en rivière. Tome 1 : Guide pour la compréhension des phénomènes*. Cemagref : Etudes du cemagref série Gestion des milieux aquatiques, n°8.

RITTER D.F., 1979. The effects of channelization on a high energy river. *Environmental Geology*, 3 : 29-38.

ROBERTS C.R. 1989. Flood frequency and urban-induced channel change : some British examples. In : K. Bevan and P. Carling (eds), *Floods : hydrological, edimentological and geomorphological implications.*, John Wiley and Sons, Chichester : 57-82.

ROUX A.L. & COPP G.H., 1993. Peuplements de poissons. In : Masson S.A. (eds), *Hydrosystèmes fluviaux.*, Amoros C., Petts G.E., Paris : 151-166.

ROY A.G. & ABRAHAMS A.D., 1980. Discussion of "Rhythmic spacing and origin of pools and riffles". *Geological society of America bulletin* : 248-250.

SCARNECCHIA D., 1988. The importance of streamlining in influencing fish community structure in channelized and unchannelized reaches of a prairie stream. *Regulated Rivers, Research & Management*, 2 : 155-166.

SCHMAL R.N. & SANDERS D.F., 1978. *Effects of stream channelization on aquatic macroinvertebrates, Bue,na Vista Marsh, Portage County Wisconsin*. Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service U.S Dep.of the Interior Washington DC.

SCHNITZLER-LENOBLE A. & Carbiener R., 1993. Les forêts galeries d'Europe. *La Recherche*, 24 : 694-701.

SCHUMM S.A., 1977. *The fluvial system.*, Water Ressources Publications, New-York : 338p.

SCHUMM S.A., HARVEY D.M. & WATSON C.C., 1984. *Incised channels : Morphology, dynamics and control.*, Water Ressources Publications, Littleton, Colorado : 200p.

SIMPSON P.W., NEWMAN J.R., KEIRN M.A., MATTER R.M. & GUTHRIE P.A., 1982. *Manual of stream alteration impacts on fish and wildlife*. Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, Washington DC.

SMITH C.D. & HARPER D.M., 1990. Engineering operations and invertebrates : linking hydrology with ecology. *Regulated Rivers : Research & Management*, 5 : 88-89.

SOUCHON Y., TROCHERIE F., FRAGNOUD E. & LACOMBE C., 1989. Les modèles numériques des microhabitats des poissons : application et nouveaux développements. *Rev. des sciences de l'eau*, 2 : 807-830.

STREUBEL D.N. & GRIFFITH J.S., 1993. Use of boulder pocket habitat by rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) in Fall River, Idaho. *Great Basin Naturalist*, 53 : 194-198.

TARPLEE W.H., LOUDER D.E. & WEBER A.J., 1971. *Evaluation of effects of channelization on the fish population in North-Carolina's coastal plain streams*. North Carolina Wildlife Resources Commission.

THEVENET A. 1995. *Abris et refuges pour les communautés de poissons dans les hydrosystèmes fluviaux*. Université C. Bernard Lyon I, Cemagref - BEA/LHQ.

TOEWS D.A.A. & MOORE M.K., 1982. *The effects of streamside logging on large organic debris in Carnation Creek*, Province of British Columbia and Ministry of Forest : 30 p.

TOWNSEND C.R., 1989. The patch dynamic concept of stream community ecology. *Journal of North American Benthological Society*, 8 : 36-50.

VERNEAUX J., VERGOIN J.P. & LARINIER M., 1975. Aspects écologiques des travaux d'aménagement des cours d'eau. *La Houille blanche*, 2-3 : 127-131.

VERNEAUX J., 1977. Biotypologie de l'écosystème "eaux courantes". Déterminisme approché de la structure biotypologique. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 284 : 77-80.

VERVIER P., DOBSON M. & PINAY G., 1993. Role of interaction zones between surface and ground waters in DOC transport and processing : considerations for river restoration. *Freshwater Biology*, 29 : 275-284.

WARD J.V. & STANFORD J.A., 1980. Effects of reduced and perturbed flow below dams on fish food organisms in Rocky Mountain trout streams. In : J. H. Grover (eds), *Allocation of Fisheries Research. Proc. Tech. Consultation Allocation Fish. Res.*, FAO : 493-501.

WASSON J.G., 1975. *La pollution écologique d'une rivière polluée : l'Isère à l'aval de l'agglomération Grenobloise*. 3e cycle, Université Grenoble I.

WASSON J.G., 1983. Habitats aquatiques et analyse quantitative des peuplements d'invertébrés benthiques. In : D. Q. E. CEMAGREF Pêche et Pisciculture (eds), *Etude hydrobiologique de la Saulx marnaise après aménagement d'une partie de son cours*. : 43-54.

WASSON J.G., ALLARDI J., BARBE J., COSTE M., LAFONT M., MOUTHON J., PHILIPPE M. & ROFÈS G., 1984. *Etude écologique de la Saône entre Auxonne et Tournus. Etat de référence*. Cemagref, Lyon :

WASSON J.G., BONNARD R. & MARIDET L., 1995. Réponses globales des invertébrés benthiques aux conditions d'habitat physique dans les cours d'eau salmonicoles : perspectives d'intégration dans les modèles habitat/poissons. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* , 337.

WASSON J.G., PIALOT J.P., SOUCHON Y., ZYBERBLATT M. & DA COSTA G., 1984. Approche quantitative de l'impact écologique des aménagements des cours d'eau. *In* : Symp. CECPI-FAO, Aarhus Dks, Cemagref, Div. Qual. Eaux Pêche et Piscicult. Lyon : 41p .

WASSON J.G., 1992. *Les orientations fondamentales par bassin : propositions pour une gestion intégrée des écosystèmes d'eau courante.* CEMAGREF, Division BEA, LHQ : 32p.

WASSON J.G., BETHÉMONT J., DEGORCE J.N., DUPUIS B. & JOLIVEAU T., 1993. *Vers une typologie fonctionnelle des écosystèmes d'eau courante du bassin de la Loire : éléments pour l'élaboration des orientations fondamentales de gestion. Phase I. Atlas* . CEMAGREF Lyon BEA/LHQ et CRENAM, URA CNRS 260.

WHELAN J.B., MAUGHAM O.E. & SHAMAN L.A., 1980. Biological and economic impact of stream alteration on the Virginia piedmont. *In* : (eds), *Summaries of riparian and stream alteration studies.* Eastern Energy and Land Use Team.

WHITLEY J.R. & CAMPBELL R.S., 1974. Some aspects of water quality and biology of the Missouri River. *Trans. Missouri Acad. Sci.* , 8 : 163-178.

WILLIAMS G.P., 1978. Bankfull discharge of rivers. *Water Resources Research*, 14 : 1141-1154.

ZIMMER D.W. & BACHMAN R.W., 1978. Channelization and invertebrate drift in some Iowa streams. *Wat. Res. Bull.* , 14 : 868-883.