21325

Ecologie, biogéographie et possibilités de contrôle des populations invasives de renouées asiatiques en Europe

Le cas particulier du bassin Rhin-Meuse

Etude réalisée pour le compte de l'agence de l'eau Rhin-Meuse
Auteur : Rapport rédigé par Annick SCHNITZLER
à l'aide du mémoire de Sabine SCHLESIER
Centre de recherches écologiques de l'université de Metz
Laboratoire de phytoécologie
Faculté des sciences
Ile du Saulcy
57045 METZ Cedex 01
Editeur : Agence de l'eau Rhin-Meuse
Juillet 1997
240 francs
100 exemplaires
© 1996 - Agence de l'eau Rhin-Meuse
Tous droits réservés

SOMMAIRE

ECOLOGIE ET BIOGEOGRAPHIE
I. Introduction 7
I.1. Présentation des taxons 7
I.2. Problématique 7
II. Strategies adaptatives des renouees asiatiques 8
II.1. Généralités 8
II.2. Une stratégie de compétiteur 10
II.2.1. La présence de gros organes de réserve 10
II.2.2. La rapidité de croissance des organes végétatifs 10
II.2.3. L'architecture des plantes, et son influence sur les successions floristiques 11
II.2.4. L'acquisition d'un feuillage abondant et dispensant une ombre dense 11
II.2.5. Le gigantisme 11
II.2.6. L'adaptation phénologique des périodes de floraison et de fructification 12
II.2.7. Hauts rendements photosynthétiques 12
II.2.8. Présence de substances allélopathiques 12
II.2.9. Réparation des dommages: réparation rapide 12
II.3. Les stratégies intermédiaires: un comportement de compétiteur/stress-tolérant. 16
II.4. Stratégies régénératives 17
II.4.1. Variabilité génétique dans les populations de renouées 17
II.4.2. Les phénomènes de pollinisation 18
II.4.3. Existence d'un écotype fixé de Fallopia japonica var. japonica 21
II.4.4. Les caractéristiques des semences 21
II.4.5. Les facteurs de dispersion 22
II.5. Conclusions: Les causes écophysiologiques du succès de Fallopia japonica 24
II.6. Quelques exemples d'autres néophytes invasifs des plaines alluviales européennes 25
III. Biogéographie et phytoécologie 25
III.1. En Asie 25
III.2. En Europe 26
III.2.1. A la conquête du continent européen 26
III.2.2. Données sur la rapidité de propagation et les limites actuelles de l'espèce 27
III.2.3. L'invasion des milieux alluviaux 29
IV. les renouées asiatiques continueront-elles leur expansion ? 32
V. Ecologie des renouées asiatiques dans le bassin Rhin-Meuse 35
V.1. Etude cartographique: répartition globale et degré d'invasibilité des populations de renouées asiatiques dans le bassin Rhin-Meuse. 35
V.1.1. Méthodologie 35
V.1.2. Résultats 35
V.1.3. Discussion 38
V.2. Etude phytosociologique 39
V.2.1. Méthodologie 39
V.2.2. Résultats 41
V.3. Discussion 53
V.3.1. Relations entre degré d'invasion de la renouée et facteurs du milieu 53
V.3.2. Les renouées sont-elles réellement une menace pour la biodiversité ? 63
V.3.3. Faut-il lutter contre l'invasion des renouées en Europe ? 64
LES MOYENS DE LIMITATION DE LA PROPAGATION DES RENOUEES
I. Introduction 69
II. La renaturation des milieux anthropisés et déstabilisés 69
III. Les moyens mécaniques 70
III.1. La fauche 70
III.1.1. Méthodologie 70
III.1.2. Résultats 71
III.1.3. Discussion 72
III.2. L'arrachage des rhizomes 73
III.3 Le pâturage 73
III.4. La couverture par un géotextile 74
IV. Les moyens chimiques 74
V. Les moyens biologiques 75
V.1. Principes 75
V.2. Les essais de contrôle biologique 76
CONCLUSION 81

ECOLOGIE ET BIOGEOGRAPHIE

I. INTRODUCTION

I.1. Présentation des taxons

Le genre *Fallopia* Andanson sensu Holub (1971) de la famille des Polygonaceae, est riche en formes biologiques: il contient en effet des herbacées annuelles et pérennes, ainsi que des taxa ligneux et des lianes. Ce genre s'appelait tout d'abord *Polygonum* (Webb et Chater 1963)(Bailey and Stace 1992).

En Europe, ce genre est représenté par deux lianes herbacées annuelles, *F. dumetorum* et *F. convolvulus*, toutes deux autochtones. Les deux lianes pérennes *F. baldschuanica* et *F. multiflora* sont originaires d'Asie.

Les herbacées érigées et rhizomateuses géantes appartenant au genre *Reynoutria* Houtt. ont été longuement débattues. *Reynoutria* comprend deux espèces est-asiatiques: *R. japonica* Houtt. (*Polygonum cuspidatum* Siebold et Zucc.) (qui comprend 2 variétés: var. *japonica* et var. *compacta*,) et *R. sachalinensis* (F. Schmidt ex Maxim.). Les travaux cytologiques et chromosomiques récents de Bailey et Stace (1992) ont démontré que les similarités entre les genres *Reynoutria* et *Fallopia* autorisaient la réunion de ces deux genres en un seul, celui de *Fallopia*. C'est donc cette dénomination que nous adopterons.

I.2. Problématique

Depuis quelques décennies, des populations monospécifiques de renouées du Japon appartenant aux herbacées érigées rhizomateuses *Fallopia japonica* et *F. sachalinensis* et hybrides se propagent le long des rivières du bassin Rhin-Meuse, avec une nette tendance à la prolifération dans certains secteurs alluviaux comme les départements du Haut-Rhin en Alsace ou des Vosges en Lorraine. Le problème de la prolifération de ces plantes est apparu notamment aux partenaires du Contrat-Nature, Haut-Rhin (CG 468, Agence, DDAF) dont le but est de soutenir les projets d'amélioration de la fonctionnalité des cours d'eau haut-rhinois. La replantation d'arbres sur des rives déboisées s'est avérée difficile dans les sites dégradés (où la rivière a été calibrée et enrochée), car ces sites sont colonisés en priorité par des fourrés monospécifiques des renouées asiatiques. Ces populations denses empêchent donc une reprise de la diversification biologique globale de l'écosystème.

Le problème posé par l'envahissement des renouées explique que plusieurs tentatives de lutte contre l'invasion de ces plantes aient été faites (Jager 1994). Ces tentatives soulignent la préoccupation des habitants au "problème renouée", et la résolution des organismes gestionnaires des rivières d'y mettre un terme. Mais le problème est loin d'être réglé: si les renouées peuvent être localement détruites par la fauche ou les herbicides, elles n'en continuent pas moins à se répandre et témoignent dans beaucoup de sites alluviaux d'une vigueur exceptionnelle.

Il devenait urgent de rechercher les causes du comportement de ce néophyte dans l'est de la France, afin de mieux pouvoir lutter contre les phénomènes d'invasion localisés et de pouvoir

prévoir l'avenir des rivières du bassin encore peu contaminées. Un premier rapport, effectué par C.Jager en 1994 dans le cadre d'un mémoire de Maitrise de Biologie présenté à l'Université de Metz, a permis de mettre en place un protocole de recherches pour une étude plus approfondie sur l'écologie, la répartition et les moyens de contrôle des renouées dans le bassin Rhin-Meuse. Une convention a été signée entre le Laboratoire de Phytoécologie de l'Université de Metz (sous la responsabilité du professeur Serge Muller) et l'Agence de l'Eau du Bassin Rhin-Meuse, en septembre 1995.

Ce travail comporte deux aspects principaux:

A. Un aspect de recherche fondamentale, qui permet de définir les stratégies adaptatives que les espèces du genre *Fallopia* développent dans les différents milieux qu'elles occupent. Les stratégies développées par *F. japonica* à partir de ses particularités anatomiques, physiologiques et sexuelles expliquent en effet son comportement dans les communautés végétales dont elles font partie, ainsi que les limites biogéographiques actuelles du genre dans le monde.

B. Un aspect de recherche appliquée, dans le but de cerner les possibilités de lutte efficaces contre l'invasion de ces plantes. Cet aspect se base à la fois sur les connaissances acquises par la recherche fondamentale et sur des essais de contrôle. Une convention a été signée en juin 1995 entre les deux partenaires.

Ces deux aspects se sont basés sur des recherches écologiques menées dans le bassin Rhin-Meuse et une enquête bibliographique approfondie de la littérature internationale. L'enquête bibliographique s'est avérée extrêmement féconde: nombreux sont les chercheurs (notamment anglais et japonais) qui ont étudié l'écologie des espèces de renouées invasives. Nombreuses sont également les publications traitant l'aspect concret de lutte contre l'invasion de cette plante. Ces données, additionnées à celles fournies par les études menées par le Laboratoire de Phytoécologie sur les milieux alluviaux de l'est de la France (cartographie des populations actuelles et étude phytoécologique effectuée sur les forêts alluviales de trois sites choisis dans le bassin Rhin-Meuse) ont permis de cerner de manière précise les stratégies de l'espèce, d'expliquer sa répartition dans le bassin Rhin-Meuse, et d'évaluer les possibilités de lutte qui s'offrent actuellement.

II. STRATEGIES ADAPTATIVES DES RENOUEES ASIATIQUES

II.1. Généralités

Le terme de **stratégie adaptative** peut être défini comme un ensemble de caractères biologiques héréditaires, analogues parmi des groupes de plantes, pour la colonisation d'un milieu puis son maintien (Grime 1979). Ces stratégies sont fonction des forces de sélection naturelle (Table 1). Elles sont déterminées par les caractéristiques des phases de la vie de la plante, qui sont globalement au nombre de deux: la phase d'immaturité et la phase de maturité.

Tableau 1: Les stratégies adaptatives des plantes (Grime 1979)

Les facteurs du milieu qui déterminent la place d'une plante à l'intérieur d'une communauté végétale sont au nombre de deux:

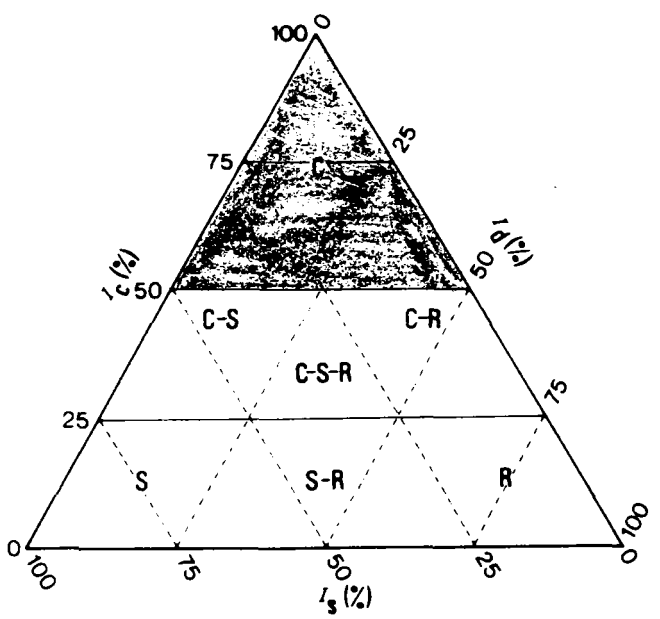
- les facteurs de stress qui limitent la production photosynthétique. Ces stress peuvent être le manque de lumière, d'eau, d'éléments minéraux,
- les facteurs de perturbation qui détruisent partiellement ou totalement la biomasse (incendie, vent, inondation, action des prédateurs, gel, sécheresse...)

Dans les conditions de vie terrestre, stress et perturbation varient énormément en intensité. Les réponses des plantes à ces variations sont très diverses, mais peuvent être réunies en trois grands types de stratégies. Celles adoptées par les compétiteurs leur permettent d'exploiter les milieux où stress et perturbation sont de faible intensité. Les plantes stress-tolérantes se retrouvent dans des situations où le stress est intense et continu et les perturbations faibles. Quant aux rudérales, elles évoluent à l'inverse des stress-tolérants, dans des conditions de stress modéré allié à des perturbations fréquentes et intenses.

	STRESS	
PERTURBATION	Intensité élevée	Intensité faible
Intensité élevée	aucune stratégie viable	rudérales
Intensité faible	stress-tolérants	compétiteurs

Ce tableau n'est cependant qu'une façon très simplifiée d'interpréter la place des espèces dans leurs communautés. Il est plus réaliste de supposer que de nombreuses situations intermédiaires existent entre ces extrêmes.

Le modèle développé par Grime (1979) décrit les différents équilibres possibles existant entre les forces sélectives de compétition, stress et perturbation, et situe les différents types de stratégies adaptatives développées par les plantes. Les symboles sont les suivants: C=compétiteur; S=stress-tolérant; R=rudérale. Ic: importance relative de la compétition; Is: importance relative du stress; Ip: importance relative de la perturbation



En grisé: les stratégies reconnues chez *Fallopia japonica*

La phase immature consiste en une série d'étapes telles que la dispersion des semences, la dormance, la germination et l'établissement des semis. La phase mature est concernée par le captage des ressources, la croissance des racines et des tiges, la survie à long-terme, la production de semences (Grime 1979).

II.2. Une stratégie de compétiteur

Le caractère invasif de *Fallopia japonica* en Europe, décrit par une littérature abondante, visualise l'extrême agressivité de cette espèce vis-à-vis des espèces voisines. Un tel comportement, qui est celui des **compétiteurs**, est dû à l'adoption d'un faisceau de stratégies biologiques génétiquement fixées dont le but est de maximiser la production photosynthétique, ce qui ne peut se faire que dans un environnement relativement stable et fertile.

Cependant, l'amplitude écologique très vaste de cette espèce vers des milieux infertiles suppose l'adoption de stratégies intermédiaires entre compétiteurs/stress-tolérants (C/S) ou compétiteurs/rudérales (C/R). Les stratégies adoptées par les compétiteurs, qu'on retrouve de manière particulièrement nette chez *Fallopia japonica* (et pour partie *F. sachalinensis*) sont les suivantes:

II.2.1. La présence de gros organes de réserve

La présence d'organes de réserve est la condition *sine qua non* pour assurer la pleine efficacité des compétiteurs. Ces réserves, qui s'accumulent grâce à une grande activité photosynthétique en milieu riche en nutriments et en eau, sont facilement mobilisables pour la croissance en hauteur, l'expansion latérale des tiges et des racines et la réparation des blessures.

Les deux espèces géantes de renouées asiatiques (*F. japonica* et *F. sachalinensis*) possèdent de très gros rhizomes (diamètre maximum de 30 x 30 cm), qui s'allongent de façon continue et radiale par rapport à la plante mère grâce à l'émission de bourgeons. La force de pénétration de ces racines est énorme selon Shaw (1996). Le xylème du rhizome présente la particularité de conserver des ilôts cellulosiques interligneux à lignification tardive, qui créent des plans relativement complexes. Ces ilots renferment d'abondantes substances de réserve qui semblent en rapport avec l'extrême vitalité du végétal. En outre, la conservation de ces ilots vivants permet une bonne résistance aux absorptions nuisibles, qui expliquent que la plante soit capable de pousser dans des sols métallifères au Japon, par fixation des métaux comme le cuivre, le zinc et le cadmium par les racines (Nishizono et al. 1989).

Les rhizomes de *Fallopia japonica* ont une durée de vie de plus de 10 ans. Il s'étendent à l'horizontale de manière circulaire à partir d'un point central, et permettent la formation de fourrés monoclonaux étendus.

II.2.2. La rapidité de croissance des organes végétatifs

L'édification des tiges, piquetées de rouge et très flexueuses, se fait au premier printemps (début mars pour le sud de l'Angleterre) à partir des réserves accumulées l'année précédente dans les rhizomes. Le rythme très rapide de croissance en hauteur de tiges (4,6 cm par jour

selon les calculs de Wolf, 1971) ainsi que de la croissance latérale des tiges et des racines permet aux plantes d' atteindre un plein développement en 2 mois, et d'occuper l'espace disponible dès le premier printemps, à une période où la compétition interspécifique est faible.

II.2.3. L'architecture des plantes, et son influence sur les successions floristiques

Les plantes sont composées d'unités structurales répétées, toutes interconnectées. Pour ces structures clonales, il a été démontré que l'architecture et la mosaique de croissance des organes souterrains définissaient la structure et la dynamique des tiges. En effet, chez les clones, les parties souterraines sont fondamentales pour la physiologie et la structure physique de la plante entière. Les racines permettent le transport de l'eau, des nutriments et des assimilats dans l'ensemble du clone et stockent les réserves produites par la photosynthèse. Le clone réagit donc comme un simple organisme.

L'importance d'un tel système est grande pour les successions floristiques. En effet, les renouées sont des plantes pionnières, qui permettent (dans les contrées d'origine du moins) l'installation d'une végétation ultérieure plus diversifiée. Ce processus, typique des compétiteurs à structure clonale, a été dénommé "central die-back". Il a été décrit récemment par Adachi et al. (1996a; 1996b) sur les pentes du Mont Fuji. Ces chercheurs ont démontré qu'au fur et à mesure que le clone vieillissait se produisait une décroissance de la densité des tiges au centre du clone et une augmentation de la finesse des feuilles. Au bout de sept ans, la densité des tiges à la périphérie est de 36,8 par m^2 et de 10,9 par m^2 au centre. Ces deux processus diminuent la compétitivité du clone vis-à-vis des autres espèces, en le faisant moins ombrageant. Ils s'enclenchent au bout de quelques années par la diminution progressive du nombre de néo-bourgeons, ce qui diminue le nombre de tiges, et par une allocation des ressources moins importante, qui explique la plus grande finesse des feuilles et sa moindre richesse en nutriments. Le processus de translocation des éléments azotés des parties âgées des clones vers les parties plus jeunes est connu pour être utilisé par les compétiteurs en milieu froid et pauvre en nutriments, afin de coloniser le maximum d'espace aérien et souterrain (Adachi et al. 1996 c).

II.2.4. L'acquisition d'un feuillage abondant et dispensant une ombre dense

Les renouées acquièrent très tôt un feuillage abondant, grâce à la grande dimension des feuilles (longues de 5 à 12 cm et larges de 5 à 8 cm). Ces feuilles présentent en outre une texture épaisse qui laisse difficilement filtrer la lumière et les rend ombrageantes. De cette manière, les renouées éliminent les concurrents directs par l'ombrage durant la saison végétative et par l'épaisseur de la litière déposée en automne.

II.2.5. Le gigantisme

Fallopia japonica et *F. sachalinensis* sont les deux espèces géantes du genre, par la taille des tiges (3m, voire 4m chez les hybrides en Europe; 2,5 m en moyenne en Asie) et par

l'expansion du système racinaire, qui forme un réseau dense horizontal et relativement profond (parfois au-delà de 1 m selon Harper et Stott 1966), d' une longueur atteignant 15 à 20 m.

II.2.6. L'adaptation phénologique des périodes de floraison et de fructification

Les rendements de la photosynthèse sont maximalisés par la phénologie. En effet, le déploiement du feuillage, qui démarre très tôt, permet à la plante d'atteindre son maximum dès le début juin. L'assimilation chlorophyllienne se poursuit durant tout l'été, qui est la période où la longueur des jours, l'intensité de la lumière et les températures sont particulièrement favorables à de bons rendements photosynthétiques. Pour augmenter encore ces rendements, la plante repousse la floraison et la fructification, opérations énergivores, à la fin de l'été, à tel point qu'elle n'arrive parfois pas à fleurir lors d'automnes précoces ou en limite d'aire nordique (Grime 1979).

II.2.7. Hauts rendements photosynthétiques

L'efficacité des rendements photosynthétiques se concrétise par une production de matière sèche atteignant 6 à 13 tonnes/ha pour les parties aériennes, 16 tonnes/ha dans les parties souterraines (Brock 1995). Un tel rendement place *Fallopia japonica* parmi les plantes herbacées les plus productives de notre flore tempérée, supérieur à celle de *Phragmites australis* selon Fiala (1976). Mais ce niveau de productivité ne peut s'acquérir, répétons-le, que dans des conditions écologiques de lumière et de richesse en eau et en nutriments des sols.

II.2.8. Présence de substances allélopathiques

La haute compétitivité de ces espèces est encore favorisée par la sécrétion de substances allélopathiques à base de dérivés phénoliques par les racines, dont l'action provoque des nécroses sur les racines des plantes voisines (Barral 1994).

II.2.9. Réparation des dommages: réparation rapide

Les dommages subies par les renouées sont essentiellement des défoliations par des consommateurs. Ces situations sont fréquentes en Asie, où les compétiteurs et les prédateurs sont nombreux et efficaces en raison d'une coexistence très ancienne (Tableau 2)(Emery 1983; Schroeder et Goeden 1986).

En Europe, beaucoup d'herbivores domestiqués consomment les jeunes pousses des renouées (vaches, moutons, chevaux et ânes). Le moineau domestique consomme les graines toute l'année.

Le tableau 2 résume les prédateurs en Grande-Bretagne. Parmi les acariens, *Tetranycus urticae* Koch (Tetranychidae) pond des oeufs sur les plantes et les adultes consomment les feuilles. Parmi les hémiptères, adultes et larves de *Trialeurodes vaporaroirium* se trouvent sur les feuilles. Les Lépidoptères polyphages dont les larves ont été recensées sur les feuilles sont

Table 2: Arthropodes associés à *Fallopia japonica* en Grande-Bretagne. D'après Emery (1983),South (1961), Matsumara et al. (1981), Wiltshire (1970) et Gilbert (1989)

ACARI		
		Tetranychus urticae (Koch)
COLEOPTERA		
Chrysomelidae		*Gastrophyza viridula* (Deeger)
		Chrysolina fastuosa (Scopoli)
Curculionidae		*Phyllobius pyri* (Linnaeus)
Otiorrhynchidae		*Otiorrynchus sulcatus* (Fabricius)
DIPTERA		
Sepsidae	spp	
Tabanidae		*Chrysops suavis*
HEMIPTERA		
Aleurodidae		*Trialeurodes vavorariorum* (Westwood)
Aphididae		*Green*
		Black
Cercopidae		*Philaenus spumarius* (Linnaeus)
Cicadellidae		Tr. Deltocephalini
HYMENOPTERA		
Apoidea	spp.	
Formicidae		*Formica lemani*
		Lasius niger (Linnaeus)
		Myrmica rubra (Linnaeus)
Vespidae		spp.
LEPIDOPTERA		
Arctiidae		*Spilosoma lubricipeda* (Linnaeus)
Caradrinidae		*Apatele megacephala* (Sciffermueller)
		Phlogophora meticulosa (Linnaeus)
Cuculliinae		*Agrochola circellaris* (Hufnner)
Geometridae		spp.
Noctuidae		spp

Arthropodes associés à *Fallopia japonica* au Japon.. D'après Takahashi (1982), Miyazaki (1982), Yano et Teraoka (1995) et Tanabe (1966)

COLEOPTERA	
Anthicidae	*Pseudoleptaleus trigibber* (Marseul)
Attelabidae	*Euops splendidus* (Voss)
	Auletobius uniformis (Roelofs)
Cerambycidae	*Paraglenea fortunei* (Saunders)
Chrysomelidae	*Callosobruchus chinensis* (Linnaeus)
	Lilioceris rugata (Baly)
	Physomaradina nigrifrons (Hope)
	Cryptocephalus parvulus (Muller)
	Aulacophora femoralis (Motschulsky)
	A. nigripennis (Motschulsky)
	Monolepta dichroa (harold)
	Scelodonta lewisii (Baly)
	Gallerucida bifasciata (Motschulsky)
	Gallerucida nigromaculata (Baly)
	Aspidomorpha transparipennis (Motschulsky)
	Popillia japonica (Newmann)
Coccinellidae	*Cryptogonus orbiculus* (Gyllenhal

	Harmonia axyridis (Pallas)
	Propylea quatuordecimpunctata (Linnaeus)
Curculionidae	*Lixus impressiventris* (Roelofs)
	Pseudocneorhinus bifasciatus (Roelofs)
	Pissodes nitidus (Roelofs)
	Episomus turritus (Gyllenhal)
	Rhinoncus jakovlevi (Faust)
Dermestidae	*Thaumaglossa rufocapillata* (Redtenbacher)
Helodidae	*Scirtes sp.*
Scarabaeidae	*Anomala cuprea* (Hope)
	A. albopilosa albopilosa (Hope)
	A. rufocuprea (Motschulsky)
	Mimela slendens (Gyllenhal)
	Popilla japonica (Newmann)
	Adoretus tenuimaculatus (Waterhouse)
	Blitopertha orientalis (Waterhouse)
Ephemeroptera	
	3 Spp.
Hemiptera	
Aphididae	*Macchiatiella itadori* (Shinji)
	Aphis cerastri (Matsumura)
Aphrophoridae	*Tabiphora rugosa* (Matsumura)
Coreidae	*Homoeocerus unipunctatus* (Thunberg)
	Cletus punctiger (Dallas)
	Hygia opaca (Uhler)
	Acanthocoris sordidus (Thunberg)
Flatidae	*Geisha distinctissima* (Walker)
Pentatomidae	*Eurydema rugosa* (Motschulsky)
Penthimiidae	*Penthimia nitida* (Lethierry)
Plataspidae	*Megacopta punctatissima* (Montandon)
Psyllidae	*Aphalara itadori* (Shinji)
Ricaniidae	*Orasanga japonicus* (Melichar)
	Euricania fascialis (Walker)
Tingidae	*Cysteochila consueta* (Drake)
Hymenoptera	
Tenthredinidae	*Allanthus lactifer* (Smith)
	Siobla ferox (Smith)
Formicidae	spp
Ichneumonidae	spp
Others	sp
Lepidoptera	
Arctiidae	*Chionarctia nivea* (Menetrieres)
	Hyphantria cunea (Durury)
Geometridae	*Timandra griseata prouti* (Inoue)
	Ectropis excellens (Butler)
	Chlorocytstes oronata lucinda (Butler)
Hepialidae	*Phassus signifer* (Walker)
	Phassus excrescens (Butler)
Limacodidae	*Parasa sinica* (Moore)
Lycaenidae	*Lycaena phlaeas daimio* (Matsumura)
	Celastrina argiolus ladonides (De l'Orza)
Lymantriidae	*Calliteara pudibunda pseudabietis* (Butler)
	Orgyia thyallina (Butler)

	Euproctis subflava (Bremer)
	Cifuna locuples confusa (Bremer)
Noctuidae	*Dypterygia caliginosa* (Walker)
	Viminia rumicis (Linnaeus)
	Orthogonia sera (Felder)
	Xylena formosa (Butler)
Nymphalidae	*Vanessa indica* (Herbst)
Oecophoridae	*Acria ceramitis* (Meyrick)
Psychidae	*Eumeta japonica* (Heylaerts)
Pyralidae	*Ostrinia scapularis* (Walker)
Tortricidae	*Adoxophyes orana fasciata* (Walsingham)
	Homona magnanima
Mantoidea	
Mantidae	*Tenodera angustipennis* (Saussure)
Odonata	
Libellulidae	*Crocothemis servilia mariannae* (Kiauta)
Orthoptera	
Acrididae	*Oxya japonica japonica* (Thunberg)
Pyrgomorphidae	*Atractomorpha lata* (Motschulsky)
Tettigonidae	*Ducetia japonica* (Thunberg)
	Hedacentrus japonicus japonicua (Karny)
	Phaneroptera falcata (Poda)

au nombre de 6. Parmi les Coléoptères polyphages, *Otiorhynchus sulvatus* (Curculionidae) est un consommateur actif qui arrive à détruire la plante, car les larves mangent les racines et les rhizomes, et les adultes le feuillage. En revanche, aucun champignon parasite n'a été répertorié au contraire des saprophytes qu'on trouve nombreux sur les tiges mortes. Les dommages peuvent aussi être ceux causés par les activités de lutte de l'homme comme la fauche. Les renouées répondent à ces différents dommages par une repousse rapide des feuilles endommagées ou des tiges détruites, en puisant dans les réserves des rhizomes.

Les stratégies d'établissement des renouées asiatiques, qui sont celles des compétiteurs, ont été poussées au maximum par les espèces géantes du genre *Fallopia*, et expliquent l'intolérance des populations, notamment lorsqu'elles sont en situation optimale. En Europe, l'impact très modéré des prédateurs favorise encore leur compétitivité.

II.3. Les stratégies intermédiaires: un comportement de compétiteur/stress-tolérant.

Les situations de stress sont nombreuses. Elles peuvent se traduire par une augmentation de la compétition ou des carences temporaires de la nutrition, comme ils s'en trouvent au Japon, le long des pentes du volcan Fuji par exemple, ou en Europe, dans les habitats anthropisés comme les bords des routes ou des chemins de fer, les carrières, les digues.... Pour survivre, les stratégies des renouées se rapprochent de celles de compétiteurs/stress-tolérants. Elles adoptent un comportement d'évitement, qui se traduit par de rapides ajustements morphogénétiques: extension des racines et des tiges pour augmenter la surface d'absorption des nutriments, augmentation de la taille des feuilles pour assurer une assimilation chlorophyllienne suffisante.

Cependant, les renouées n'arrivent plus aux performances obtenues en conditions optimales. Les populations restent éparses, et les individus montrent une agressivité bien moindre vis-à-vis des plantes autochtones.

Des populations de renouées peuvent également évoluer dans des situations proches des rudérales, avec faible intensité de stress mais perturbations régulières, comme sur les berges de rivières inondées tous les ans, souvent en plusieurs épisodes. Quoique fréquemment endommagées, ces populations se maintiennent grâce à une multiplication végétative active à partir des tiges et des rhizomes. Mais elles n'atteignent leur maximum d'extension que sur les berges les plus hautes (1 à 2 m au-dessus du niveau d'étiage) où elles sont davantage protégées des destructions par l'eau ou l'enterrement par les sédiments, mais bénéficient de conditions de nutrition et d'eau très favorables.

Les conditions de stress typiques des écosystèmes forestiers, qui sont la lutte pour les nutriments et la lumière, expliquent l'absence générale des renouées dans ces milieux. Les renouées peuvent cependant occuper les lisières ou les trouées, où elles subissent souvent un forte compétition de la part des espèces autochtones. En revanche, elles peuvent s'installer en masse dans les forêts pionnières ou les plantations de peupliers, où la résistance à l'invasion est

plus faible. C'est pour cette même raison que ces forêts sont en général très riches en espèces allochtones.

Les stratégies adoptées par la renouée pour atteindre un haut niveau de compétitivité les cantonnent dans des situations écologiques bien particulières: présence continue de lumière, sols fertiles mais dépourvus d'une végétation à forte résistance à l'invasion, comme les prairies ou les forêts. C'est pourquoi les renouées s'installent avec succès dans les milieux alluviaux dont le fonctionnement naturel a été altéré par l'homme. Les impacts d'anthropisation qui lui sont les plus favorables sont ceux qui conduisent:

- à une pollution des eaux par eutrophisation excessive
- à la suppression des inondations les plus érosives, responsables d'un arrachement ou d'un enterrement des plantes (suppression obtenue par divers travaux hydrauliques: création de seuils, endiguements, enrochements ...),
- à la destruction du couvert végétal naturel.

II.4. Stratégies régénératives

Les semences des plantes, qui sont de petite taille, ont en général des besoins très différents des plantes adultes. Elles ont créé des mécanismes de production, de dispersion ou de dormance adéquats pour se maintenir en vie tant que les conditions écologiques ne sont pas favorables. Chez les plantes à grande amplitude écologique comme les renouées, ces mécanismes de régénération sont multiples, grâce à une grande flexibilité du système génétique, où formes sexuées et asexuées apparaissent dans le même génotype.

II.4.1. Variabilité génétique dans les populations de renouées

A. En Asie

Dans les pays asiatiques, les 3 taxons géants existent en populations gynodioiques, c'est-à-dire sous formes de plants qui sont soit mâle stériles, soit mâle fertiles, soit hermaphrodites. La reproduction sexuée domine largement sur la reproduction asexuée (Maruta 1983). Le taxon dit mâle stérile possède un gynécée bien développé et de petites anthères. Le mâle fertile possède un gynécée petit sans stigmates et de grandes anthères. L'hermaphrodite possède des anthères bien développées et un grand gynécée, avec un grand ovaire et des stigmates bien développés. Ce dernier groupe est donc morphologiquement hermaphrodite, mais il n'a pas été prouvé que les deux parties sexuelles fonctionnent réellement.

Les taxons mâles et femelles produisent du nectar, et sont visités par des mouches, des abeilles et des guêpes (Tanaka 1966).

B. En Europe

Un aspect particulièrement développé chez ce genre est la possibilité d'hybridation entre les différentes espèces, avec apparition de taxons polyploides ou aneuploides lorsque les

conditions deviennent plus difficiles, ou lorsque les partenaires manquent (Tableau 3). Ce cas est très fréquent en Europe, où il manque souvent les mâles fertiles ou les mâles stériles.

Les recherches cytologiques de Bailey et Conolly (1985) en Grande-Bretagne ont démontré que le nombre chromosomique de base du genre *Fallopia* était 11 et qu'il existait trois niveaux de ploïdie: *F. sachalinensis* et *F. japonica* var. *compacta* correspondent au niveau tétraploide 2n=44. *F. japonica var. japonica* est essentiellement tétraploide (2n=44), mais des octoploides ont été décrits en Corée et en Chine (Bailey 1989). Des diploides ont été également observés. En Europe, la variation chromosomique des populations est plus réduite, en rapport avec le type de taxon introduit. Ainsi, en Angleterre n'existe que l'octoploide 2n=88 pour *Fallopia japonica* var *japonica.*

Il existe en Grande Bretagne de nombreux hybrides à 4n, 5n, 6n et 8n (Bailey 1994) (Fig.1), avec des taxons proches introduits de *F. baldschuanica* (qui dans leur pays d'origine n'est pas sympatrique avec *F. japonica*) ou par les mâles fertiles de *F. sachalinensis* et ceux de *F. japonica var. compacta.*

En Forêt-Noire (Allemagne), des études cytologiques et chromosomiques ont été effectuées sur des populations colonisant les levées des rivières Kinzig, Rench et Wolfach (Alberternst et al. 1995). Ces populations incluaient l'octoploide *F. japonica* var *japonica* (2n=88), le tétraploide *F. sachalinensis* (2n=44) et leur hybride *F. x bohemica* (Crtek and Chrtkova)(2n=66).

Cet hybride est celui qui est les plus fréquemment rencontré en Europe

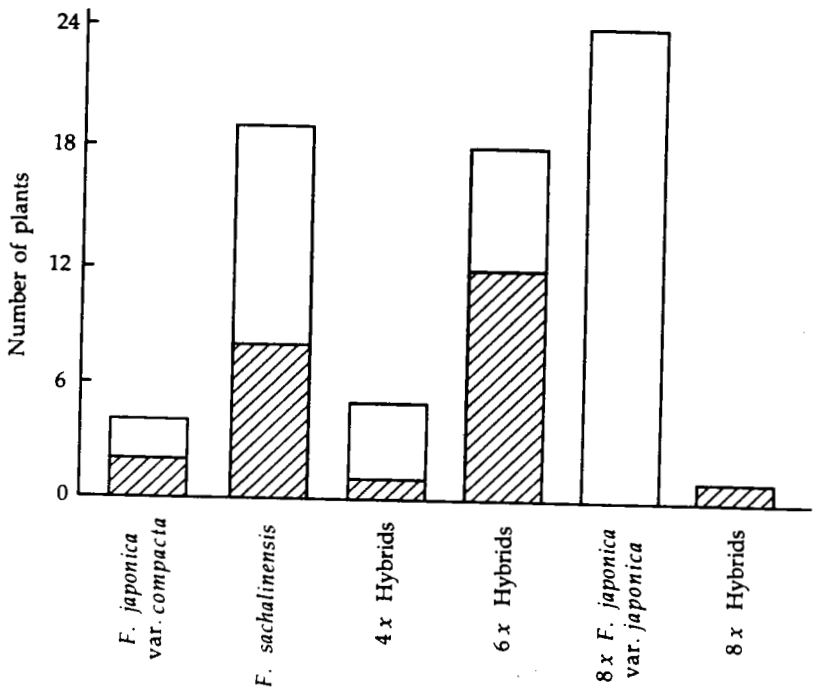
La variabilité génétique particulièrement grande du genre *Fallopia*, due à un recours fréquent à l'hybridation et à la polyploidie (maintenus ensuite par les processus de multiplication végétative) est considérée comme un élément clé du succès des renouées géantes en Europe (Bailey 1994).

II.4.2. Les phénomènes de pollinisation

Ces hybridations sont le fait d'insectes pollinisateurs, qui appartiennent aux mêmes groupes qu'en Asie, mais à des abondances qui varient selon les lieux et les époques. Par exemple, Beerling et al (1994) relatent, selon ces comparaisons avec les travaux de Conolly (1977) que pour la Grande-Bretagne, les mouches étaient bien plus abondantes que les abeilles il y a 12 ans. Ce n'est plus le cas actuellement, car les abeilles sont devenues très assidues et bien plus nombreuses. Ce changement dans les habitudes des pollinisateurs explique que les hybridations soient devenues bien plus fréquentes dans l'île, ce qui facilite l'expansion du genre.

En Italie et en Allemagne, les visiteurs de ces plantes semblent particulièrement nombreux et variés. Lépidoptères, Diptères, Syrphides (*Eristalix tenax*), Coléoptères, Hyménoptères (*Lasius sp*), *Bombus pascuorum* et *A. mellifera*)(Ferrazzi et Marletto 1990; Schwabe et Kratochwil 1991). Les fleurs de renouées, qui apparaissent tard dans la saison, représentent des sources de nectar complémentaires aux insectes à une période où les fleurs se font plus rares.

Figure 1: Les différents taxa de *Fallopia* déterminés en Grande-Bretagne (d'après Bailey 1994)



(□) male sterile. (▨) male fertile

Tableau 3: Caractéristiques de la polyploidie

Chez les plantes supérieures, les individus diploides (2n) se reproduisent par la voie sexuelle en produisant des gamètes haploides (n). L'union de ces gamètes redonnera une nouvelle génération diploide, à composition chromosomique différente, ce qui explique la variabilité des populations naturelles.

Il arrive fréquemment que les diverses espèces d'un genre soient caractérisées par un multiple du nombre chromosomique de base n. Les taxons obtenus forment des **séries polyploides**: 3n (triploides) 4n (tétraploides), 6n (hexaploides), 8n (octoploides)...

La polyploidie peut être divisée en **polyploides vrais** (où le nombre de chromosomes est un multiple de n) et en **aneuploides** (où le nombre de chromosomes n'est pas un multiple de n). Elle peut avoir pour origine soit une **autoploidie** (par replication d'un seul génôme) soit une **alloploidie** (par duplication du nombre de chromosomes d'un hybride plus ou moins stérile, ou de deux espèces à composition chromosomique différente).

Les avantages de la polyploidie dans l'expansion d'un genre ou d'une espèce sont immenses:

- La polyploidie permet donc le maintien d'hybrides stériles, qui ensuite se propagent par multiplication végétative.
- La polyploidie modifie les caractéristiques physiques des taxons, qui sont plus grands que leurs parents diploides (plus hauts, racines plus longues, rhizomes plus importants), et donc plus résistants aux conditions climatiques extrêmes. La polyploidie permet donc d' élargir l'habitat de l'espèce
- Le passage du stade diploide au stade polyploide s'accompagne d'une dominance de la propagation végétative sur la propagation par graine. Or, la propagation végétative, plus rapide et plus efficace, permet aux polyploides de conquérir rapidement de nouveaux territoires.

CREATION CONTINUELLE DE NOUVEAUX TAXONS PERFORMANTS, RAPIDITE DE LA CONQUETE DE L'ESPACE, RESISTANCE AUX CONDITIONS EXTREMES SONT DONC LES TROIS AVANTAGES QUE PROCURE LA POLYPLOIDIE, QUI PERMETTENT L' EXPANSION RAPIDE PUIS LE MAINTIEN D'UNE ESPECE AGRESSIVE.

II.4.3. Existence d'un écotype fixé de *Fallopia japonica var. japonica*

Les études de chercheurs japonais (Maruta 1976; Mariko et al. 1993; Maruta 1994; Nishitani et Masuzawa 1996) ont conclu à l'existence d'un écotype alpin sur les pentes du Mont Fuji au Japon. La mise en évidence de cet écotype a été faite par des études sur la dormance des graines et leurs poids selon l'altitude. En effet, les semences de *Fallopia japonica* nécessitent une période de dormance, qui est variable selon l'altitude. En effet, les plants de haute altitude pouvaient germer à 10°C, ce qui n'était pas le cas des semences de basse altitude. Ces plantes peuvent également pousser plus vite (2,5 fois plus vite que les plantes des altitudes basses). Cette aptitude permet aux plantes des parties hautes d'allonger leur période végétative et de développer un système racinaire adéquat pour supporter la sécheresse estivale de juillet. Ces caractéristiques subsistent lorsque ces plantes sont plantées à plus basse altitude, ce qui permet d'affirmer que ces caractères sont génétiquement fixés .

D'autres aspects morphologiques ont été mesurés selon les altitudes. Ainsi, à haute altitude, le nombre de tiges est plus important et comporte des feuilles plus petites et plus nombreuses. La petitesse des feuilles leur permet de résister au vent. Il s'agit d'une adaptation bien connue, comparable à la forme prostrée des plantes alpines.

L'ensemble de ces études a conclu à l'existence de deux écotypes de *F.japonica* sur le Mont Fuji, qui se distribuent de part et d'autre de l'altitude de 1400-1500 m. L'écotype montagnard a adopté une stratégie de stress-tolérant, associé à un plus grand poids de la semence. Cette stratégie ne permet cependant pas à cette plante de dépasser 2500 m, comme le fait l'espèce *Polygonum weyrichii*, qui atteint plus de 3300 m (Maruta 1994).

L'absence supposée de cet écotype alpin en Europe expliquerait la limitation de cette espèce en altitude.

II.4.4. Les caractéristiques des semences

Diploides et tétraploides peuvent former des graines issues de la méiose, ce qui n'est pas le cas des octoploides, ni des hybrides à composition chromosomique biscornue, dont les méioses sont irrégulières et stériles.

Parmi les hybrides, *F. japonica* var. *japonica* x *F. baldschuanica* peut donner des semences. En ce qui concerne *Fallopia x bohemica,* seuls les tétraploides ont des méioses régulières et du pollen fertile à 77%. La viabilité des semences de cet hybride demeure durant 4 ans (Beerling et al. 1994).

La formation des semences dépend des conditions climatiques et de la disponibilité en pollen. Elle peut être très abondante, puisqu' une tige de renouée en fleur peut produire jusqu'à 6500 semences.

Le poids des semences, qui est fonction des réserves d'amidon, joue un rôle critique pour la survie des plantes en conditions extrèmes, ainsi que l'ont démontré les études de Maruta (1976) et Maruta et Saeki (1976). Ces deux chercheurs ont tenté de déterminer quels processus physiologiques permettaient les aptitudes surprenantes de *F. japonica* en altitude (avec survie au-delà de 2500 m). Pour ce faire, ils ont choisi deux sites sur les pentes

désertiques du Mont Fuji, l'un à 1400 m d'altitude et l'autre à 2500 m. Ces deux sites sont caractérisés par des graviers basaltiques à faible capacité en eau et pauvres en nutriment. A 1400 m, la saison végétative est de 130 jours (début mai à début octobre). Le sol est couvert de neige de mi-décembre à fin mars. Les températures hivernales ont atteint -14°C en hiver 76/77. A 2500 m, la saison végétative plus courte (début juin à mi-septembre). La neige recouvre le sol de mi-novembre à fin avril (70 jours). Les températures hivernales ont atteint -19°C en hiver 76/77. Il est apparu que le facteur limitant d'expansion de *Fallopia japonica* en altitude était la survie en hiver, qui était lié au poids des semences. A 1400 m, les semences ont des poids secs variant de 10 à 50 mg (moyenne de 34 mg), tandis qu'à 2500 m, les poids secs sont inférieurs à 20 mg (moyenne de 8,1 mg). Par ailleurs, à 2500m, la formation de bourgeons pérennes et la subérisation du rhizome se fait plus tard qu'à 1400 m (début août et fin août). Donc, les individus issus de semis à petit poids sec (seuil limite: 10 mg) n'arrivent pas à terminer cette croissance morphologique et meurent l'hiver. Ces semis trop petits sont également très sensibles au gel, par manque d'accumulation d'amidon. Il s'ensuit que la survie des semis est de 63% à 1400 m et de 3% à 2500 m (Nishitani et Masuzawa 1996).

Une information supplémentaire sur le poids des semences a été fournie par une étude de Mariko et al. (1993) sur les semences des parties basses du Japon (< 1400 m). Cet auteur a constaté que le poids des semences était 1,5 fois moins élevé qu'à 1400 m. Pour Mariko, les semences en milieu chaud et humide n'ont plus besoin d'acquérir un poids élevé pour stocker des réserves, qui leur sont fournies en abondance par le milieu. L'augmentation de poids en altitude est donc considérée comme une adaptation de la plante en milieu montagnard, où la graine souffre du froid, de la sécheresse, de la pauvreté en nutriments et de la saison végétative plus courte. L'accroissement du poids des semences, qui permettra un accroissement en taille du rhizome, est donc une adaptation positive de l'espèce à l'altitude.

II.4.5. Les facteurs de dispersion

A. Cas des graines sexuées

Les graines de renouées flottent et sont donc favorisées par le transport dans l'eau. Mais la persistance d'un périanthe ailé et du pédicelle suggère un mode de dispersion par le vent. Les fruits matures restent attachés à la plante mère durant l'hiver.

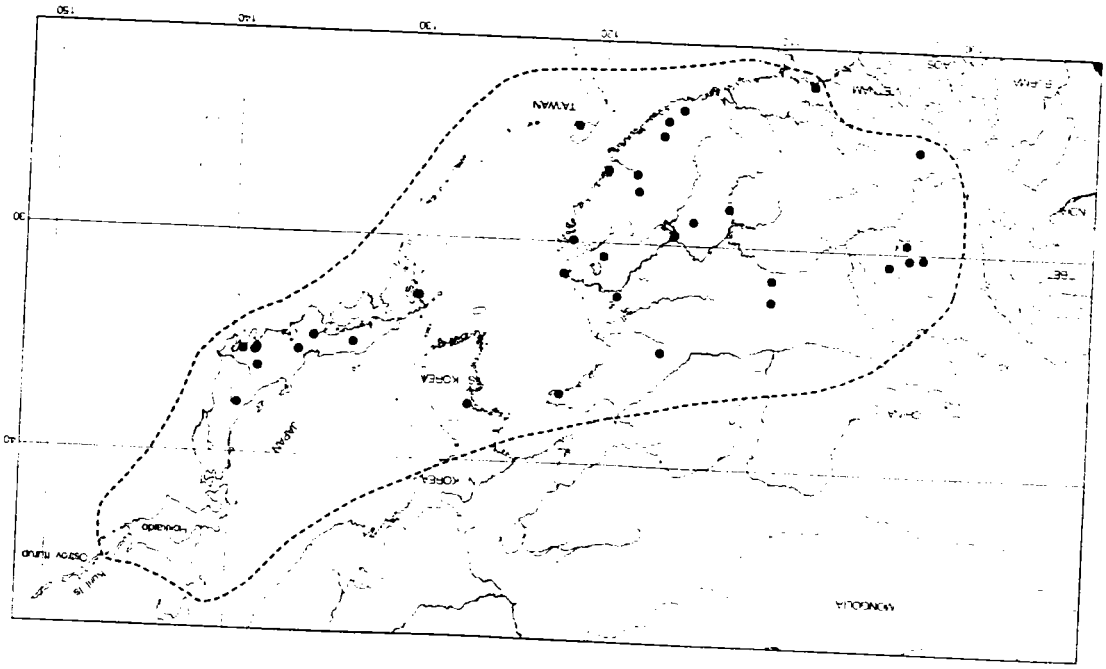
B. Aspects de la multiplication végétative

La multiplication végétative à partir d'organes végétatifs est une stratégie fréquente le genre *Fallopia*, qui aboutit à la production de jeunes individus à partir de fragments végétatifs de l'individu initial, sans que la sexualité se manifeste. Il n'y a donc ni méiose, ni gamètes, et la structure génétique des jeunes individus est la même que celle du parent. La population obtenue est un clone. Cette forme de dispersion est plus rapide que la dispersion à partir de graines, car elle ne nécessite pas de période de dormance. Elle permet également aux hybrides stériles de se maintenir pour longtemps.

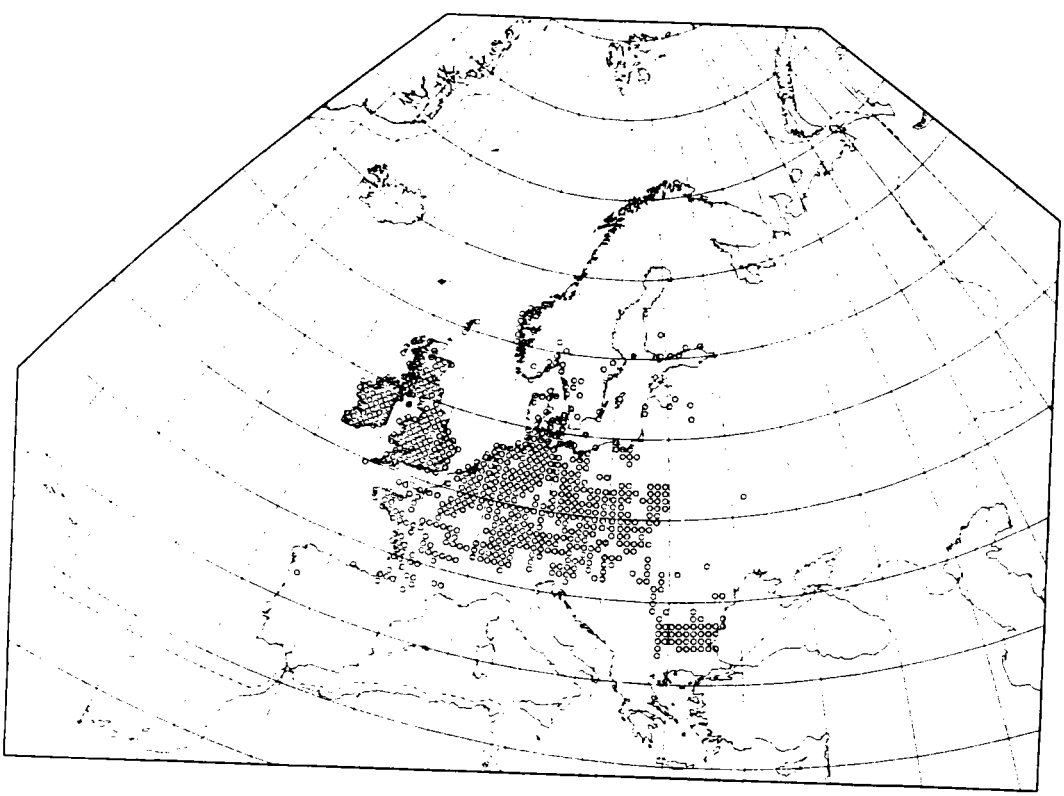
La multiplication végétative explique l'extension de populations locales de zones fertiles vers des zones moins fertiles ou plus stressantes (des bords de rives vers les chemins ou les

Figure 2: Distribution actuelle de *Fallopia japonica* en Asie et en Europe
(Beerling et al. 1995)

En Asie



En Europe



digues), par expansion des racines. L'attachement des individus les uns aux autres par le système racinaire permet de nourrir les individus évoluant dans des milieux plus extrêmes.

Chez *Fallopia japonica*, la reproduction végétative se fait par des fragments de rhizomes: 70% de régénération pour des segments de rhizomes de poids moyen de 4,4 g (Brock et Wade 1992), 5% de régénération pour des fragments de 1 cm de longueur et 0,7 g de poids frais. Elle se fait également à partir des tissus de la tige, à raison de 3 tiges/m2 en milieu humide (Brock 1995; Brock et al 1995). Ce potentiel régénératif est favorisé lorsque les tiges de renouées sont fauchées. La dispersion des parties végétatives peut se faire de multiples manières. En milieu alluvial, la dispersion se fait surtout lors d'inondations, par l'arrachage des tiges ou le transport de sédiments incluant des rhizomes lors des inondations. Elle se fait aussi par extension du système racinaire, qui produit des individus nouveaux.

II.5. Conclusions: Les causes écophysiologiques du succès de *Fallopia japonica*

A. POUR LES STRATEGIES DE LA MATURITE

1) Présence de **gros organes de réserve** (diamètre 30 x 30cm)
2) **Rapidité de croissance** des organes végétatifs
3) **Structure clonale**, qui permet le transport de l'eau et des nutriments sur l'ensemble du fourré
4) Un **feuillage abondant,** à larges feuilles et dispensant une **ombre dense**
5) **Une taille géante** (jusqu'à 4m en Europe)
6) Une croissance précoce et une floraison/fructification tardives (septembre)
7) **De hauts rendements photosynthétiques** (6 à 13 tonnes/ha)
8) La présence de **substances allélopathiques**, qui provoque des nécroses sur les racines voisines
9) **Une réparation rapide des dommages physiques**
10) **Un rendement de la photosynthèse maximisé** par une feuillaison précoce (début septembre)
11) En Europe, **une absence de prédateurs**

B. POUR LES STRATEGIES DE LA REGENERATION

1) **Grande variabilité génétique** des taxons, avec cas nombreux de polyploïdie
2) **Forme de dispersion par multiplication végétative** dans le cas où les hybrides ne sont pas fertiles, ou lorsque les conditions ne sont pas optimales.

Les espèces géantes de *Fallopia* sont des plantes pionnières des habitats fertiles soumis à des stress et des perturbations modérés. Leur mode d'expansion est basé sur les stratégies caractéristiques des compétiteurs, que *Fallopia sachalinensis* et surtout *Fallopia japonica* exploitent au maximum. En Asie, l'efficacité d'un tel comportement est atténué par l'existence de nombreux consommateurs et la vigueur des autres espèces végétales, tous deux évoluant avec le genre *Fallopia* depuis des millénaires. En Europe, ces barrières naturelles sont brisées, et les renouées asiatiques peuvent se propager à leur aise, d'autant plus qu' aucune espèce de ce continent n'atteint de telles niveaux de performance dans la colonisation de nouveaux espaces. Enfin, l'Europe surpeuplée par l'homme crée continuellement de nouveaux milieux aptes à la colonisation.

II.6. Quelques exemples d'autres néophytes invasifs des plaines alluviales européennes

Bien d'autres néophytes ont modifié les paysages des plaines alluviales. Parmi les plus connues, on peut citer, parmi les arbres, le robinier faux acacia et l'érable negundo, deux arbres pionniers échappés de plantations. Il existe également des vignes américaines, échappées des cultures, qui envahissent les saules et les lisières des saulaies-peupleraies. Ces cas peuvent s'observer en Loire moyenne et dans le Danube. Cependant, aucune de ces plantes ligneuses ne menace réellement l'environnement, car leur extension reste limitée.

L'impatiente baldingère, originaire de l'Himalaya et échappée des jardins botaniques européens, est une plante hautement invasive des bords de rive. Mais c'est une plante annuelle, limitée aux habitats fertiles régulièrement inondés. Ces stratégies la limitent aux bords immédiats de la rivière et l'empêchent de pénétrer dans l'ensemble de la plaine. Par ailleurs, ces peuplements sont moins denses et surtout moins hauts (2m au plus) que les peuplements de renouées et posent donc moins de problèmes aux riverains.

III. BIOGEOGRAPHIE ET PHYTOECOLOGIE

III.1. En Asie

Fallopia japonica est une espèce native de Chine, du Japon, de la Corée et de Taiwan, où elle prospère à basse altitude, notamment dans les plaines inondables. Elle est également largement répandue en altitude (Fig. 2).

Dans ses contrées d'origine, cette espèce occupe les milieux ouverts (graviers des bords de rive) en compagnie d'autres rudérales telles que *Artemisia princips, Arundinella hirta, Commelina comunis, Cuscuta pentagona, Equisetum arvense, Miscanthus sinensis* ou *Phragmites japonica* (Miyawacki et al. 1969; Sukopp and Sukopp 1988). En altitude, la renouée du Japon occupe en pionnière les laves volcaniques où elles forment les premières colonies végétales après une éruption. Sur l'île de Kyushu, au Japon, elle seule peut pousser à 300-500 m du cratère actif, qui éjecte régulièrement des cendres chaudes et du soufre, à des pH souvent très bas (< 4). En vieillissant, ces pH s'élèvent cependant jusqu'à 7 sur les laves plus anciennes. Les sols volcaniques sont souvent pauvres en nutriments, voire contaminés par des métaux tels que le cuivre, le zinc et le cadmium.

Les successions végétales ont été étudiées par de nombreux auteurs japonais (M%iyawacki et al. 1969; Hirose et Tateno 1984; Adachi et al 1996b entre autres).

Sur les pentes volcaniques du mont Fuji, les premières successions se font de manière très éparse, par l'installation de fourrés clonaux épars, accompagnés de fourrés de *Arabis serrata, Artemisia vulgaris, Aster ageratoides, Cirsium purpuratum, Miscanthus oligostachyus* et *Polygonum weyrichii.*

L'évolution de la végétation sur les laves anciennes a été étudiée par Adachi et al (1996). Ces auteurs ont mis en évidence l'importance du "central die-back" pour l'établissement

d'espèces plus exigeantes comme *Aster ageratoides*, *Clematis stans, Picris hieracioide et Miscanthus oligostachyas*, qui ne peuvent pousser directement sur les laves, trop pauvres en azote. Ces espèces s'installent au centre des fourrés de *Fallopia japonica*, dont le sol s'est enrichi en azote, et l'ombrage est devenu moins important. Enfin, lorsque le milieu devient encore plus favorable par l'action de ces pionniers, apparaissent les espèces arborescentes comme *Alnus hirsuta* et *Larix leptolepis*, qui éliminent les cortèges herbacées héliophiles.

Deux renouées *F. japonica* et *Polygonum weyrichii var.alpinum* dépassent la limite forestière à *Larix leptoseris* (2200 m) du mont Fuji (3776m). *P. weyrichii* présente une distribution plus large, se distribuant de manière continue de 1400m à 3330 m, tandis que la limite supérieure de *F.japonica* est de 2500-2600m. Ces différences s'expliquent par le fait que *P. weyrichii* est une espèce d'origine alpine à la différence de *F. japonica*, qu' on trouve à Sakhalin, Chisima Retto, Hokkaido et les régions alpines du centre du Japon.

III.2. En Europe

III.2.1. A la conquête du continent européen

En Europe, des individus du genre *Fallopia* ont été introduits au milieu du 19ième siècle à plusieurs endroits, comme plantes ornementales, mellifères, fourragères, fixatrices de dunes. Leurs propriétés médicinales, utilisées en Asie (Barral 1994) ne le sont pas en Europe.

Quoique plusieurs espèces de la famille des Polygonacées aient été également introduites dans diverses parties du monde (*Fallopia baldschuanica, F. sachalinensis, F. japonica var. japonica, F. multiflora, Polygonum polystachyum, P.campanulatum* et *P. alpinum*.), seule *Fallopia japonica* est devenue réellement invasive.

L'invasibilité de cette espèce est en relation avec les stratégies qu'elle développe et l'opportunité de retrouver les mêmes types d'habitats dans les contrées qu'elle envahit. En Europe, ces opportunités lui sont offertes en grand nombre aux altitudes basses, par la destruction du milieu naturel et par le grand nombre de voies de communication humaines terrestres et aquatiques.

Les renouées du Japon se sont étendues sur une aire totale de 2000 km du nord au sud et de l'est à l'ouest, de la côte atlantique à la Mer Noire, et du nord du Portugal et l'Espagne (42°N) aux côtes de Norvège et de Finlande, jusqu'à la latitude de 63°N. Elle remonte vers le nord à la faveur des côtes à climat plus atlantique. Les latitudes occupées varient de 43 à 63° et 24° de longitude jusqu'à Moscou (Conolly 1977; Jalas et Suominen 1979; Beerling et al. 1994)(Fig. 2). Ces espèces se trouvent essentiellement dans les plaines alluviales, mais elles étendent leur aire de répartition aux régions montagneuses de l'Europe centrale, ceci jusqu'à 900 m (Beerling 1993).

En altitude, la renouée monte jusqu'à 1400 m en Suisse (Engadine) et quelques pieds ont été trouvés jusqu'à 1650 m.

Aux Etats-Unis, la plante s'est également bien naturalisée depuis son introduction d'Angleterre dans les années 1890 sur l'ensemble de l'étage tempéré caducifolié. On la trouve dans les états du sud, en Louisiane et en Caroline du nord. Elle apparait sur les vallées du

piémont des montagnes rocheuses et les côtes pacifiques de Colombie britannique. On la trouve également au Canada.

Fallopia japonica a également colonisé la Nouvelle Zélande, où elle est localement très abondante (Healy 1963, référence citée dans Beerling et al. 1994).

L'introduction a eu lieu en 1939 en France, en 1906 en Allemagne du sud-ouest. Sur le continent américain et en Nouvelle-Zélande, l'introduction s'est faite respectivement en 1902 et en 1935.

III.2.2. Données sur la rapidité de propagation et les limites actuelles de l'espèce

A. En Europe continentale: le cas de la République tchèque

Les vitesses d'invasion de *F. sachalinensis* et *F. japonica* ont été étudiées en République tchèque (Pysek et Prach 1993). Ces auteurs ont démontré que *F. japonica* se répandait plus rapidement que *F. sachalinensis* le long des rivières: en 90 ans, le nombre de localités envahies était de 150 pour *F. sachalinensis* et 450 pour *F. japonica.* Ces auteurs ont également remarqué que ces plantes invasives commençaient par se fixer dans des habitats à très faible degré de résistance (zones rudéralisées souvent riches en azote, milieux alluviaux détruits) avant d'envahir des zones à habitats plus stables.

B. En Europe sub-océanique: le cas de l'Allemagne de l'ouest et de la France

Les populations de renouées asiatiques sont abondantes dans toute l'Allemagne de l'Ouest (Adler (1993). Dans les vallées de la Forêt-Noire, cet auteur a établi une cartographie des populations. Cette étude est intéressante, car ces vallons présentent une grande similarité avec ceux des Vosges. Il est apparu que la plupart des vallées étaient envahies par des plants femelles de *Fallopia japonica*, mais que certaines étaient épargnées.

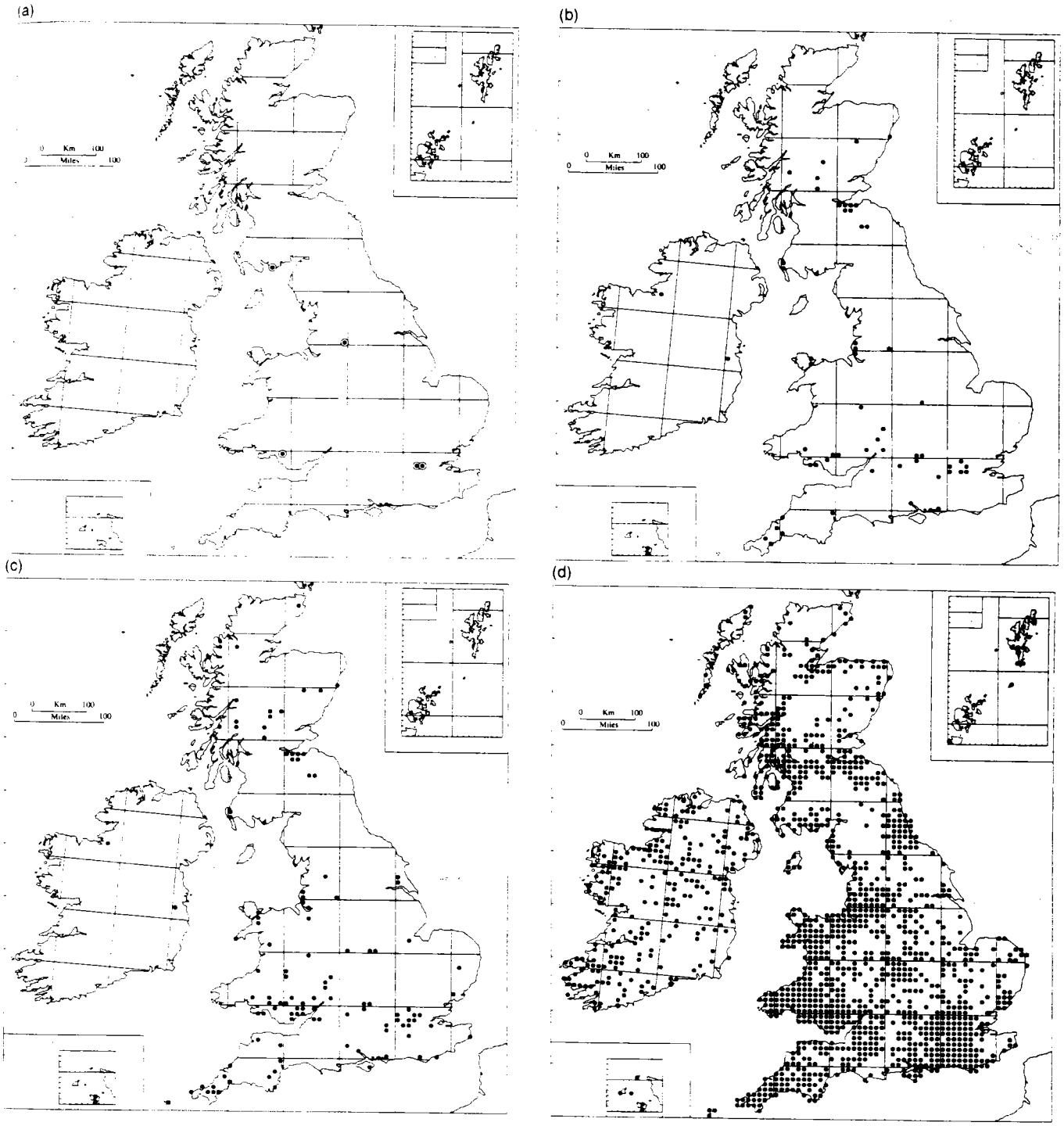
En France, les données concernant la propagation des renouées sont peu nombreuses. Les renouées sont abondantes le long de certaines rivières ardèchoises et dans les Pyrénées. Elles sont probablement présentes dans d'autres régions à substrats acides.

Les données recueillies dans le bassin Rhin-Meuse montrent qu'à priori l'espèce en en phase d'expansion de l'Est vers l'Ouest.

C. En Europe océanique: le cas de la Grande-Bretagne

La rapidité de propagation de la renouée du Japon a été étudiée en Grande-Bretagne par Conolly (1977), Beerling et Woodward (1994) et Beerling et al. (1995). Conolly a reconnu 3 stades distincs d'invasion, qui sont classiques aux plantes allochtones: une phase pionnière où la plante se présente en taches dispersées, suivie d'une rapide extension à partir de ces premiers foyers, puis une période de consolidation. A un certain moment, la renouée ralentit sa propagation puis s'arrête de progresser vers d'autres latitudes.

Figure 3 L'expansion historique de *Fallopia japonica* en 4 étapes: 1900 (a), 1920 (b), 1940 (c) et 1970 (d)
(Beerling et al. 1994)



La colonisation de la Grande-Bretagne a fait l'objet de travaux cartographiques, reportés sur la figure 3.

Avant 1950, *F.japonica* était très invasive à l'ouest de la Grande Bretagne. En 1970, sa distribution s'est étendue vers le nord, puis vers Edimbourg. Elle n'est invasive dans ces contrées plus nordiques que sur les côtes.

Elle reste localisée en plaine, et ne dépasse guère 200 m d'altitude, sauf dans la partie sud de l'Angleterre, où elle a été observée jusqu'à 320 m.

Les modalités de dispersion de la renouée ont été mises en rapport avec le climat régional de la Grande-Bretagne. Conolly (1977) puis Beerling et al. (1994) ont relié la rapidité de cette expansion à l'ouest de l'île et sa lenteur vers l'est aux différences de degré d'océanicité (plus élevé à l'ouest qu'à l'est). Le degré d'océanicité est à relier avec les valeurs de précipitation et de température, qui ont été calculées pour la Grande-Bretagne par Smith (1950). Lorsqu'on superpose les valeurs hygrométriques avec les densités de la plante, on constate que celles-ci sont plus grandes dans les parties à haut degré d'océanicité. La renouée est donc favorisée dans des régions à été humide (précipitations supérieures à 500 mm par an) et à nombre de jours de gel réduit.

Sa faible fréquence en montagne a été liée, on l'a vu, à sa grande sensibilité au gel.

III.2.3. L'invasion des milieux alluviaux

A. L'hospitalité des milieux alluviaux (Fig. 4)

Ces milieux, naturellement fertiles et humides, sont particulièrement accueillants pour toutes sortes de plantes allochtones ayant adopté les stratégies des compétiteurs. Lorsque ces plantes sont pionnières, elles trouvent perpétuellement de nouvelles niches écologiques favorables, grâce à la régularité des perturbations apportées par les inondations, qui éliminent la végétation présente, ou qui instabilisent suffisamment les écosystèmes forestiers riverains pour permettre l'installation de néophytes.

Les eaux d'inondations jouent également le rôle de transporteurs de propagules végétatives ou sexuées, qui favorise une rapide colonisation vers l'aval et vers les marges de l'écosystème.

Ces raisons expliquent qu'une espèce hautement invasive comme *Fallopia japonica* puisse s'y plaire et s'y reproduire sans entraves, du moins dans les parties proches du lit mineur. Vers les marges, *Fallopia japonica* rencontre de plus en plus d'obstacles à son invasion, voire à son maintien, si les écosystèmes naturels (forêts) ou semi-naturels (prairies) ont été détruits au profit de milieux rudéralisés instables.

B. Les associations végétales alluviales incluant les renouées asiatiques

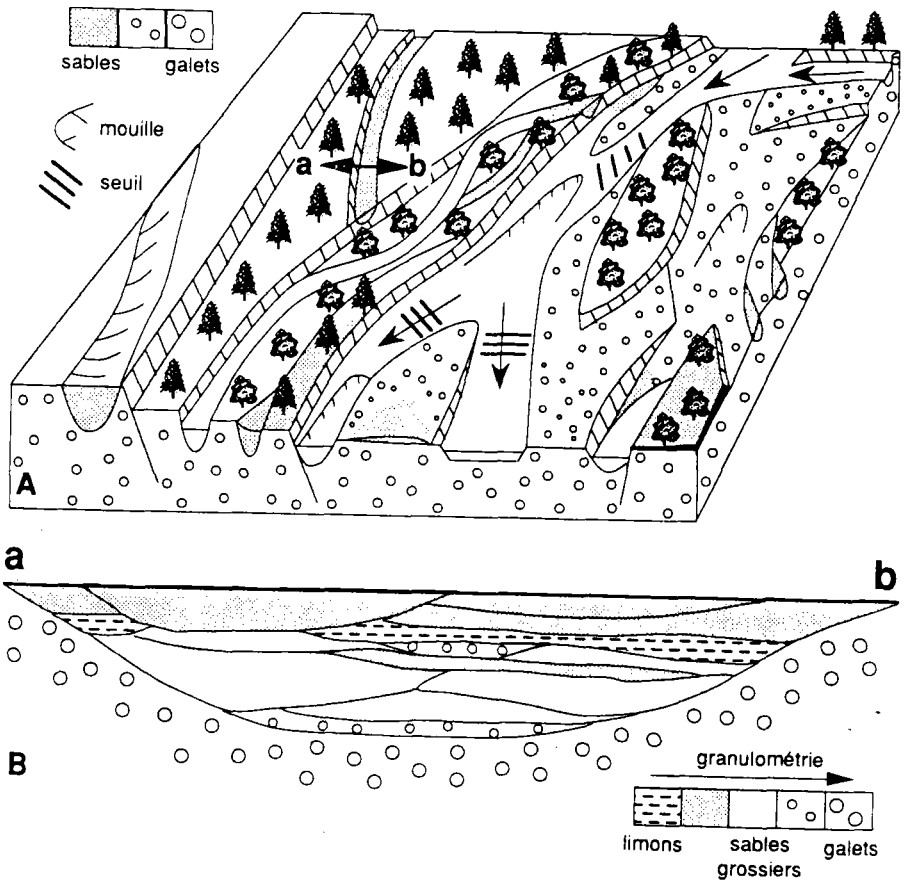
Les plaines alluviales dont le fonctionnement est fragilisé par des aménagements hydrauliques divers ou par une destruction des forêts ou des prairies (écosystèmes secondaires anthropiques qui peuvent atteindre un haut niveau de stabilité) résistent donc mal à l'invasion

Figure 4. : Les milieux alluviaux

La dynamique fluviale est considérée comme le moteur du fonctionnement des écosystèmes forestiers qui composent l'essentiel des paysages des plaines alluviales. Grâce aux crues fertilisantes, les forêts (ou les prairies qui les remplacent si elles sont détruites) bénéficient d'un apport régulier en fertilisants et en eau. Dans les secteurs alluviaux à forte dynamique, évoluant sur des pentes fortes, l'énergie cinétique élevée évite les phénomènes d'asphyxie racinaire et explique la dominance des substrats grossiers. La conjonction de sols bien drainés, riches en éléments minéraux et toujours humides explique la rapidité des cycles minéraux et la haute productivité de ces écosystèmes.

Les caractéristiques dynamiques de la rivière influencent ceux de la sylvigénèse (qui sont les processus qui permettent l'élaboration et la maintien des forêts). Sur les bords des rivières, la force des eaux d'inondation sape régulièrement les berges, emportant souvent les espèces ligneuses pionnières des rives (saules et peupliers). Les forêts riveraines les plus proches du lit mineur sont donc naturellement instables et soumises à des invasions nombreuses par des propagules apportées par les eaux. Le haut niveau trophique et la fréquence des perturbations expliquent l'abondance des espèces à stratégies rudérales, comme l'ortie, et l'abondance des néophytes comme *Impatiens glandulifera, Fallopia japonica*, ou des lianes américaines.

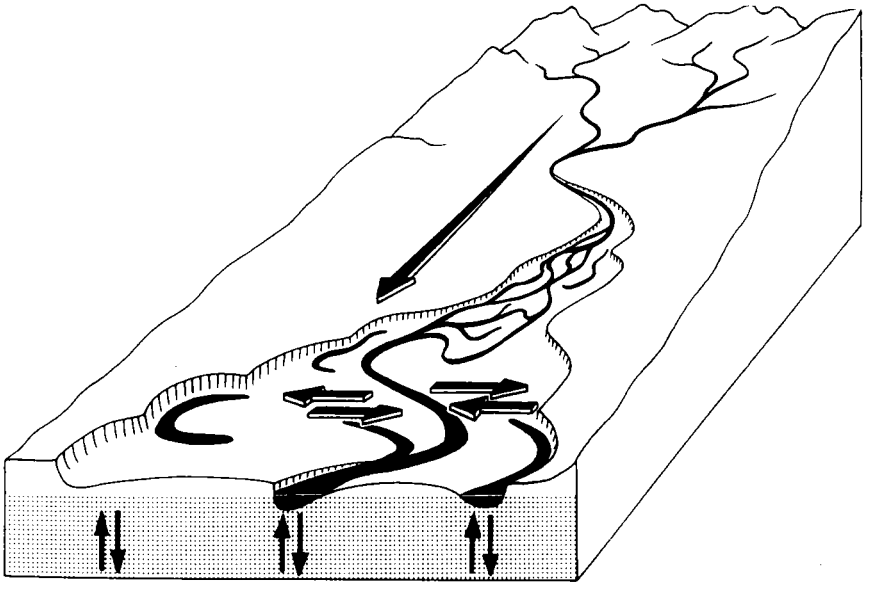
Vers les marges de la plaine, où les inondations à forte énergie cinétique sont plus rares, les saulaies-peupleraines pionnières peuvent évoluer vers des communautés forestières plus stables et plus riches en espèces, qui peuvent acquérir en moins de 100 ans un état d'équilibre suffisant pour résister à l'implantation d'espèces allochtones, toujours présentes dans les plaines alluviales.



- *Bloc-diagramme schématique d'une plaine de tressage* (A) *et coupe transversale d'un ancien bras de tressage* (B) *(modifié d'après Baumgart-Kotarba, 1989).*

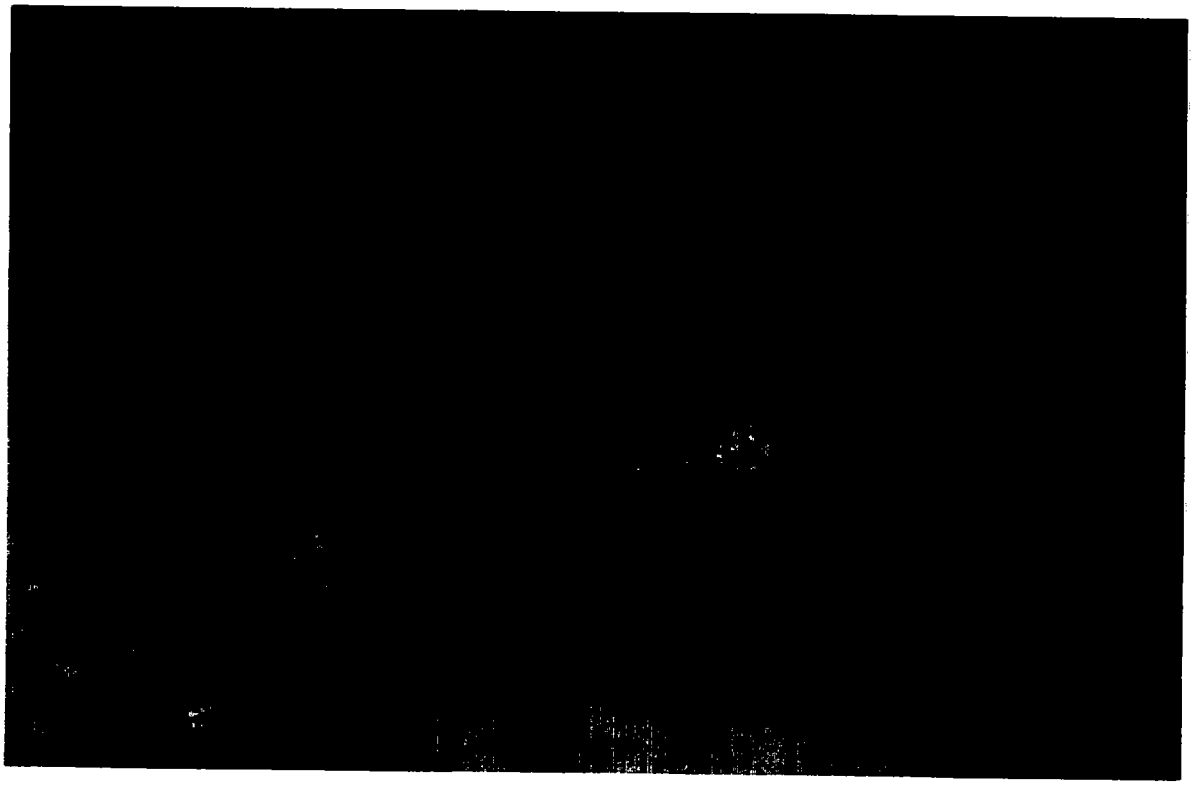
Figure 4. Ecologie des milieux alluviaux

Par définition, la plaine alluviale est formée de l'accumulation de sédiments transportés puis déposés par le cours d'eau. Le dépôt se réalise à partir d'un flux en provenance du lit mineur. Ultérieurement, ces dépôts seront repris par l'érosion et entrainés vers l'aval. Du fait de ces circulations d'eau superficielles et souterraines (longitudinales, transversales et verticales), les divers éléments du paysage alluvial créent de nombreux échanges (matière, énergie et information) entre eux et le cours d'eau (Amoros et Petts 1993).



- Schématisation des flux bidirectionnels selon la dimension transversale (échanges avec les divers écosystèmes de la plaine alluviale) et la dimension verticale (échanges avec le domaine souterrain de l'aquifère alluvial).

En France, le fleuve Loire présente encore une dynamique fluviale relativement naturelle, avec création constante d'îles ou de nouveaux bras.



de la plante. C'est souvent sur les enrochements par exemple que les renouées s'installent en premier.

Les observations faites en Grande-Bretagne ont démontré que la fréquence d'envahissement devenait très élevée lorsque les rivières atteignent un débit supérieur à 2,3 m^3/s, les sédiments étaient acides et la forêt riveraine détruite (Beerling et al. 1994). Les peuplements de renouées peuvent atteindre alors des densités très élevées sur de longues distances (plus de 600 m^2 en continu), en alternance avec d'autres néophytes très compétitifs comme *Impatiens glandulifera* ou *Heracleum mantegazzianum* (Pysek et Prach 1993).

Précisons que de telles densités sont inconnues dans leurs contrées d'origine (jamais plus de 35 m^2 d'un seul tenant selon Maruta 1981), probablement par l'action des herbivores prédateurs et des champignons pathogènes.

Fallopia japonica se situe en grande abondance à 1 m environ au-dessus du niveau d'étiage, soumis à de fréquentes immersions qui durent peu de temps, la plante étant sensible à l'asphyxie racinaire. Elle se fait plus rare sur les sommets des levées lorsque les sols sont filtrants et secs. Dans ce niveau précis, la renouée occupe le domaine des Glechometalia (Sukopp et Sukopp 1988; Adler 1993). Sur ces levées, les renouées asiatiques se mêlent aux mégaphorbiées (Urtico-Aegopodietum, qui comprennent *Artemisia vulgaris, Convolvulus sepium, Galium aparine, Heracleum spondylium, Rubus fructicosus, Rumex obtusifolius, Urtica dioica*) souvent mélangées à des arbres pionniers (*Sambucus nigra, Salix sp*). Lorsque les inondations emportent régulièrement l'épaisse couverture de feuilles mortes créée par les renouées, apparaissent sous les tiges de nombreux géophytes comme *Anemone nemorosa, Hyacinthoides non-scripta, Gagea lutea* et *Ranunculus ficaria.*

Sous couvert forestier, la renouée peut se maintenir notamment dans les saulaies (Salicion albae) ou dans les aulnaies lorsque les densités des arbres sont faibles, en compagnie d'autres plantes invasives allochtones originaires d'Asie ou d'Amérique. Dans ce cas, les buissons de renouée se tapissent également de géophytes autochtones. Schmitz et Strank (1986) notent une abondance particulière des buissons de renouées sur sol acide, humide et bien drainé.

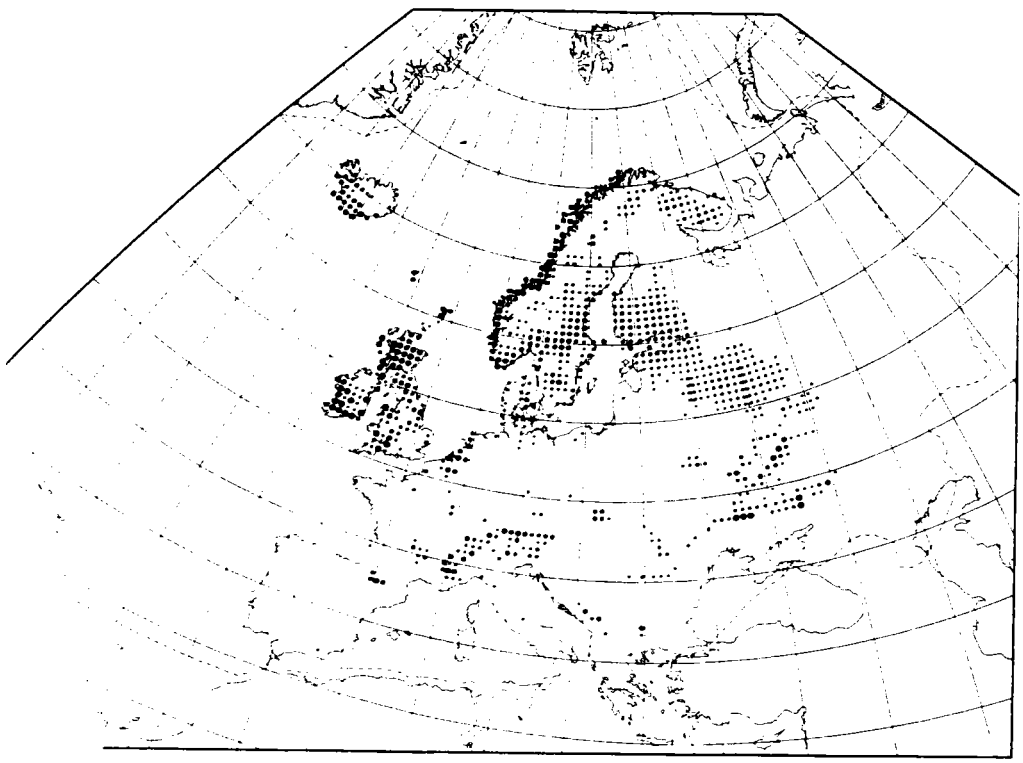
Ces données n'expliquent pas l'absence des renouées dans certaines grandes vallées fluviales, comme le Rhin et la Loire par exemple. Sur la Loire, *Fallopia japonica* envahit les bords des routes ou les campings, mais ne pénètre pas dans les saulaies des îles (Schnitzler 1995, conforté par une communication personnelle du professeur J.E. Loiseau). D'autres facteurs limitent donc l'invasibilité de cette plante, qu'il reste à définir.

IV. LES RENOUEES ASIATIQUES CONTINUERONT-ELLES LEUR EXPANSION ?

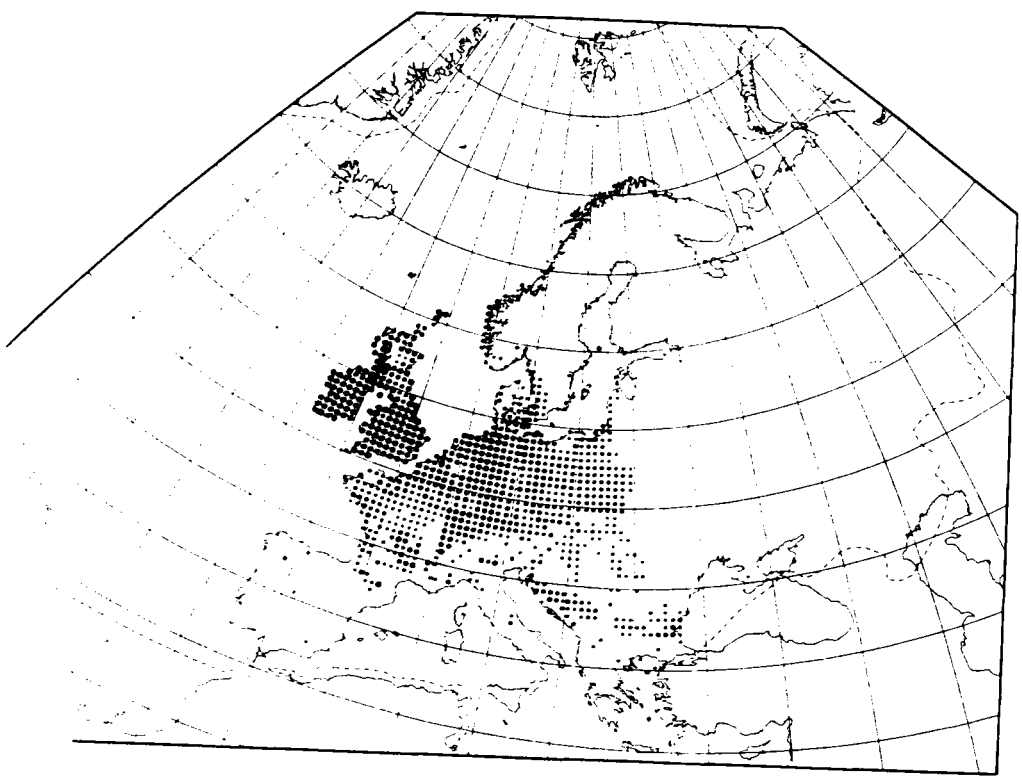
La répartition des populations de renouées asiatiques en Europe semble directement en liaison avec les variables climatiques. Un modèle établi par Beerling et al. (1995), utilisant 3 variables bioclimatiques (la moyenne de température des mois les plus froids, la somme annuelle des tempérautres lorsqu'elle est supérieure à 5°C et le rapport entre l'évapotranspiration réelle /potentielle), a permis de conclure que les variables précitées

Figure 5: Distribution potentielle de *Fallopia japonica* en Europe selon deux types de modèles (Beerling et al. 1995)

Modèle OSU



Le modèle USDOC



correspondaient bien aux limites biogéographiques actuelles de la plante, dans ses contrées d'origine et ses contrées d'adoption. Ainsi, *F.japonica* occupe globalement la même aire biogéographique en Europe qu'en Asie du sud est.

Ces observations permettent d'expliquer la distribution actuelle de la renouée en Europe et notamment ses limites vers le sud. En effet, cette plante ne dépasse pas le 43° de latitude caractérisée par le climat méditerranéen à étés très secs. L'absence de précipitations estivales est donc un facteur limite majeur pour la renouée.

Du point de vue des températures, la renouée ne dépasse pas l'isotherme annuel de 14°C, qui correspond à 43° de latitude.

Vers le nord, la limite d'expansion de la renouée est parallèle à celle de la forêt caducifoliée, qui correspond à une température moyenne annuelle > 4°C et une durée de nombre de jours de gel inférieure à 120 jours. En liaison avec ces informations,, le facteur limitant vers le nord serait, selon Beerling et al. (1994), la longueur de saison végétative, la plante nécessitant un minimum de jours pour accumuler des réserves dans son rhizome. Elle souffre également des gels tardifs, qui raccourcissent les périodes d'assimilation chlorophyllienne. Ces limites nordiques sont également celles rencontrées en altitude.

Cependant, ces résultats ont également démontré que si *F.japonica* n'était limitée que par des données climatiques, elle aurait une aire de répartition géographique bien plus grande que celle qui est constatée. Ainsi son absence d' une zone bioclimatique favorable dans certaines montagnes du Vietnam pourrait être due à la compétition avec une renouée sympatrique, *F.multiflora*. Cette espèce a également été introduite en Europe, mais ne s'y est pas naturalisée.

Le modèle suggère également une distribution vers l'ouest bien plus large que celle qui a été répertoriée, jusqu'à la frontière du Tibet avec l'Inde, voire jusqu'aux montagnes du Pakistan. Dans ce cas, l'absence de *Fallopia japonica* pourrait être due soit à l'existence de barrières géographiques (grandes gorges) soit à une compétition avec d'autres espèces rhizomateuses de Polygonacées, comme *Polygonum polystachyum, P.campanulatum* et *P. alpinum*.

Les conclusions de l'étude soulignent que la renouée a globalement atteint les limites de son aire géographique dans le monde. Cependant, il est à prévoir, selon "The intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)", qu' un doublement de la concentration en CO2 provoquera une augmentation de la température moyenne globale de 2,5°C, à raison de 0,3°C par décennie. Selon les prédictions de ce modèle, il est probable que *Fallopia japonica* étendra sa colonisation vers les régions nordiques et les montagnes, en Norvège, en Suède et en Finlande. Vers l'est, les renouées pourront s'étendre entre la Baltique et l'Oural. Certaines parties de l'Islande deviendront potentiellement colonisables. En revanche, l'espèce deviendra moins abondante au nord de l'Europe centrale et dans les parties sud par décroissance de l'humidité, hormis dans les montagnes. Cependant, une telle prédiction doit être prise avec prudence. En effet, sous l'effet d'une augmentation de concentration en CO2, les plantes augmentent leur rendement photosynthétique et diminuent la conductance des stomates. Ceci permet donc l'installation d'une stratégie d'économie de l'eau, qui peut aider les renouées à surmonter les problèmes de sécheresse (Fig. 5)

Un autre facteur peu connu et dont il faut tenir compte est celui de changements de relations compétitives éventuelles qui peuvent apparaitre avec des herbivores ou des pathogènes.

V. ECOLOGIE DES RENOUEES ASIATIQUES DANS LE BASSIN RHIN-MEUSE

Les recherches sur l'écologie des renouées du Japon dans le bassin Rhin-Meuse se sont concentrées sur les vallées alluviales, dont certaines abritent des populations particulièrement vigoureuses et invasives. L'étude s'est scindée en 3 actions principales:

1) **Une étude cartographique** des populations de renouées, qui précisera leur degré d'invasion et l'espèce incriminée.

2) **Une étude phytoécologique fine** dans trois secteurs alluviaux forestiers inondables, présentant une évolution graduelle des caractéristiques hydrologiques et pédologiques. Le choix de sites qui soient restés à la fois forestiers et inondables permet de tester le comportement des renouées dans des systèmes alluviaux encore fonctionnels, proches autant que possible des conditions naturelles, et donc théoriquement plus résistants à l'invasion.

3) **Une expérimentation in situ** sur les réponses des renouées à la fauche et d'autres modes de limitation. Celle-ci a été faite dans des milieux ouverts, souvent rudéralisés, appartenant à différents types de rivières dans le bassin Rhin-Meuse. Les résultats de cette expérimentation seront traités dans la deuxième partie de ce travail.

V.1. Etude cartographique: répartition globale et degré d'invasibilité des populations de renouées asiatiques dans le bassin Rhin-Meuse.

V.1.1. Méthodologie

Cette cartographie a été réalisée à partir des cartes préexistentes (Jager 1994) et complétée par des enquêtes auprès de l'ensemble des gestionnaires des cours d'eau (Fédérations des associations de pêche et de pisciculture, directions départementales de l'Agriculture et de la Forêt, Directions départementales de l'Equipement) et observateurs localisés. Des sorties sur le terrain ont été effectuées pour compléter les données obtenues dans la plupart des grandes vallées du bassin.

V.1.2. Résultats

A. Degré d'invasibilité des sites alluviaux (Fig. 6)

Les renouées montrent une extrême vitalité dans la plupart des vallées alluviales des Vosges granitiques, entre 250 et 400 m environ (vallées de la Doller, de la Thur, de la Fecht, du Giessen et de la Bruche du côté alsacien, et de la Vologne du côté lorrain). Dans ces vallées

Fig. 6. Répartition des renouées asiatiques dans le bassin Rhin-Meuse

Légende:

haute invasibilité (présence continue et dense)

faible invasibilité (présence discontinue)

absence de l'espèce

Les rivières non coloriées sont celles dont nous n'avons obtenu aucune information.

montagnardes et jusqu'au niveau des cônes alluviaux, les renouées forment des peuplements souvent denses et quasi-continus.

La présence des renouées se fait beaucoup plus sporadique ou extrèmement rare au nord de la vallée de la Bruche, dans les vallées des Vosges gréseuses parcourues par les rivières Mossig, Zorn, Moder, Sauer et Lauter. On peut la trouver en peuplements denses et localisés à la sortie des villes, comme celle de Saverne.

Les renouées sont présentes dans certains de ces systèmes alluviaux planitiaires, mais toujours à l'état dispersé. Il en est ainsi pour la vallée de la Meurthe, la Meuse et affluents (Sormonne et Bar), la Woëvre et affluents (Chiers, Orne et Rupt du Mad), la Sarre. Les systèmes fluviaux de la Nied française et allemande et l'Albe, la Sarre et la Seille en Lorraine, du Rhin et de l'Ill en Alsace en sont quasiment dépourvus.

De manière globale, il semble que l'expansion des populations de renouées soit plus récente en Lorraine (moins de 10 ans) qu'en Alsace.

B. Les espèces incriminées

Fallopia japonica domine largement les populations. *F. sachalinense* a été observée sur la Liepvrette, avant la confluence du Giessen avec l'Ill, et leur hybride *F.x bohemica* sur les bords de la Fecht. Aucune information sur la composition génétique de ces populations n'a été faite.

C. Les types de milieux colonisés

Les types de milieux colonisés par les renouées asiatiques sont fort divers. Dans les vallées alluviales où l'espèce est présente, les populations se trouvent toujours aux abords immédiats des rivières, généralement à partir de 1m au-dessus du niveau d'étiage, à des degrés d'envahissement très divers. Nous distinguerons les types de systèmes alluviaux sujets à une invasion massive et les autres.

a) Les vallées sujettes à une invasion massive

Ces vallées sont, on l'a vu, celles du piémont des Vosges granitiques. A partir des bords de rive, sites primaires de propagation, les populations s'étendent de proche en proche par multiplication végétative à partir des racines vers les marges du système alluvial. La propagation semble facilitée le long des rivières lorsqu'elles sont enrochées ou lorsque le talus de la berge est raide et constitué de sédiments grossiers. Elle est également plus importante lorsque les marges du système alluvial ont perdu leur couverture forestière, et sont riches en milieux ouverts instables (cultures de mais ou champs d'arbres, digues, chemins, bords de gravières). Les prairies semblent montrer un plus haut degré de résistance, sauf sur leurs bordures les plus proches de la rivière.

A partir de ces foyers secondaires de propagation, les renouées continuent leur expansion en dehors des systèmes alluviaux, jusqu'au bord des routes, mais leurs densités et leur vitalité sont nettement moindres.

Les invasions les plus spectaculaires sont celles de la haute Moselle, de la Thur et de la Doller, où les populations peuvent atteindre plusieurs mètres de large en continu. Les aménagements divers de ces rivières (déboisement, recalibrage, rectification, enrochement) y sont particulièrement intensifs.

Cependant, les forêts alluviales ne sont pas épargnées. On trouve des peuplements denses et intolérants de renouées sous les saulaies ou les aulnaies à frêne les plus proches du lit mineur. Mais l'invasion ne pénètre pas au-delà de 100 m, sauf lorsque les forêts sont très artificialisées.

b) Les vallées sujettes à une invasion modérée: les sites planitiaires

Dans les plaines, les renouées forment des populations plus éparses, essentiellement le long des rives lorsqu'elles sont déboisées. On peut aussi les trouver le long des lisières forestières ou sous les plantations. Ces populations présentent donc un degré d'invasibilité faible, malgré une vigueur locale des individus.

V.1.3. Discussion

La répartition des populations de renouées dans le bassin Rhin-Meuse sont conformes aux exigences écologiques du genre *Fallopia* et à ses stratégies adaptatives. En effet, les observations effectuées en Europe ont souligné la nette préférence de ce genre pour les milieux alluviaux bien drainés et à sols acides, et leur tendance à coloniser des milieux ouverts, peu résistants à l'invasion.

Il semble donc logique que l'invasion soit la plus importante le long des rivières du piémont des vallées vosgiennes, qui sont les seules dans le bassin Rhin-Meuse à offrir de telles conditions. Cependant, ces facteurs n'expliquent pas pourquoi les renouées sont quasiment absentes des vallées vosgiennes septentrionales à la vallée de la Bruche. Il faut donc un facteur supplémentaire pour permettre une haute invasibilité des plantes, qui est selon toute probabilité une certaine niveau de richesse en minéraux des sédiments alluviaux. Ce niveau semble être atteint dans les sédiments alluviaux issus des roches métamorphiques, sédimentaires ou volcaniques primaires qui constituent le socle des Vosges méridionales au sud de la Bruche. Il n'en est pas de même pour les sédiments issus des grès siliceux vosgiens.

Les conditions écologiques très favorables des rivières du piémont vosgien au sud de la Bruche se limitent à la vallée montagnarde et au cône alluvial. Elles.se modifient brutalement lorsque la rivière pénètre dans la plaine alsacienne, où la pente diminue brusquement par subsidence, ce qui diminue le bon drainage des sédiments. Autre facteur moins favorable: l'apport de sédiments argileux neutres par l'Ill. Du côté lorrain, les influences édaphiques et hydrologiques favorables à la renouée se poursuivent plus loin en aval, ce qui explique le

maintien et la propagation en cours de l'espèce sur la Moselle jusqu'à l'aval de la confluence avec la Meurthe.

Dans les vallées du Rhin et de la Meuse, l'absence très significative de la renouée peut être mise en relation avec les teneurs en calcaire très élevées, qui sont moins tolérées par les renouées, et qui rendent leurs populations très sensibles à la compétition avec les espèces autochtones.

Il existe cependant des situations où les renouées pourraient être présentes ou plus abondantes, comme dans la vallée de la Sarre ou certains vallons des Vosges méridionales. Le seul facteur explicatif est que les renouées n'y sont pas encore parvenues, soit parce que les milieux présentent des degrés de résistance élevés, soit parce que les renouées ne les ont pas encore atteintes. Ces cas de non invasion se retrouvent du côté allemand, ainsi que le montre la carte de Adler pour les vallées de la Forêt-Noire (Adler 1993). Sur ces sites épargnés, il s'agit d'être particulièrement vigilant, afin d'empêcher une propagation future.

V.2. Etude phytosociologique

V.2.1. Méthodologie

Trois transects ont été choisis dans des secteurs alluviaux où les populations de renouées présentent des degrés d'invasibilité fortement décroissants en quelques kilomètres, et où la ripisylve a été conservée. Ces trois transects se situent au débouché des vallées vosgiennes jusque dans la plaine alsacienne et concernent les rivières de la Bruche (amont de Dachstein)(carte 1), le Giessen (Amont de Chatenois)(carte 2) et de .la Fecht (amont de Colmar)(carte 3). Le transect étudié dans la basse vallée de la Bruche n'a été étudié qu'entre Dachstein et Eckbolsheim. Au-delà de ce village, les forêts riveraines ont disparu depuis fort longtemps. Ce transect présente donc uniquement le gradient de décroissance énergétique de la rivière.

Les transects du Giessen (de Châtenois à Ebersmunster) et de la Fecht (de Zimmerbach à Illhauesern) sont plus complexes, car l'étude inclut les forêts riveraines des zones de confluence de ces deux rivières avec l'Ill. Dans cette zone, la subsidence est particulièrement accentuée et les substrats sont très différents de ceux des cônes. Le long de ces transects, des prélèvements de sol ont été effectués afin d'être informés sur l'évolution des caractéristiques texturales et le pH le long du profil longitudinal des rivières des transects. Les forêts alluviales de ces trois transects ont fait l'objet de relevés phytosociologiques durant l'été 1996.

Le degré de naturalité de ces milieux (qui permet d'estimer le degré de fonctionnalité de l'écosystème et donc sa résistance à l'invasion des renouées asiatiques), a été estimé selon deux échelles: celle de l'ensemble du secteur forestier (qui couvre plusieurs kilomètres carrés) et celle du relevé (500 à 700 m^2 environ). Les paramètres choisis sont les suivants (Alsace Nature 1996, rapport non publié):

- fonctionnalité des écosystèmes, c'est-à-dire conservation de l'impact des perturbations naturelles. Pour les forêts alluviales, la perturbation majeure est l'inondation.
- surfaces forestières résiduelles (par rapport aux surfaces potentielles).

Tableau 4: Echelle de naturalité croissante des forêts tempérées.

	Petite échelle (> 100 000 ha)	Grande échelle (10-20 ha)
FRAGMENTATION		
1	> 80 %, par petites unités < 10 ha, isolées dans un environnement très artificialisé	Situation au milieu de zones ouvertes d'origine anthropique
2	40-80 %	Situation au milieu de forêts très artificialisées
3	15-40 %	Situation au milieu de forêts à naturalité globale de 2
4	Fragmentation d'origine naturelle (due à des causes géologiques ou des perturbations naturelles)	Situation au milieu de forêts à naturalité globale de 3
COMPOSITION DENDROLOGIQUE		
1	Espèces autochtones + espèces allochtones à raison de plus de 30%	> 80% d'espèces allochtones
2	Espèces autochtones + espèces allochtones à raison de moins de 30%	50 %d'espèces autochtones; 50% d'espèces allochtones (environ)
3	Espèces autochtones dont certaines dans des proportions non naturelles	Espèces autochtones, mais dans des proportions non naturelles
4	Espèces autochtones dans des proportions naturelles (en liaison avec les perturbations naturelles dont dépend l'écosystème forestier)	Espèces autochtones dans des proportions naturelles, avec l'étape successionnelle
STRUCTURE FORESTIERE		
1	Structure régulière en taille et en âge, régénération de 5 à 15% de la rotation, coupes sur 20 ha. Elimination des ligneux pionniers. Faible quantité de bois mort.	
2	Structure régulière en taille et en âge, régénération de 15 à 50% de la rotation, avec maintien de quelques unités de sénescence par ha. Elimination des ligneux pionniers. Faible quantité de bois mort.	
3	Structure irrégulière en taille et en âge. Régénération permanente avec maintien de quelques unités de sénescence par ha. Elimination des ligneux pionniers. Faible quantité de bois mort	
4	Structure naturelle, caractérisée par une grande hétérogénéité en âges, taille et formes, à toutes les échelles. Quantité et volume des bois morts correspondant aux processus sylvigénétiques naturels.	
FONCTIONALITE		
1	Elimination totale des perturbations majeures	
2	Elimination partielle des perturbations majeures	
3	Conservation du régime de perturbations	

- degré de fragmentation parmi des écosystèmes anthropisés (cultures, routes, villages..).

- caractéristiques de la composition naturelle (proportions d'espèces autochtones et allochtones) et de la structure (stratification, présence de bois mort, conservation des éléments ligneux pionniers). Ces caractéristiques sont résumées dans le tableau 4.

V.2.2. Résultats

A. Le transect Dachstein/Eckbolsheim dans la basse vallée de la Bruche

Ce transect a conservé une fonctionnalité partielle, avec maintien des inondations, mais à des fréquences et hauteurs altérées par des aménagements hydrauliques divers. Les enrochements sont nombreux le long des rives. Les sols sont faiblement acides à neutres (Tableau 5). La diminution de compétence de la rivière explique l'augmentation croissante des argiles vers l'aval, aux dépens des sables grossiers, très abondants dans les saulaies de Dachstein.

La couverture forestière est quasi continue dans ce transect, mais réduite à l'état d'une bande étroite longeant la rivière. L'artificialisation est variable: on y trouve tout autant des plantations pures de peupliers (qui atteignent le degré de naturalité le plus bas, et qui ne figurent pas dans le tableau phytosociologique 6) et des saulaies remarquables (Salici-Populetum nigrae) à de structure subnaturelle (atteignant parfois le niveau 4, cas des relevés 1 et 2, tableau 6). Les saulaies de la basse vallée ont également un bon degré de naturalité pour la structure (3) et la composition dendrologique (3), quoiqu'elles incluent parfois des espèces allochtones ligneuses comme *Acer negundo* ou *Robinia pseudacacia*. Ces milieux sont particulièrement accueillants pour les espèces héliophiles herbacées des habitats rudéralisés (voir la liste des relevés 3 à 13).

Les populations de *Fallopia japonica* sont denses sur le cône alluvial au niveau de Dachstein, surtout sur les rives enrochées. Elles pénètrent dans les saulaies riveraines de manière discontinue. La compétition semble particulièrement féroce avec les populations d'impatiente de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*) ou d'ortie. On retrouve des populations vigoureuses dans les plantations disséminées à ce niveau et en bordure de prairies (Fig.7).

Dans la basse vallée de la Bruche, les populations de renouées asiatiques sont progressivement reléguées vers les bords de rive et dans les trouées, et finissent par devenir très rares, au niveau d'Eckbolsheim. Cette moindre vitalité peut être due à deux raisons: un moins bon drainage des sols par affinement des substrats et diminution de la pente, ce qui diminue l'agressivité des renouées, et peut-être une augmentation de la résistance des complexes forestiers, riches en espèces ligneuses (25 espèces au total, contre 5 sur le cône) et de structure plus complexe (Fig. 7).

Tableau 5: Caractéristiques édaphiques des sols alluviaux de la Fecht, du Giessen et de la Bruche

VALLEE DE LA FECHT

	Basse vallée	Cône alluvial			Confluence
pH	6,6	4,8	6,5	6,3	6
Texture %					
Argile	3,1	15,5	5,9	18,1	19,7
Limon fin	1,6	18,5	5,8	26,6	24,6
Limon grossier	2,7	17,7	7,1	15,9	20,8
Sable fin	9,6	23	35,3	14,5	22,3
Sable grossier	83	25,3	45,9	24,9	12,6

VALLEE DU GIESSEN

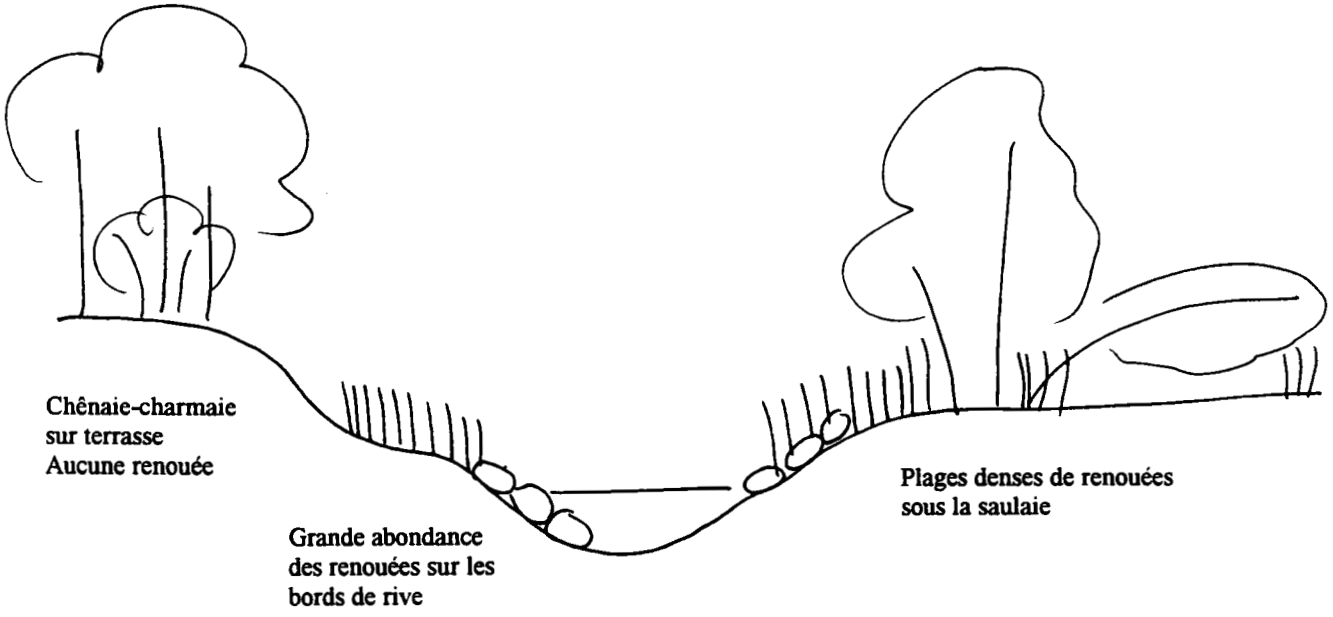
	Cône alluvial	Confluence
pH	6,9	7,3
Texture %		
Argile	3,3	12,6
Limon fin	1,8	12,7
Limon grossier	24	10,5
Sable fin	16,9	20,2
Sable grossier	75,6	44

VALLEE DE LA BRUCHE

	Rupture pente	Basse vallée
pH	6,9	7,4
Texture %		
Argile	1,8	16,9
Limon fin	0,1	13,7
Limon grossier	0	13,8
Sable fin	1	19,1
Sable grossier	97,1	36,5

Figure 7: **Transects dans la vallée de la Bruche**

Amont (niveau de Dachstein)
Saulaie jeune



Aval (basse vallée de la Bruche)
Saulaie âgée

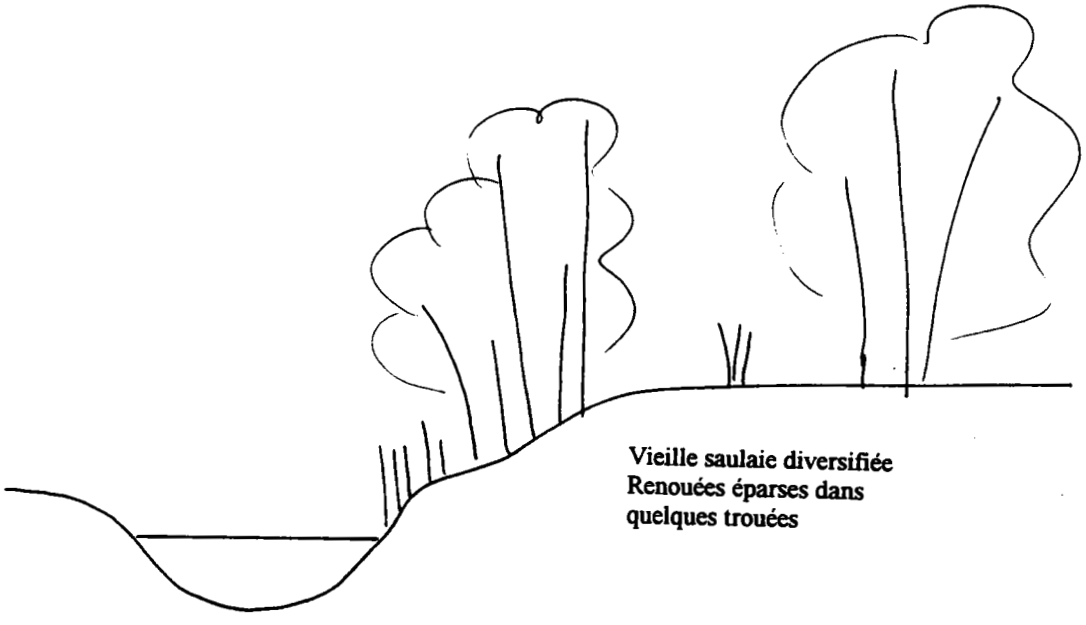


Tableau 6: Forêts riveraines de la Bruche

		CONE ALLUVIAL		BASSE VALLEE										
	Nombre d'espèces	9	10	44	35	37	33	26	28	26	33	21	25	21
	Numéros des relevés	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
ARBRES	ARBRES													
Espèces allochtones	Acer negundo	.	.	1	1	1	2	.	2	1	1	1	.	.
	Robinia pseudacacia	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Espèces autochtones	***Alno-Ulmion/Salicion***													
	Salix fragilis	2	2	2	3	3	3	4	4	3	2	.	2	2
	Salix x rubens	.	.	1	1	.	.	1	2	2	2	2	2	2
	Populus nigra	.	.	1	.	1	.	1	.	.	1	1	1	1
	Alnus glutinosa	.	.	2	.	1	1	2	.	1	1	.	2	2
	Prunus padus	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	1
	Alnus x pubescens	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
	Ulmus laevis	.	.		1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Tilio-Acerion	.	.											
	Carpinus betulus	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
	Prunus avium	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
	Acer pseudoplatanus	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.
	Acer platanoides	.	+	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	1
	Querco-Fagetea/Fagetalia													
	Fraxinus excelsior	.	.	.	1	1	2	2	.	.	1	.	2	1
	Quercus robur	.	.	1	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.
ARBUSTES														
Espèces autochtones	***Salicetalia***													
	Salix purpurea	.	2	2	2	1	2	.	1	.	.	.	1	.
	Salix fragilis	.	.	1	1	2	.	.	.	.	.	.	1	.
	Salix viminalis	.	.	1	1	.	.	.	.	.	1	.	1	.
	Alno-Ulmion/Fagetalia													
	Prunus padus	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.
	Sambucus nigra	+	.	2	2	1	4	.	.	.	1	.	.	.
	Ribes rubrum	.	.	2	.	.	.	3	.	1	.	.	.	.
	Prunus spinosa	.	.	1	2	2	1	.	.	.	1	.	.	.
	Crataegus monogyna	.	.	.	1	.	1	.	.	.	1	1	.	.
	Evonymus europeaus	.	.	1	.	.	.	.	1	.	1	.	1	1
	Corylus avellana	+	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.
	Rubus fructicosus	.	.	2	.	2	1	2	1	.	.	.	.	.
	Rubus caesius	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1
LIANES HERBACEES														
Espèces autochtones	Humulus lupulus			1	1	1	1	.	.	.	1	.	.	1
	Convolvulus sepium			1	1	1	.	.	2	1	1	.	.	.
	Galium aparine	1	1	2	3	2	1	.	.	1	.	.	.	2
HERBACEES														
Espèces alloctones	Impatiens glandulifera	2	2	3	3	2	2	.	4	4	4	4	4	4
	Fallopia japonica	4	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Espèces autochtones	*Alno-Ulmion*													
	Urtica dioica	2	2	4	4	3	3	1	3	2	4	3	3	4
	Ficaria verna	.	.	2	3	3	2	2	4	3	.	.	.	.
	Glechoma hederacea	.	2	3	.	2	3	2	1	.	2	.	2	3
	Festuca gigantea	1	.	.	1	1	1	.	1	.	2	.	.	.
	Lamium maculatum	.	2	2	2	2	3	.	1	.	2	.	.	.
	Circaea lutetiana	.	.	.	.	.	.	2	.	1	1	.	2	.
	Geum urbanum	.	.	1	1	.	.	1	1	.	1	1	1	.
	Alliaria petiolata	.	.	1	1	1	1	.	2	2	1	2	1	.
	Poa trivialis	.	.	.	.	3	.	.	.	3	4	3	2	3
	Phalaris arundinacea	2	.	.	.	.	.	.	3	2	.	3	2	.
	Carex remota	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.
	Phragmites communis	.	.	2	1	1	.	.	.	.	.	.	.	2
	Stachys sylvatica	.	.	1	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.
	Heracleum spondylium	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.
	Symphytum officinale	.	.	1	1	.	.	.	.	1	.	1	.	.
	Angelica sylvestris	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.
	Lysimachia nummularia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.
	Impatiens noli-tangere	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	1
	Cardamine amara	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.
	Adoxa moschatellina	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
	Filipendulion													
	Lythrum salicaria	.	.	.	.	.	.	1	1	.	1	1	.	.
	Filipendula ulmaria	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
	Lysimachia vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.
	Melandryum rubrum	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.
	Valeriana repens	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Espèces des milieux rudéralisés													
	Lamium album	.	.	.	.	1	2	.	.	.	.	.	.	2
	Malachium aquaticum	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	1	1	.
	Aepodium podagraria	.	.	4	2	3	3	.	1	.	.	.	.	.
	Anthriscus sylvestris	.	.	1	1	2	1	.	.	.	1	.	.	.
	Epilobium parviflorum	.	.	.	.	1	1	.	.	.	2	1	.	.
	Rumex obtusifolius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
	Rumex crispus	.	.	1	.	1	.	.	2	1	1	.	.	.
	Polygonum hydropiper	.	.	.	.	.	.	1	1	2	2	.	.	.
	Erysimum cheranthoides	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	1	1	.
	Oxalis dillenii	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.
	Chenopodium album	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.
	Aethusa cynapium	.	.	1	1	.	1	.	.	1	.	.	.	.
	Moeringia trinervia	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	2	.
	Artemisia vulgaris	.	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
	Linaria vulgaris	.	.	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.
	Sonchus arvensis	.	.	.	.	.	.	1	.	1	1	.	.	.
	Echinochloa crusgalli	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.
	Pastinaca sativa	.	.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Polygonum convolvulus	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
	Epilobium montanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1
	Ranunculus acris	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.
	Fagetalia/Querco-Fagetea													
	Scrophularia nodosa	.	.	1	1	1	.	.	1	1	1	2	.	.
	Arum maculatum	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.
	Carx sylvatica	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
	Lamium galeobdolon	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1
	Brachypodium sylvaticum	.	.	.	1	.	1	.	1	.	.	.	.	.
	Dactylis glomerata	.	.	1	1	1	.	.	.	.	.	3	.	.
NIVEAU DE NATURALITE	Fragmentation	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Composition dendrologique	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	Structure forestière	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	Fonctionalité	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

La Bruche amont au débouché de la vallée vosgienne de Schirmeck

Les bords de rive à hauteur de Dachstein sont enrochés et couverts de populations de *Fallopia japonica*, alternant avec *Urtica dioica* et *Impatiens glandulifera*.

Les bords de rive à hauteur de Dachstein comprennent des plantations et des saulaies naturelles. Les renouées envahissent les sous-bois avec la même intensité sur une centaine de mètres de largeur, mais n'éliminent pas totalement les plantes autochtones.

La Bruche aval dans la basse vallée alsacienne

A Eckbolsheim, avant la confluence avec l'Ill, les plants de *Fallopia japonica* sont relégués sur les rives dénudées ou les lisières forestières.

B. Le transect Chatenois/Ebersmunter de la basse vallée du Giessen

Le niveau de fonctionnalité de ce transect est identique à celui de la Bruche. Les gradients édaphiques sont semblables, avec diminution sensible du pH et augmentation des taux d'argile (Tableau 5).

La couverture forestière est petite et très fragmentée sur le cône alluvial. Les paysages y sont fortement dégradés par la densité des routes. Au niveau de la confluence avec l'Ill, s'étend une forêt de surface plus importante (1,5 km^2 environ). Sur le cône, les ripisylves résiduelles se réduisent à des fourrés discontinus de saules arbustifs et de robineraies pauvres en espèces (un total de 24, avec une canopée d'espèces introduites) et de structure appauvrie, donc fortement artificialisées, et non répertoriées du point de vue phytosociologique. Elles remplacent des forêts à aulnes et frêne (Pruno-Fraxinetum, Hoff 1975). Le niveau de naturalité atteint est donc bas (1 pour la fragmentation, la composition dendrologique et la structure).

La forêt de confluence est une aulnaie à frêne (Alno-Carpinetum) nettement plus riche en espèces et de structure remarquable (Schnitzler 1988; Schnitzler 1995): nombreux gros arbres, stratification complexe. Mais les arbres morts sont rares.

Les populations de renouées, très denses sur les rives enrochées du Giessen, forment des populations plus discontinues sous les robineraies. Dans ces forêts, elles occupent également les trouées de manière très denses. Les renouées deviennent plus rares vers la plaine, évoluant en peuplements discontinus lorsque les rives sont déboisées. On les retrouve dans la forêt de confluence, mais uniquement le long des chemins. Elles n'arrivent pas à pénétrer dans la forêt elle-même, bien trop structurée et trop fermée (Fig. 8).

C. Le transect Zimmerbach/Illhauesern de la basse vallée de la Fecht

Le niveau de fonctionnalité de ce transect est identique aux précédents. Les gradients édaphiques sont semblables, mais accentués en ce qui concerne les textures par une meilleure représentativité des secteurs alluviaux (qui vont de la basse vallée à la confluence avec l'Ill)(Tableau 5). C'est pourquoi les taux de sable grossier présentent des valeurs fortement contrastées (83% dans la basse vallée; 12,6% à la confluence).

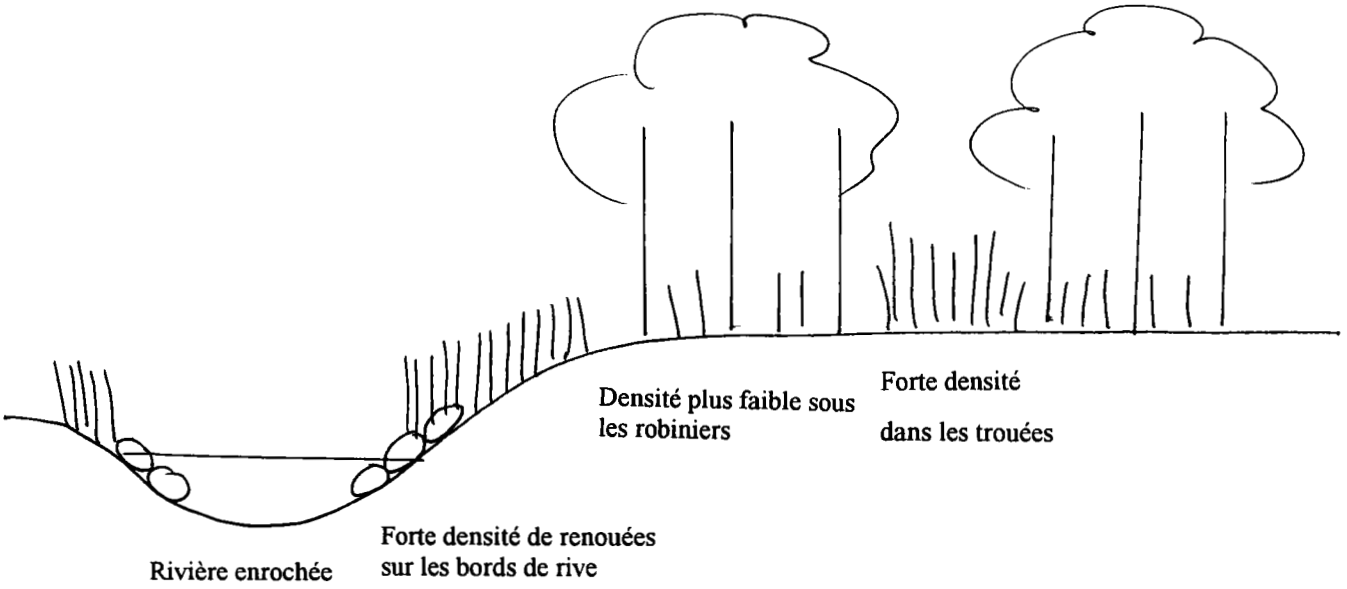
Les paysages de ce transect sont très altérés par les nombreuses activités humaines, déjà dénoncées par Hoff en 1975 au niveau d'Ingersheim :

" Le schéma directeur d'aménagement et d'urbanisme prévoit que le cône alluvial forestier sera un espace vert boisé, un site naturel protégé et une zone de risque naturel. Fort bien: mais si une zone fragile à protéger est un endroit où on plante du peuplier en rangs d'oignons, où on met une porcherie, où les prairies se transforment en champs de mais, où on prévoit un centre hippique, où on creuse des carrières, où des décharges d'ordures sauvages se multiplient, où une route est projetée...je ne suis pas d'accord."

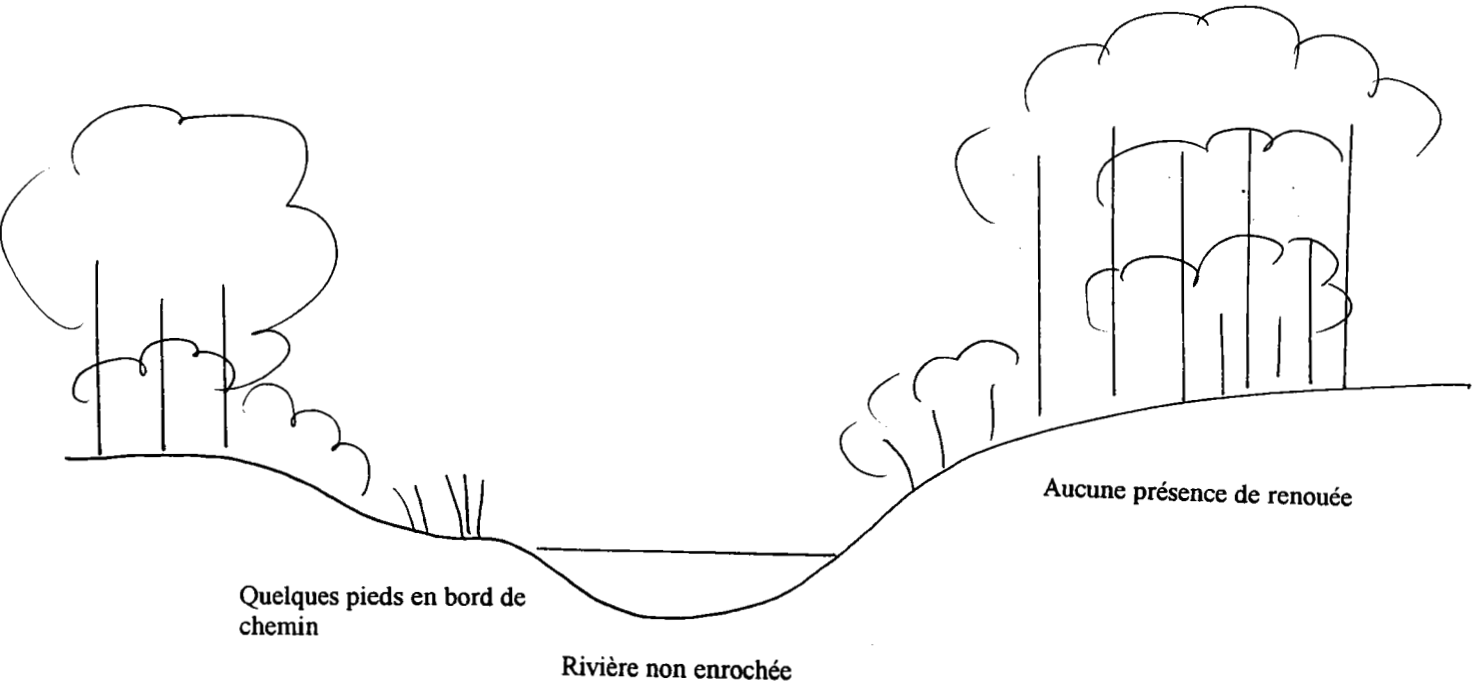
La couverture forestière au débouché de la vallée de Munster et sur le cône est très fragmentée, occupant de petites unités au milieu de zones ouvertes. Cet état semble s'être encore aggravé depuis l'étude phytoécologique faite par Hoff. Les forêts résiduelles sont des aulnaies à frêne incluant des saules fragiles (Pruno-Fraxinetum), entrecoupées de plantations de

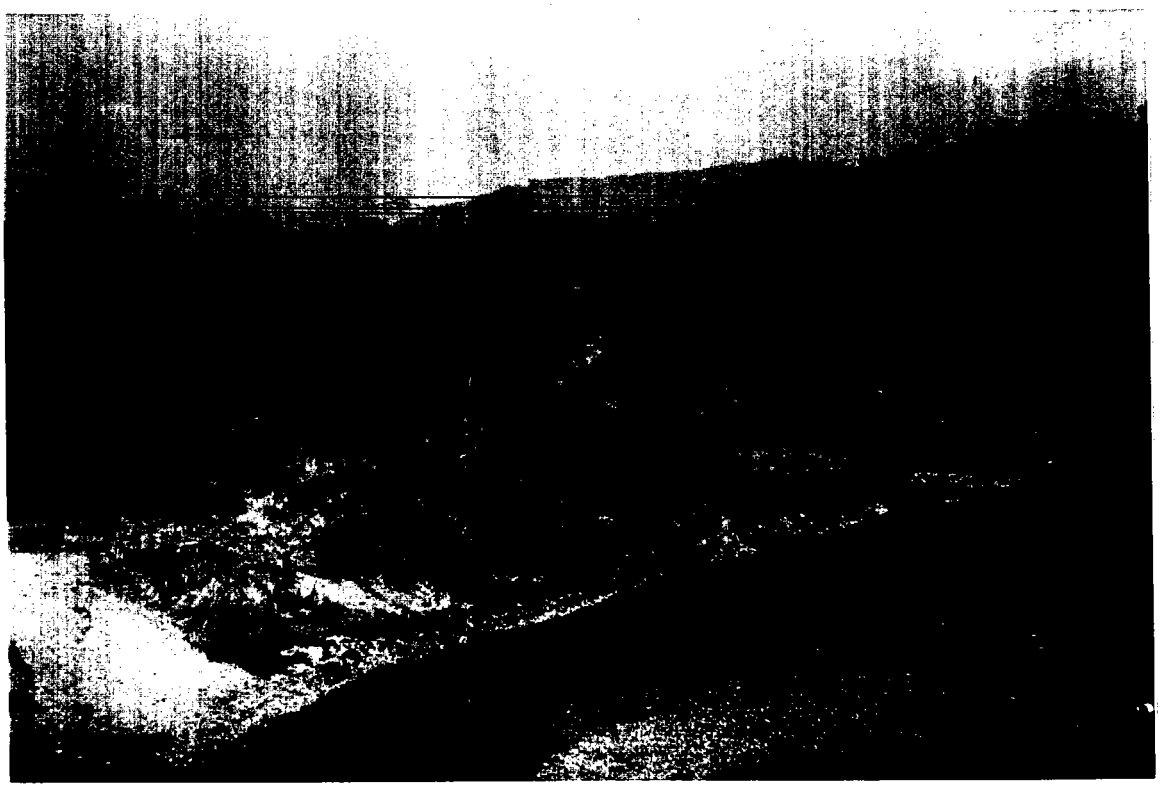
Figure 8: **Transects dans la vallée du Giessen**

Amont (niveau de Châtenois)

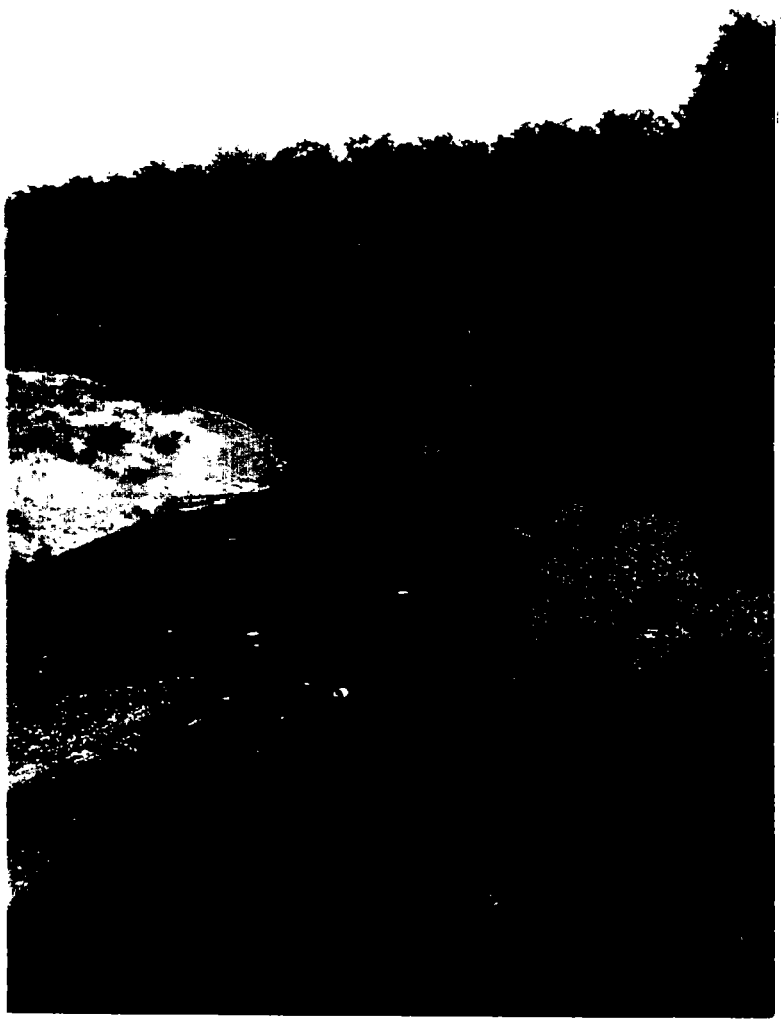


Aval (niveau d'Ebersmunster, à la confluence Ill/Giessen)
Forêt riche et diversifiée





Le Giessen au niveau du cône alluvial



Les forêts riveraines des bords de rive du Giessen sont essentiellement des plantations de robiniers. Le niveau d'altération de l'écosystème est encore abaissé par la fragmentation des forêts par des routes, l'eutrophisation des eaux et les aménagements du cours d'eau. Les berges sont envahies par des populations très denses de renouées, qui pénètrent dans les forêts jusqu'aux cultures des marges du système alluvial.

Le Giessen au niveau de la confluence avec l'Ill dans la plaine alsacienne

Les populations de renouées au niveau de l
confluence avec l'Ill sont très éparses et cantonnées prè
des chemins. Le niveau de naturalité de ces forêts est trè
élevé pour la plaine.

Tableau 7: Forêts riveraines du Giessen

		CONE ALLUVIAL		CONFLUENCE				
	Nombre d'espèces	20	10	33	27	23	29	20
	Numéros des relevés	1	2	3	4	5	6	7
ARBRES								
Espèces allochtones	Populus sp hybridus	.	2	.	.	.	.	.
	Robinia pseudacacia	5	5	.	.	.	.	.
Espèces autochtones	***Alno-Ulmion***							
	Fraxinus excelsior	.	.	4	4	3	4	4
	Alnus glutinosa	.	.	2	3	2	2	2
	Alnus incana	.	.	.	.	+	1	1
	Prunus padus	.	.	2	.	.	.	.
	Ulmus laevis	.	1	+	.	+	+	+
	Ulmus minor	.	.	1	.	.	.	.
	Tilio-Acerion							
	Acer pseudoplatanus	.	+	.	2	.	3	3
	Carpinus betulus	.	.	1	.	+	+	.
	Tilia cordata	.	.	.	.	.	+	.
	Fagetalia, Querco-Fagetea							
	Quercus robur	+	.	3	3	2	2	3
	Acer campestre	.	.	.	.	1	2	1
LIANES HERBACEES								
Espèces autochtones	Humulus lupulus	+	+	3	.	3	3	3
	Galium aparine	2	.	.	.	.	.	.
ARBUSTES								
Espèces autochtones	***Alno-Ulmion***							
	Cornus sanguinea	.	.	3	2	2	.	.
	Sambucus nigra	+	.	1	+	.	.	.
	Viburnum opulus	.	.	.	1	.	.	.
	Rubus caesius	1	.	.	.	.	.	.
	Rubus fructicosus	2	.	.	.	.	.	.
	Querco-Fagetea							
	Corylus avellana	.	.	2	.	1	.	.
	Crataegus laevigata	+	.	2	1	.	.	.
	Evonymus europaeus	.	.	+	1	.	.	.
HERBACEES								
Espèces allochtones	Fallopia japonica	+	2	.	.	.	.	.
	Impatiens glandulifera	.	1	.	.	.	.	.
Espèces autochtones	***Alno-Ulmion***							
	Urtica dioica	5	3	1	1	.	1	+
	Glechoma hederacea	2	.	1	3	4	2	3
	Circeae lutetiana	.	.	2	2	.	3	3
	Poa trivialis	1	1	1	+	.	.	.
	Allium ursinum	.	.	3	5	5	.	.
	Carex remota	.	.	+	3	2	+	+
	Carex acutiformis	.	.	1	.	2	+	+
	Ranunculus repens	.	.	.	.	.	1	+
	Ranunculus auricomus	.	.	+	2	.	+	.
	Cardamine pratensis	.	.	2	2	3	+	+
	Carex strigosa	.	.	.	+	2	.	.
	Deschampsia caespitosa	.	.	3	3	2	1	1
	Festuca gigantea	.	.	.	.	.	+	.
	Alliaria officinalis	1	.	.	.	.	.	.
	Geum urbanum	1	.	.	.	.	.	.
	Impatiens noli-tangere	.	.	1	.	.	.	.
	Lamium maculatum	.	.	.	.	+	.	.
	Cardamine impatiens	+	.	.	.	.	.	.
	Fagetalia							
	Lamium galeobdolon	.	.	2	2	2	+	.
	Milium effusum	.	.	1	+	.	.	.
	Carex sylvatica	.	.	2	1	2	1	1
	Paris quadrifolia	.	.	+	.	.	+	.
	Stachys sylvatica	.	.	1	1	1	2	1
	Primula elatior	.	.	1	1	.	1	.
	Scrophularia nodosa	.	.	.	.	.	+	.
	Stellaria holostea	1	1	.	.	.	.	.
	Querco-Fagetea							
	Anemone nemorosa	.	.	1	3	2	.	.
	Brachypodium sylvaticum	1	.	2	2	2	1	1
	Melandryum rubrum	.	.	.	.	.	1	+
	Espèces des milieux rudéralisés							
	Aegopodium podagraria	2	.	.	.	.	.	.
	Chelidonium major	1	.	.	.	.	.	.
	Geranium robertianum	.	.	1	1	.	1	.
	Lunaria annua	+	.	.	.	.	.	.
NIVEAU DE NATURALITE	Fragmentation	1	1	3	3	3	3	3
	Composition dendrologique	1	1	3	3	3	3	3
	Structure	1	1	1	1	1	1	1
	Fonctionnalité	2	2	2	2	2	2	2

peupliers. Le niveau de naturalité total atteint est parfois bon pour la composition dendrologique (Tableau 8).

Au niveau d'Ostheim, existe encore un massif forestier de surface plus importante peu fragmenté, qui est longé vers l'ouest par la Fecht. L'association principale est l'Alno-Carpinetum (Schnitzler 1988).

Les populations de renouées sont abondantes dans les aulnaies à frêne et à saules de la basse vallée de Munster, où elles envahissent complètement les sous-bois. Cette invasion se limite aux 25-30 premiers mètres perpendiculairement à la rivière, dans les sites fragilisés par les aménagement forestiers. Elle s'est probablement produite à partir des populations très denses qui envahissent les bords empierrés de la rivière et le chemin. Les renouées disparaissent dans les quelques chenaux latéraux encore fonctionnels (Fig. 9).

A l'aval, les populations de renouées sont très invasives jusqu'à Guémar, le long des berges et sur les levées riveraines lorsqu'elles sont cultivées, soit par du maïs soit par des plantations de peupliers. Elles se font plus discontinues sur les rives bordant la grande aulnaie à frêne de la forêt de Colmar, ne pénètrant dans ce milieu fermé et plus résistant qu'à l'état de pieds isolés, dans les trouées, au bord des chemins ou des bras d'eau (Fig.9).

Des plantations d'espèces autochtones ont été effectuées le long de ce cours d'eau dans un but de renaturation. Toutefois, ces opérations nécessitent un lourd investissement d'entretien par la fauche des renouées, ceci durant au moins 3 ans, le temps pour les jeunes plants de dépasser 3m. Jusqu'à ce jour, ces essais n'ont pas permis d'observer de régressions de ces fourrés. Ces initiaves jouent donc sur le long terme et non sur le court terme.

D. La vallée de la Thur

L'écosystème alluvial de la Thur est gravement endommagé, et les forêts résiduelles y sont très fragmentées. C'est pourquoi les études phytosociologiques n'ont pu être faites. Les observations effectuées dans ce milieu montrent que l'invasion des renouées y est particulièrement grande, puisque ces plantes peuvent occuper des lisières forestières ou des prairies situées à plusieurs centaines de mètres de la rivière.

V.3. Discussion

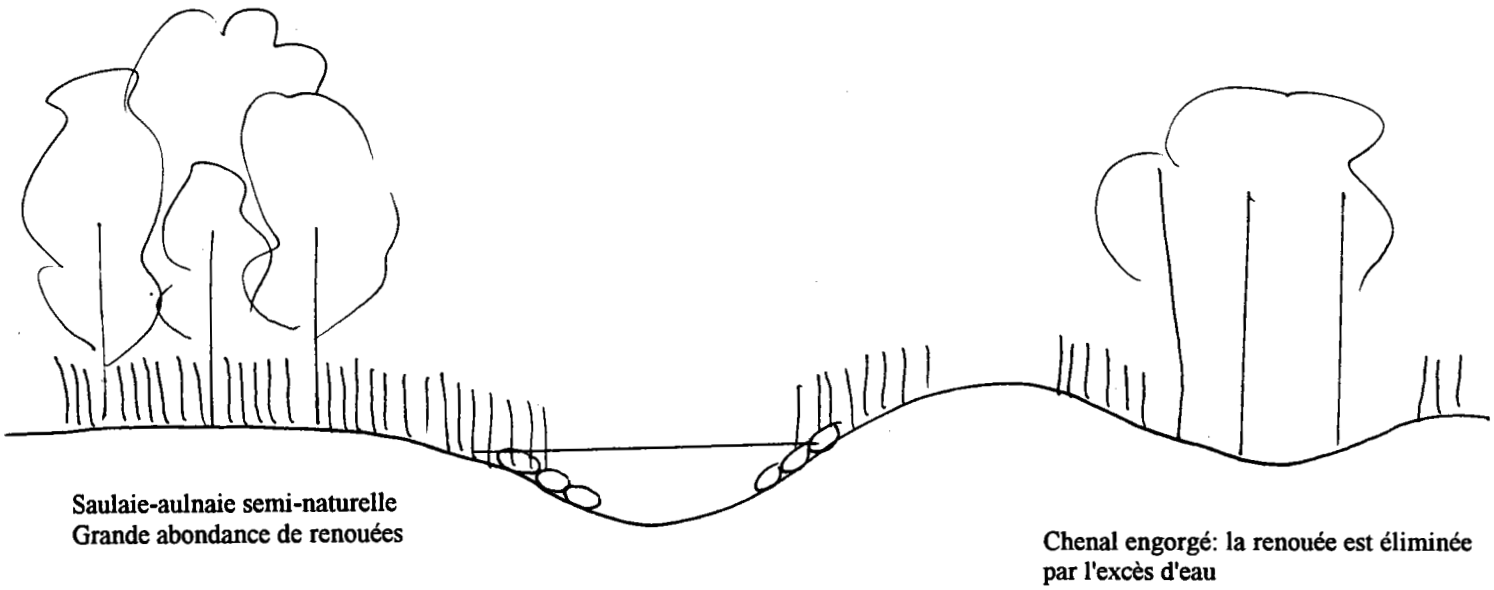
V.3.1. Relations entre degré d'invasion de la renouée et facteurs abiotiques et biotiques

Les observations effectuées dans les 3 transects confirment les relations étroites entre caractéristiques hydrologiques et sédimentaires des écosystèmes alluviaux déduites de l'examen de la cartographie des renouées sur l'ensemble du bassin Rhin-Meuse.

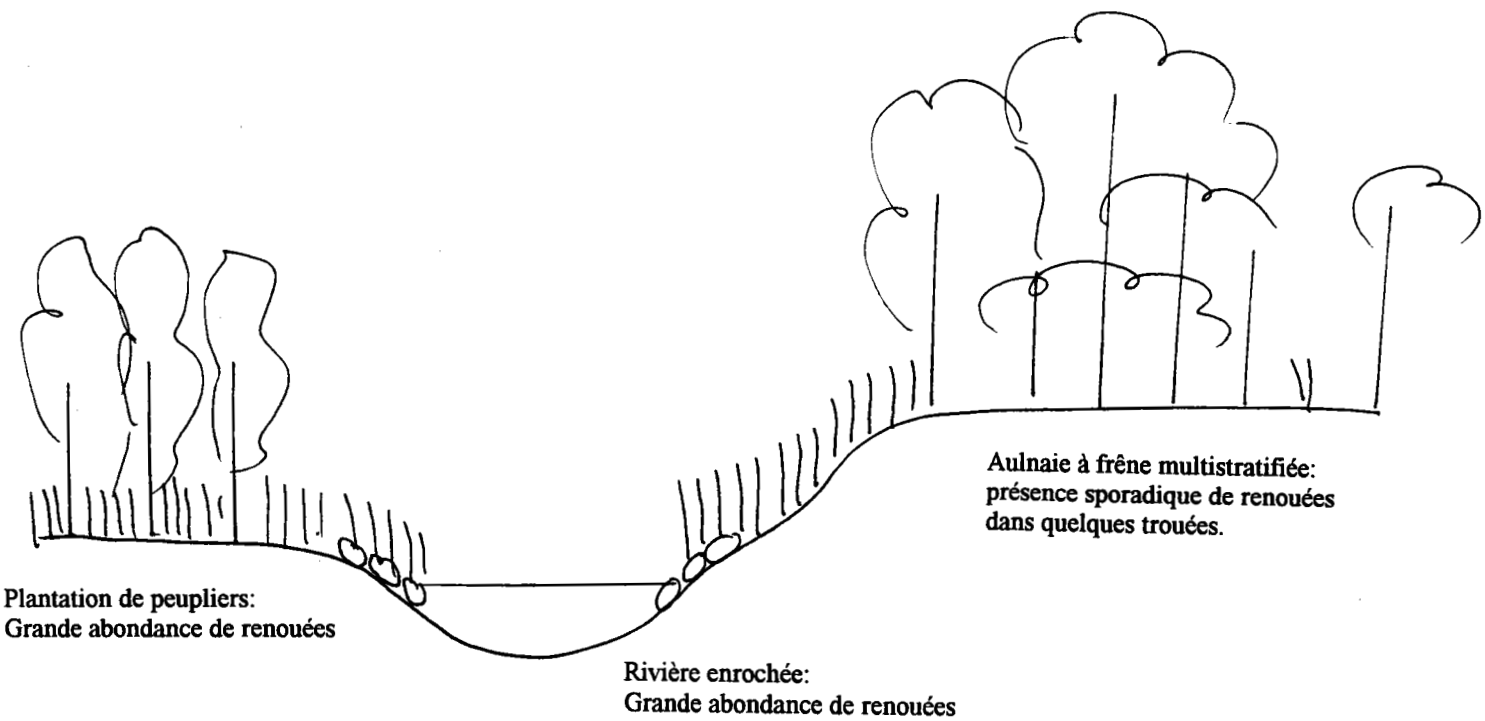
Les populations de renouées sont très invasives dans les conditions de bon drainage sur sols acides et riches en éléments minéraux. Les facteurs aménagement des rivières et trophie des eaux sont également primordiaux, mais n'ont pu être comparés à des rivières à fonctionnement plus naturel, qui n'existent pas dans ces secteurs.

Figure 9: **Transects dans la vallée de la Fecht**

Amont (niveau de Zimmerbach)



Aval (plaine alsacienne: niveau de Guémar)



Les forêts alluviales de la Fecht dans la vallée de Munster

Les forêts alluviales de la Fecht à hauteur de Zimmerbach sont des liserés de saulaies et aulnaies jeunes, de structure simple, et sujettes à l'envahissement par les renouées.

Les renouées atteignent parfois les prairies externes à la rivière, où elles sont rejetées sur les bordures.

Les forêts alluviales de la Fecht au bas du cône alluvial (amont d'Ostheim)

Au niveau d'Ostheim, les bords de la Fecht sont enrochés et colonisés par des populations denses de renouées.

A l'intérieur de la forêt alluviale d'aulnaie à frêne de la zone de confluence, les renouées sont rares et rejetées en petits groupes épars sur les bords de rive.

Les paysages au bas du cône alluvial de la Fecht, juste avant la confluence avec l'Ill, sont très altérés par des cultures de mais et des plantations de jeunes peupliers cultivars. Les renouées trouvent dans ces milieux des opportunités de colonisation nombreuses.

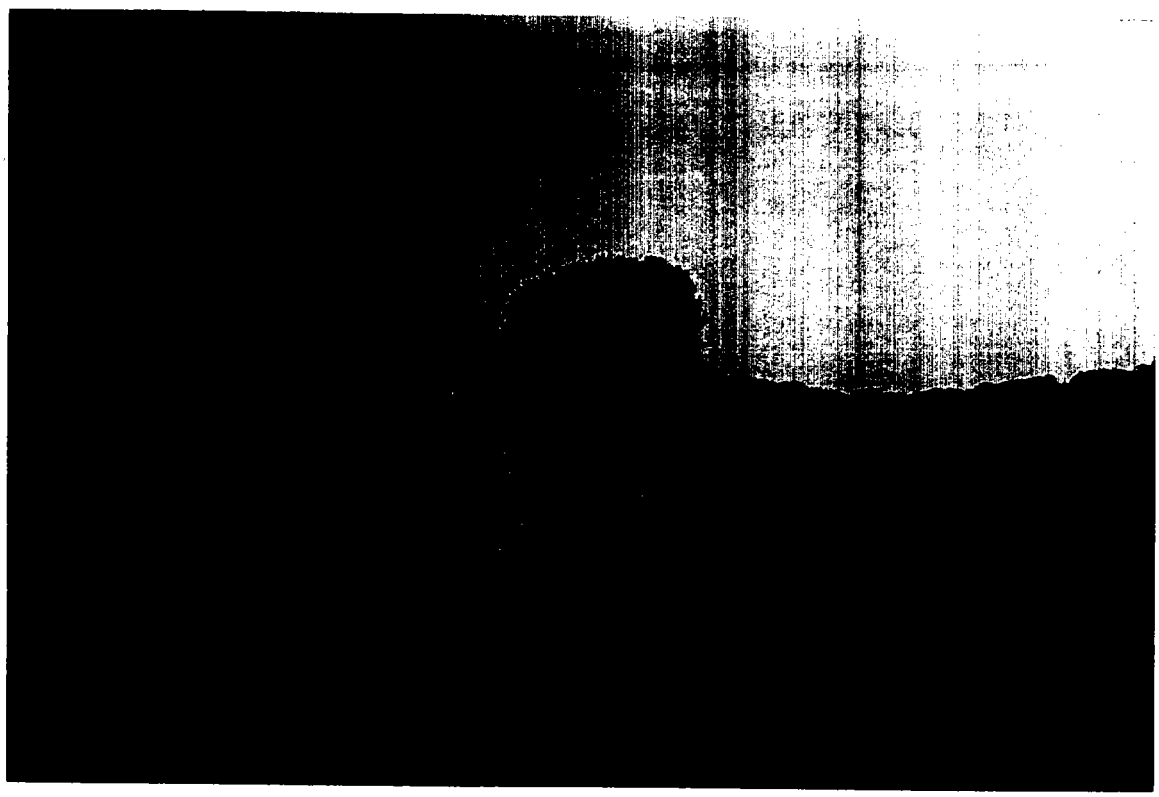


Tableau 8: Forêts riveraines de la Fecht

		BASSE VALLEE								CON								CONFLUENCE		
	Nombre d'espèces	13	14	18	16	22	16	13	18	16	19	12	21	19	23	9	18	17	23	14
	Numéros des relevés	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
ARBRES																				
Espèces allochtones	Populus sp (cultivar)	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	1	2	2	2	2	.	.	.	2
	Robinia pseudacacia	+	.	.	.	1	.	.	.	3	3	2	.	.	.	.	.	1	.	.
Espèces autochtones	***Alno-Ulmion***																			
	Fraxinus excelsior	+	2	.	.	2	.	1	+	.	.	.	2	.	.	.	3	4	4	2
	Alnus glutinosa	1	2	2	2	1	2	4	4	.	.	.	1	.	2	.	.	1	2	1
	Salix fragilis	1	1	1	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Prunus padus	.	.	2	3	1	3	.	3	+	+	1	.	.	.	.	.	.	2	.
	Ulmus laevis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	.	1	.	.
	Tilio-Acerion																			
	Acer platanoides	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
	Acer pseudoplatanus	.	1	.	.	.	.	.	.	.	2	1	2	1	+	.	.	1	2	.
	Prunus avium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+
	Fagetalia, Querco-Fagetea																			
	Quercus robur	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	+	.	1	.	.	1
	Acer campestre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	1	.
LIANE LIGNEUSE	Hedera helix	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.
LIANES HERBACEES	Galium aparine	5	1	2	2	2	.	2	.	2	2	1	1	1	1	1	2	1	.	.
	Humulus lupulus	.	.	.	.	.	.	1	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
ARBUSTE/RONCE																				
Espèces autochtones	***Alno-Ulmion***																			
	Cornus sanguinea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	2	.
	Sambucus nigra	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Querco-Fagetea																			
	Corylus avellana	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	1	2	+	3	.	.	.
	Crataegus laevigata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Rubus fructicosus	.	.	+	1	.	.	.	.	.	3	1	2	1	.	.	.	2	1	.
HERBACEES																				
Espèces allochtones	Fallopia japonica	5	5	4	4	4	+	2	1	5	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.
	Impatiens glandulifera	1	.	1	.	.	1	.	.	1	1	1	.	.	.	4	1	.	.	.
Espèces autochtones	***Alno-Ulmion***																			
	Urtica dioica	2	.	3	3	4	2	2	2	2	2	1	3	3	4	.	2	1	1	.
	Lamium maculatum	2	2	2	2	2	.	2	.	2	.	.	.	.	.	.	.	2	2	.
	Glechoma hederacea	.	.	1	1	2	.	1	2	1	3	.	2	2	1	2	3	3	4	3
	Alliaria officinalis	2	1	.	1	2	.	.	2	.	.	.	1	1	.	.	.	.	1	1
	Geum urbanum	.	.	.	+	1	.	.	.	1	1	+	1	1	1	.	.	.	1	2
	Rubus caesius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	2	.	2	.
	Impatiens noli-tangere	.	.	.	.	.	1	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	2
	Festuca gigantea	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	1	.
	Circeae lutetiana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2	2	.	.	.	2	1
	Carex remota	.	1	+	.	.	3	.	1	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.
	Allium ursinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	5	.	.	.
	Poa trivialis	+	.	1	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.
	Ranunculus repens	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex strigosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
	Deschampsia caespitosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.
	Fagetalia																			
	Lamium galeobdolon	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	3	3	2	5	5	2	3
	Milium effusum	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	1
	Carex sylvatica	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	2
	Paris quadrifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	1	.	1	.
	Polygonatum multiflorum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	2	.
	Arum maculatum	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	+	.	1	.	1	.
	Stachys sylvatica	.	.	+	+	.	.	2	+	.	.	.	1	1	.	.	1	.	.	.
	Primula elatior	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	1	.	.	.
	Impatiens parviflora	1	.	1	.	1	.	1	.	1	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
	Querco-Fagetea																			
	Anemone nemorosa	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2	.
	Brachypodium sylvaticum	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	1	.	+	.	.	.	2	2
	Anthriscus sylvestris	.	.	.	+	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Phalaris arundinacea	.	+	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Stellaria holostea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Melandryum rubrum	.	.	1	3	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.
	Anemone nemorosa	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Alnion glutinosae																			
	Scutellaria galericulata	.	.	.	.	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Galium palustre	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Carex acutiformis	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Lycopus europaeus	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Cardamine impatiens	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Convolvulus sepium	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Espèces des milieux rudéralisés																			
	Aegopodium podagraria	.	.	1	1	.	.	.	.	2	+	1	.	.	3	3	.	2	.	.
	Chelidonium major	.	.	1	.	1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Galeopsis tetrahit	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
	Lunaria sp	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Filipendula ulmaria	.	.	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Geranium robertianum	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
NIVEAU DE NATURALITE	Fragmentation	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	3	3
	Composition dendrologique	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2
	Structure forestière	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2
	Fonctionnalité	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

Un bon niveau de naturalité des forêts ne peut empêcher l'invasion le long des berges (invasion longitudinale). Ceci n'est guère étonnant dans des systèmes amont faiblement structurés, pauvres en espèces et largement ouverts aux plantes allochtones. Mais ces forêts font barrière à une invasion transversale vers les marges de la plaine. Ces faits ont pu être vérifiés le long de la Fecht et de la Doller, où les aulnaies à frêne et les saulaies riveraines subnaturelles ne sont envahies que sur 100 m au plus, en comparaison avec les écosystèmes Giessen (ou Moselle et Thur), hautement anthropisés, où les renouées pénétrent vers les marges via les bords de chemin, les cultures ou les plantations.

En conditions hydrologiques et édaphiques moins favorables, les renouées perdent leurs pouvoirs de parfaits compétiteurs. Des milieux naturels (forêts) ou semi-naturels (prairies) arrivent à empêcher l'extension de ces espèces ou à la ralentir considérablement. C'est ce qui se passe à l'aval des cônes de déjection de la Fecht, du Giessen et de la Bruche. L'expansion des renouées est d'autant plus ralentie que la forêt est d'un bon niveau de naturalité, comme c'est le cas des forêts de confluence du Giessen et de la Fecht ou des saulaies si elles arrivent à un certain degré de maturité (cas de la Basse-Bruche).

Le degré d'invasibilité des renouées dans les milieux alluviaux pourrait être schématisé par une addition de points: 1 (ou 2 si le facteur est primordial) lorsque le facteur est favorable à l'invasion, 0 lorsqu'il ne l'est pas (Tableau 9). Il apparait qu'au-delà de 7 points, la plante devient invasive. Elle reste sporadique entre 2 et 3 points, et rare en-dessous de ce niveau.

Quelques idées-clés peuvent donc se dégager des recherches effectuées dans les ripisylves boisées du Haut-Rhin

1) Les saulaies- ou aulnaie-saulaies semi-naturelles ne résistent pas à l'invasion dans les secteurs alluviaux à eaux érosives, mais ces forêts permettent aux berges de conserver un bon degré de biodiversité des berges en maintenant la présence d'autres espèces autochtones, qui sont éliminées sur les berges dégradées par les fourrés purs de renouées

2) Les forêts riches en espèces et bien structurées s'opposent à la pénétration latérale des renouées dans la plaine

3) Les plantations de peupliers et de robiniers, qui sont des espèces héliophiles allochtones au milieu alluvial, ne peuvent s'opposer efficacement à l'invasion quasi exclusive des renouées

4) Les renouées sont expulsées des forêts vivant sur substrat engorgé

Ces conclusions mettent en exergue qu'un milieu boisé riche en essences et structuré selon des processus naturels est une aide précieuse pour la lutte contre l'invasion des populations de renouées en milieu alluvial. La renaturation récente des berges de la Fecht par plantations d'essences alluviales diverse est donc une initiative très positive, qui devrait dans quelques années devenir réellement efficace, lorsque l'écosystème perdra son caractère artificiel.

Les résultats et discussions développés jusqu'à présent permettent de supposer que la propagation de la renouée dans ce secteur est arrivée à un point relatif de stabilité. Cependant, l'invasibilité constitue toujours une menace dans le secteur des Vosges et du Haut-Rhin, si les altérations du système alluvial se poursuivent. Les populations de renouées semblent également

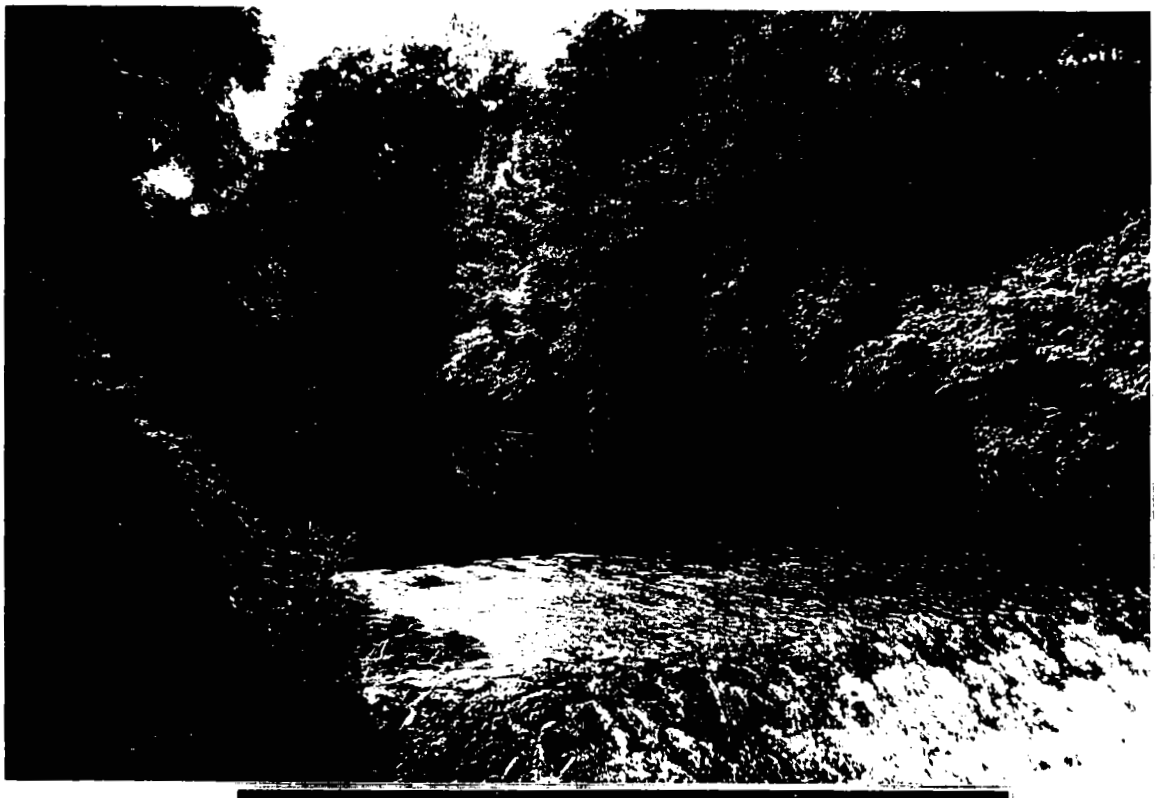
Tableau 9: Facteurs abiotiques et biotiques responsables du niveau d'invasibilité des renouées asiatiques

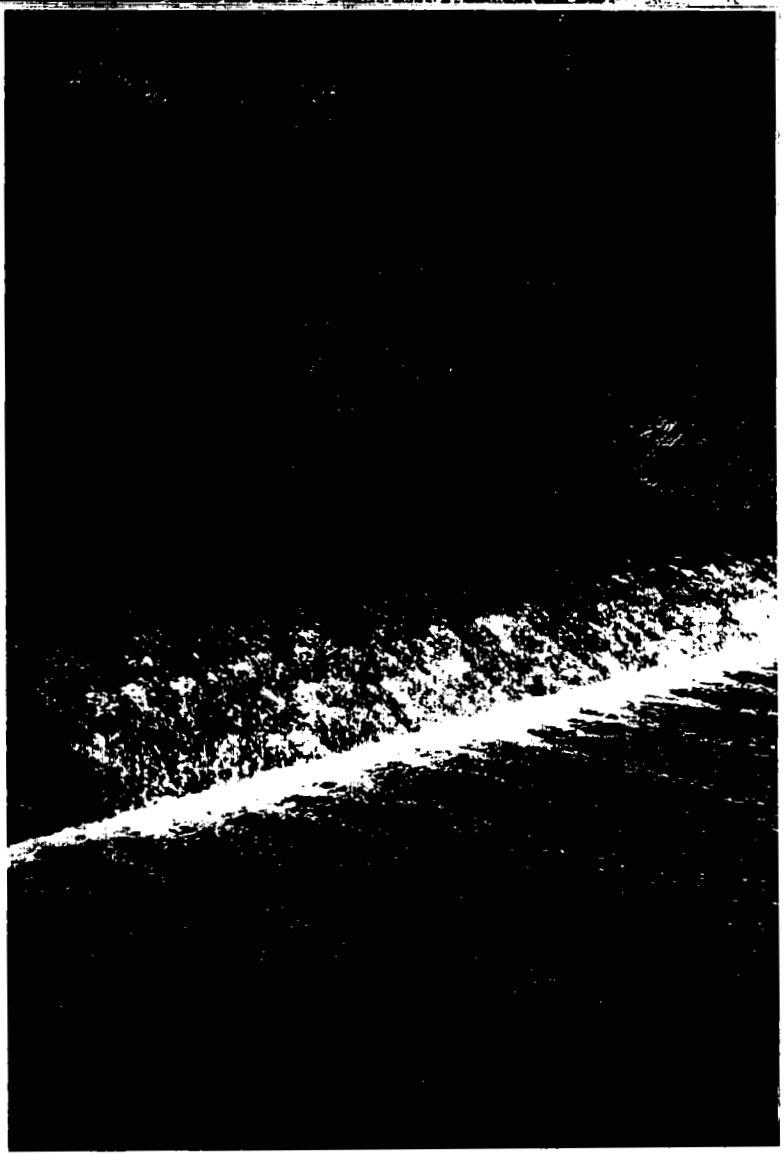
	Piémont vosgien		Rhin	Ill	Moselle Amont	Moselle Aval	Meuse	Sarre	Nied
	sud Bruche	nord Bruche							
CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES									
Débit > 3m3/s	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Aménagements (enrochements, seuils)	1	0	1	1	1	1	1	0	1
Inondations par eaux eutrophisées	1	1	0	1	1	1	1	1	1
CARACTERISTIQUES SEDIMENTAIRES									
pH acide	2	2	0	0	2	0	0	2	0
Richesse en bases	1	0	1	1	1	1	1	0	0
Texture grossière	1	1	1	0	1	0	0	0	0
FACTEURS BIOTIQUES									
Recouvrement important d'écosystèmes artificiels (plantations, cultures, chemins...)	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Total des points	8	5	4	4	7	5	4	4	3
NIVEAU D'INVASION CONSTATE (3: élevé; 2: sporadique; 1: quasiment absent)	3	2	1	1	3	2	1	2	1

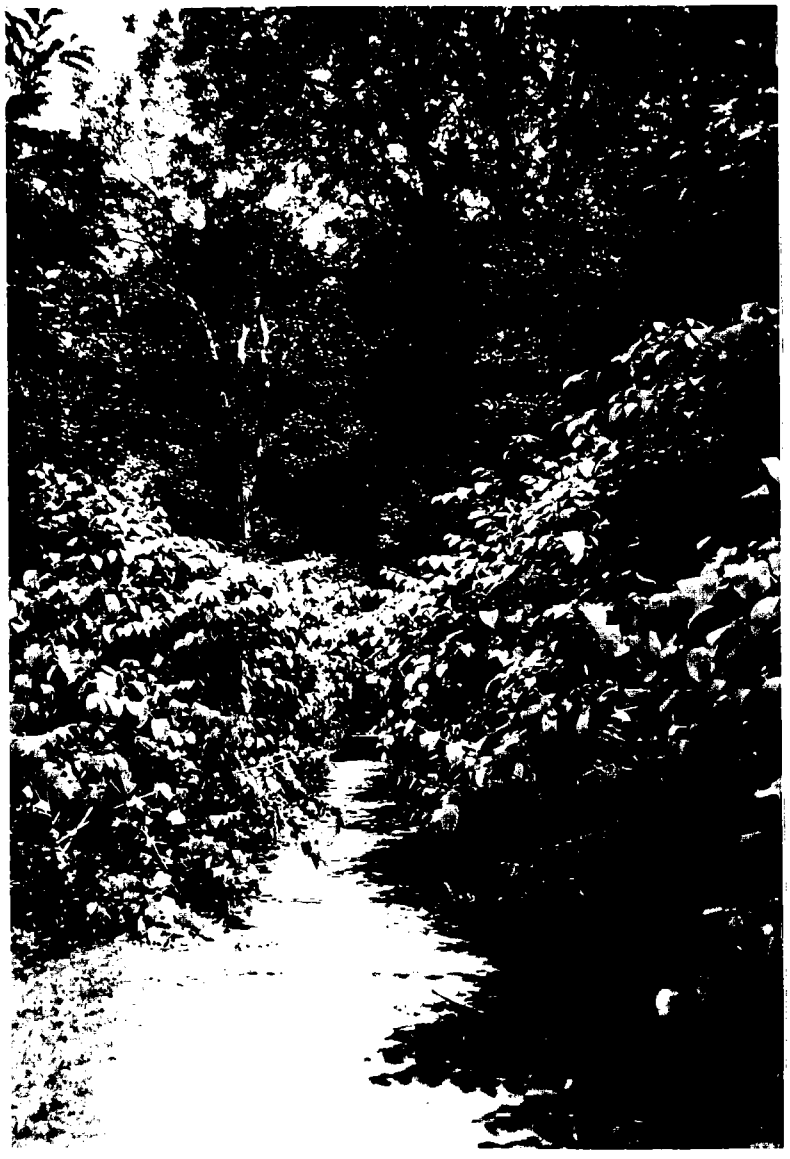
1: facteur d'impact positif pour l'installation de la renouée
2: facteur d'impact doublement positif pour l'installation de la renouée
0: facteur absent

LA VALLEE DE LA THUR DU PIEMONT VOSGIEN: UN ECOSYSTEME GRAVEMENT ALTERE

Aménagements hydrauliques lourds, eaux gravement polluées, milieux rudéralisés: la perte de biodiversité et de naturalité était énorme dans la vallée de la Thur, ce qui a grandement facilité l'expansion des populations de renouées.







Dans la vallée de la Thur, les habitats du système alluvial sont fortement rudéralisés. La renouée colonise en force les chemins, digues, bords de gravière, champs abandonnés, plantations.
Mais elle ne pénètre pas dans les forêts encore bien conservées, situées à moins de 50 m de la rive.

poursuivre leur colonisation, mais de façon très lente dans des milieux moins favorables comme la plaine de l'Ill ou dans les vallées de la Meuse et de la basse Moselle. Il est probable qu'elle se poursuivra dans les temps à venir, si ces sites n'incluent que des écosystèmes rudéralisés. Mais ces populations ne pourront probablement jamais atteindre la vigueur observée dans les secteurs du piémont.

V.3.2. Les renouées sont-elles réellement une menace pour la biodiversité ?

De nombreux articles développent les inconvénients de l'invasion des populations de renouée en Europe. Certains soulignent également les avantages que peuvent procurer ces plantes. Pour être objectif, il s'agit de séparer les inconvénients que présentent ces plantes pour le fonctionnement de l'écosystème alluvial d'une part, et pour les activités humaines liées à ces écosystèmes d'autre part.

La venue, voire l'invasion des renouées asiatiques dans les écosystèmes alluviaux d' Europe ne présente aucun inconvénient majeur pour la flore locale, ni pour les écosystèmes forestiers riverains, lorsque le niveau de fonctionnement est bon. IL est toutefois vraissemblable que les renouées entrent en compétition directe avec les premières phases de recolonisation des bancs de sédiments nouveaux déposés lors des crues. Elles n'entrainent cependant pas l'éradication de ces arbres. On reproche à ces plantes d'augmenter le sapement des berges, mais ce processus est naturel à l'écosystème alluvial, et les ripisylves y sont parfaitement adaptées. Au contraire, il est bien connu que c'est l'arrêt des phénomènes naturels d'érosion et d'alluvionnement, provoqué par les aménagements divers des rivières, qui est souvent gravement dommageable aux forêts riveraines (Décamps et Naiman 1989; Carbiener et Trémolières 1990; Amoros et Petts 1993). D'autres méfaits lui sont reprochés, comme la perte de biodiversité des rivières. Nous avons vu que ceci est totalement faux pour l'ensemble des milieux alluviaux, où la renouée ne fait que cohabiter avec la flore autochtone. Elle ne devient réellement invasive que dans les milieux très particuliers décrits précédemment, bien drainés, et à sols richement minéralisés et faiblement acides. Dans ce cas, la renouée pénètre dans les saulaies naturelles et les aulnaies à frêne et à saule riverains, qui sont des écosystèmes fonctionnellement instables et peu résistants aux invasions de plantes. Ces populations remplacent les mégaphorbiaies d'orties, de faux roseau ou de liseron. La perte en biodiversité n'est donc pas incommensurable, ce d'autant que bien des plantes forestières eutrophes ne disparaissent pas. Le remplacement des orties par des renouées pourrait s'expliquer par l'eutrophisation artificielle des eaux des rivières européennes. 'impact des renouées sur des systèmes dégradés et fragilisés par des actions humaines diverses est en revanche très réel, ainsi que nous l'avons déjà souligné, notamment dans les opérations de renaturation des rives telles que celle de Contrat-Nature.

L'invasion des renouées dans les aulnaies à frêne et à merisier à grappe, qui s'observe dans les Vosges comme en Forêt-Noire (Adler 1993), n'est possible pour la renouée que lorsque ce type forestier est fragilisé par des traitements sylvicoles et des aménagements hydrauliques. En effet, ces milieux sont riches en espèces, relativement ombrageants, et peuvent atteindre un haut niveau de complexité lorsqu'on les laisse vieillir (Schnitzler 1995).

Ceci les rend parfaitement capables de résister à l'invasion de plantes allochtones. J'ai pu observer ce phénomène dans les forêts primaires de Lanzhôt en République tchèque: les renouées colonisent les plantations des bords de la Morava, mais ne peuvent même pas pénétrer dans les trouées de l'aulnaie à frêne de Ranspurk, qui présente le plus haut degré de naturalité d'Europe pour ce type phytosociologique. Les renouées sont donc totalement expulsées de ces milieux lorsqu'on leur permet de maintenir une certaine biodiversité naturelle. Cette résistance s'observe également dans les forêts gérées, pourvu qu'elles conservent une certaine biodiversité naturelle. Il est donc impossible que ces milieux soient envahis à l'avenir, tant que leur fonctionnalité naturelle est respectée par les aménageurs et les forestiers.

Les renouées sont également expulsées des aulnaies pures par l'excès d'eau. On peut observer ce phénomène dans l'aulnaie à frêne et à saule à hauteur de Zimmerbach, très envahie par les renouées, mais où cette espèce s'arrête de progresser dans les bas-fonds à aulnes.

En revanche, les populations de renouées asiatiques gênent parfois beaucoup les activités humaines le long des rivières. Elles rendent l'accès des berges difficile et pénible (mais seulement lorsque ces plantes sont très invasives, mais ce n'est pas le cas de toutes les rivières d'Europe). La nécromasse, importante, crée des embâcles et s'entasser au niveau des seuils, barrages et ponts. Par ailleurs, les renouées ne stabilisent pas les berges autant que le ferait une ripisylve, et augmente donc l'instabilité des rivières enrochées (Child et al. 1992). Les aménageurs divers de rivière (DDAF, DDE, Services de la Navigation, organismes associatifs ou para-publics, collectivité territoriales et particuliers), responsables d'enrochements peu esthétiques et des seuils et barrages et de plantations d'arbres après destruction de la ripisylve naturelle sont les seuls responsables de la perte de fonctionnalité des forêts alluviales et de leur composition floristique naturelle Ce sont ces diverses opérations qui détruisent la biodiversité des berges, et ce sont elles qui favorisent l'installation de la renouée. Il est donc fort étrange qu'ils en accusent la plante (Scott et Marrs 1984; Beerling 1991; Child et al. 1992, Phulpin 1996) ! Les déboisements intensifs des berges, les enrochements, les rectifications, recalibrages, endiguements, curage et autres aménagements pratiqués systématiquement il y a envore peu de temps ont donc préparé la venue de cette espèce opportuniste. Il est donc impératif d'étudier au cas par cas les causes de la perte de biodiversité des berges et de chercher des solutions qui prennent en compte le fonctionnement naturel du cours d'eau.

Au niveau européen d'ailleurs, certains auteurs de publications internationales reconnaissent au contraire dans les villes une augmentation de la biodiversité grâce aux populations sauvages de renouées, qui poussent à travers le macadam le long des chemins, et le long des rivières rectifiées. Ils soulignent la venue de géophytes, la richesse en oiseaux, en abeilles (la renouée est une plante mellifère) et en invertébrés. Ces qualités sont appréciées en milieu urbain, où la biodiversité naturelle est très basse (Child et al. 1992).

V.3.3. Faut-il lutter contre l'invasion des renouées en Europe ?

L'invasion des renouées dans les milieux alluviaux peut être considérée comme un signal d'alarme: elle témoigne d'un degré d'altération du fonctionnement naturel, entièrement dû aux surexploitations humaines. La renaturation des systèmes alluviaux apparait donc comme le

moyen le plus logique pour une lutte à long terme contre l'invasion de la renouée. Mais la renaturation doit être assortie d'une panoplie de luttes directes contre les populations de renouées, qui vont être évoquées dans la deuxième partie.

LES MOYENS DE LIMITATION DE LA PROPAGATION DES RENOUEES

I. INTRODUCTION

Les tentatives de lutte contre l'envahissement des populations de renouées asiatiques dans les milieux alluviaux d' Europe n'ont eu jusqu'à présent que des effets localisés et à court terme (parmi une littérature nombreuse, citons Scott et Marrs 1984; les synthèses du Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1994-1995).

Cet échec relatif s'explique facilement si on considère à la fois l'arsenal formidable de défenses naturelles de *Fallopia japonica*, et l'augmentation constante des opportunités de propagation que lui offrent l'homme, par l'eutrophisation des eaux, les aménagements des rivières et le remplacement des écosystèmes naturels ou semi-naturels bien structurés et résistants, par des néo-milieux rudéralisés et instables, propices à l'invasion. A ces facteurs s'ajoutent ceux de l'introduction volontaire (comme plante ornementale) ou involontaire (par dépôt de terres contenant des rhizomes).

II. LA RENATURATION DES MILIEUX ANTHROPISES ET DESTABILISES

La recréation de milieux biologiques fonctionnels semble être le souci majeur des organismes et particuliers utilisateurs des rivières. Un premier pas très positif, facile à appliquer, serait d'opter pour la préservation de l'existant: il faudrait protéger les forêts qui subsistent, et ne plus modifier la dynamique naturelle des cours d'eau par des enrochements, des seuils, des digues etc..

Dans le cas de milieux à renaturer, nous avons vu que divers moyens ont donc été proposés, mais ils font souvent abstraction des problèmes de dynamique alluviale et restent souvent timides quant au niveau de renaturation. Les actions de plantations d'espèces ligneuses le long des rives enrochées des rivières sont une première phase positive par rapport au problème global. Ils sont parfois le seul moyen possible sur certains secteurs, dans le cas par exemple de cours d'eau endigués où l'occupation humaine est proche. Mais lorsque les milieux alluviaux sont loin des zones habitées, les actions de préservation pourraient être plus audacieuses Ces actions passent obligatoirement par une conception plus écologique: restauration de l'équilibre dynamique de la rivière par suppression des enrochements et des seuils et barrages (ce qui signifie l'acceptation d'une érosion naturelle de la rivière et l'épandage des crues vers les marges des vallées), diminution de pollution des eaux et re-création d'une ripisylve à dominance d'aulne et de frêne ou d'une prairie (plus agréable par exemple dans certains sites comme les fonds de vallons vosgiens, qui sont les seuls milieux ouverts). Ces conclusions, basées sur les recherches effectuées dans le bassin Rhin-Meuse, sont également celles de Schwabe et Kratochwil (1991). Elles exigent un changement radical des mentalités, mais également des études préalables de faisabilité technique et économique. Elles ont dès à présent fait l'objet de quelques initiatives sur le bassin Rhin-Meuse.

Cependant, même si une telle renaturation se faisait, elle ne résoudrait pas tout. Nous avons vu que les bords de rivière naturels et les forêts pionnières à saules sont accueillants pour les plantes invasives. Il faut donc se doter d'autres moyens pour lutter contre les populations de renouées

III. LES MOYENS MECANIQUES

III.1. La fauche

La destruction par la fauche est peut-être le premier moyen de lutte pour limiter l'expansion des populations de renouées. Ce moyen est intéressant, car il simule une perturbation qui détruit partiellement la biomasse. Mais appliqué en bordure des rivières, il favorise grandement la propagation végétative de cette plante, qui peut se reconstituer à partir de fragments de tige.

III.1.1. Méthodologie

5 types de sites ont été choisis pour différents types de rivières du bassin Rhin-Meuse, dont la typologie a été faite par Zumstein et Goetghebeur (1994), en milieu ouvert.

- sur le Giessen à hauteur de Châtenois
- sur la Moselle à Charmes et à Bayon
- sur la Meuse à Mouzay
- sur la Seille à Metz
- sur la Fecht à Zimmerbach et à Benwihr
- sur le canal de Jouy à Metz, une voie canalisée.

Ces sites ne sont pas traités par des herbicides et ne subissent actuellement aucune intervention humaine. Une exception: le carré du canal de Jouy, qui est traité au Round up.

17 carrés permanents, couvrant une surface de 15 à 25 m2 ont été sélectionnés, qui ont été décrits selon un certain nombre de critères: degré d'envahissement, hauteur et densités, avec comme paramètre commmun la notion de **vitalité.**

Vitalité 1 = présence rare à très sporadique, densité faible

Vitalité 2 = présence sporadique, densité faible

Vitalité 3 = présence fréquente, densité moyenne

Vitalité 4 = présence très fréquente, densité moyenne

Vitalité 5 = présence dense et discontinue

Vitalité 6 = envahissante.

Un deuxième critère de description se base sur la diversité des espèces végétales présentes. L'échelle de biodiversité est la suivante:

- moins de 14 espèces

+: 14 et 21 espèces

++: 21-28 espèces

+++: 28-34 espèces.

La situation des zones choisies et la description des 17 carrés sont données en annexe.

3 méthodes différentes d'expérimentations ont été appliquées, qui sont les suivantes:

1) Une fauche entre 0,50 et 1 m des populations de renouées asiatiques sur 12 carrés permanents, réalisée après que les tiges aient atteint leurs hauteurs maximales (3 à 4m), a été effectuée durant les étés 1995 et 1996. La hauteur, le nombre et le diamètre des individus ont été mesurés.

2) Un arrachage de rhizomes a été effectué sur le carré 2.A à Bayon, en octobre 1995. Les rhizomes ont été enlevés jusq'uà une profondeur d'un mètre.

3) Un bouturage des saules a été fait sur le carré 1.C à Charmes sur la Moselle en octobre 1995, sur les carrés 5C et 5D à Bennwihr gare et les carrés 6C et 6D à Chatenois en avril 1996.

III.1.2. Résultats

Les résultats des mesures de hauteur, diamètre et densité des populations de renouées obtenues par la fauche en 1995 et 1996 sont donnés dans les annexes. Il a été observé les faits suivants sur la quasi-totalité des carrés:

a) Hauteur des tiges

Après la première fauche en 1995, les plantes atteignent une hauteur supérieure à 1 m un mois après. Ces hauteurs diminuent à 0,80 cm après les fauches suivantes.

La deuxième année de fauche , les plantes atteignent fin mai une hauteur plus faible (moins de 1,80 m) que l'année précédente. Un mois après la deuxième fauche, les hauteurs oscillent entre 0,20 et 0,50 cm.

b) Diamètre des tiges

De manière générale, le diamètre de tiges est de 4 cm. Il diminue de 4 à 2 cm la première année de fauche. La deuxième année, les diamètres ne sont que de 1 cm en début de saison végétative et diminuent de moitié après les fauches.

c) Densité des tiges/m^2

Les densités des tiges varient beaucoup selon les sites: entre 1 et 25/m^2. La tendance générale est une augmentation des densités des tiges après la première fauche en 1995. L'année suivante, les tendances varient selon les densités initiales.

- lorsque les densités étaient faibles au départ (inférieures à 4), ce qui est le cas des sites de Benwihr et Zimmerbach, elles doublent en un an (ce qui ne fait toujours pas beaucoup). Mais la deuxième année, la plante démarre avec un nombre plus élevé qu'elle n'a démarré la première année, qui augmente encore avec la fauche. Le bilan global reste une augmentation globale des densités en 2 ans de fauche

- lorsque les densités sont élevées (supérieures à 8/m^2) au départ, les densités diminuent lors du redémarrage de la végétation en mai, puis augmentent un peu, sans toutefois atteindre les augmentations spectaculaires de la première année. Le bilan global reste tout de même une augmentation des densités en 2 ans de fauche.

III.1.3. Discussion

Les réactions de la renouée par rapport à la fauche sont les suivantes: augmentation des densités des tiges, diminution de hauteur et de diamètre. L'augmentation des densités des tiges est due à une levée de la dormance des néo-bourgeons des rhizomes, très nombreux, qui édifient de nouvelles tiges à partir des réserves des rhizomes. Les diminutions des hauteurs et diamètres sont à mettre sur le compte d'un épuisement des réserves durant l'année. L'année suivante, la plante démarre avec un taux de réserves inférieur à celui d'une plante non fauchée, ce qui explique la moindre vitalité de l'appareil végétatif. Les fauches suivantes affaiblissent encore la plante, mais pas suffisamment pour diminuer le nombre de tiges. Deux fauches par an sont donc insuffisantes pour supprimer la population, surtout dans des sites favorables.

Ces résultats sont conformes à ceux attendus pour des espèces qui ont adopté les stratégies des compétiteurs, qui réagissent à la perturbation par un réajustement morphologique rapide, par des prélèvements des réserves du rhizome, afin de reprendre au plus vite l'activité chlorophyllienne. Il est probable que l'appareil souterrain réagit également par un allongement des racines. Ceci explique que les renouées ne soient pas détruites par deux années de fauche, surtout dans des sites où elles ont éliminé les concurrents, et où l'espace aérien et souterrain sont libérés.

Ces résultats confortent les observations publiées dans la littérature internationale: selon Baker (1988) par exemple, une population locale de renouées ne peut être éradiquée que s'il y a coupe tous les 15 jours durant toute la période de végétation et durant 2 ans. Les expériences effectuées par la DDAF du Haut-Rhin, et l'association Etudes et Chantiers de Lorraine préconisent 6 à 8 fauches par an pendant 4 à 7 ans pour éliminer l'espèce.

Cette méthode peut se révéler plus rapide si elle a lieu dans des sites présentant des conditions de stress importants (pauvreté en nutriments ou en eau, compétition avec d'autres espèces). C'est pourquoi, afin de limiter le coût d'un fauchage *ad vitam eternam*, il faudrait procéder en même temps qu'une fauche régulière jusqu'à épuisement des populations, à un reboisement des berges sur une largeur conséquente (supérieure à 100 m si possible, en évitant d'y implanter des forêts trop artificialisées et surtout d'entretenir les berges).

Cependant, les résultats des plantations effectuées dans le carré 1C à Charmes, 5C et 5D à Benwihr et 6C et 6D à Chatenois, même s'ils sont pour l'instant récents, ne sont guère encourageants. Ces saules ont relativement mal supporté les plantations, puisque seulement un tiers des saules a fait des racines fin août 1996. Mais le taux de reprise des saules a été très positif (97%). Cependant, nous avons vu que les saules n'empêcheront pas les renouées de se réinstaller en-dessous dans les sites les plus favorables.

La renaturation de l'écosystème alluvial après fauchage est probablement très efficace dans des milieux alluviaux peu envahis, dont les conditions édaphiques et hydrologiques ne sont pas trop favorables à la renouée: substrats neutres à faiblement calcaires, ou argileux, comme on en trouve dans l'essentiel du bassin Rhin-Meuse. Le fauchage diminue sa compétitivité et permet l'établissement d'une végétation concurrente. Ce type de lutte intégrée a ainsi été tenté le long de la Seille, sur substrat basique et relativement fins peu favorables à l'établissement de populations denses de renouées. Le fauchage a été effectué en 1993, et a été

suivi de plantations de saules fragiles et de frêne. En 1995, un épandage de glyphosate a été fait pour diminuer la vigueur des plants de renouées et permettre la reprise forestière. Cette vigueur n'a été guère altérée, puisqu'en 1996, les renouées atteignaient la hauteur de 1m. Cette opération pourrait réussir avec beaucoup de tenacité et une réelle volonté de renaturation des forêts (qui rappelons-le ne se limitent à des plantations de ligneux !). Mais le risque de propagation par voie végétative après fauchage demeure.

Mais même si les résultats ne sont pas aussi positifs, la méthode fauchage/renaturation des forêts riveraines peut aussi être tentée dans les secteurs très favorables à la renouée. Ces essais ont d'ailleurs été effectués dans des zones très envahies du Haut-Rhin, le long de la Fecht entre Wihr-au-Val, Zimmerbach et Gunsbach, et entre Turckheim et Munster, le long de la Doller à Reinigue et Schweighouse, sur la Vologne et la Moselotte (Jager 1994). Les moyens employés sont pour l'instant limités en regard de la grande vitalité des populations de renouées: quelques plantations en bord de rive de cours d'eau enrochés et à fortes charges nitratées, mais ils sont à encourager, car ils témoignent d'une évolution des mentalités et des connaissances vis-à-vis de l'écologie des milieux alluviaux. Il serait bon en outre de diversifier les niches écologiques du milieu, en permettant notamment aux eaux de crue de s'étaler librement dans des chenaux latéraux (qui subsistent dans les forêts riveraines), et qui engorgent le sol.

La renaturation des forêts riveraines après fauchage permet d'assurer une meilleure biodiversité des bords de rive et de maintenir la renouée dans un rôle subordonné.
La réinstallation de ces forêts comporte aussi d'autres effets très positifs et reconnus depuis fort longtemps, sur la tenue des berges, l'autoépuration des eaux, le rôle de tampon vis-à-vis du lessivage des nitrates, de rétention des phytosanitaires.

III.2. L'arrachage des rhizomes

Ce traitement fastidieux a été tenté dans cette étude. Il n'a pas donné de résultats concluants, puisque de nouvelles pousses de jeunes renouées sont apparues dès l'année suivante, à partir du système souterrain (qui peut atteindre plusieurs mètres dans le sol). Ce traitement ne peut se concevoir que lorsqu'apparaissent de nouveaux pieds de renouée dans un écosystème. Mais il suffit de quelques fragments de rhizomes laissés en terre pour que la plante repousse ! Ce système est à abandonner, sauf cas particuliers.

III.3 Le pâturage

Les principes du pâturage sont les mêmes que ceux du fauchage: la répétition d'une perturbation jusqu'à épuisement des ressources de la plante. Ces méthodes sont employées dans des milieux sensibles comme les bords de rive ou les réserves naturelles (Child et al. 1992). Cette méthode nécessite un pacage 3 à 4 fois par an avec une vingtaine d'animaux.

III.4. La couverture par un géotextile

Cette solution est utilisée sur zone fauchée. Le système de géo-nappe est posé sur le sol. Il se dégrade au bout de 3 à 4 ans. Durant cette période, les plantes autochtones sont davantage supprimées que les renouées.

IV. LES MOYENS CHIMIQUES

Les essais de destruction par les hormones, stérilisants du sol, acide ne donnent que des résultats imparfaits, grâce à la présence d'ilots cellulosiques dans les rhizomes (Fuchs, 1957). L'usage des herbicides a débuté par des produits à grande rémanence dans le sol comme le dicamba et le picloram (Beerling 1990). Dans des milieux sensibles comme les milieux alluviaux, ces herbicides sont à proscrire au profit de produits non rémanents comme le glyphosate. Cette molécule, qui agit par absorption foliaire et stockage dans les racines, est libérée dans l'environnement sous forme de métabolites instables et non rémanents dans les sols. Il peut donc être utilisé sans grand danger pour l'écosystème terrestre. S'il est aspergé en milieu aquatique, il est rapidement hydrolysé et libère un peu de phosphore (Carbiener, communication orale; Phulpin 1996).

Mais son efficacité, comme celle des autres moyens de lutte, est très relative, car il ne détruit pas entièrement les populations très invasives de renouée, dont les rhizomes se reconstituent. Si même c'était le cas, il n'empêcherait pas la recolonisation ultérieure de ces sites par d'autres fragments apportés par le courant. De plus, le glyphosate n'est pas sélectif et détruit toute la flore autochtone notamment ligneuse, si elle est aspergée par le produit.

Le glyphosate est utilisé en Grande-Bretagne à raison de 1,8 kg./ha lorsque la plante atteint 1m, au cours du mois de mai. Les tiges aspergées sont coupées 3 semaines après pour permettre une application ultérieure en juillet-aout (Shaw 1996; Phulpin 1996). Il faut répéter durant 2 à 3 ans.Les suggestions d'épandage d'herbicide peuvent être admises comme un complément de fauche dans tous ces milieux soumis à une haute invasibilité, comme ceux du piémont des Vosges dans les départements des Vosges et dans le Haut-Rhin, en attendant mieux. Elles pourraient limiter quelque peu les populations de renouées aux bords de rive, et éviter leur expansion à l'intérieur de la plaine alluviale. Mais le manque de sélectivité du produit exige que ces aspersions se fassent en conditions strictement contrôlées. En effet, une généralisation de ce type de traitement risque rapidement de déboucher sur une utilisation intensive et peu précautionneuse du produit avec un risque important de destruction générale de la végétation des berges. Une des conséquences les plus perverses serait que la renouée reviendrait en premier sur ces berges à flore temporairement détruite !

V. LES MOYENS BIOLOGIQUES

V.1. Principes

La lutte biologique utilise des consommateurs spécialisés de l'espèce invasive, comme des insectes herbivores ou des pathogènes fongiques. Ce moyen présente des inconvénients et des avantages.

Les inconvénients sont au nombre de deux qui sont communs avec les autres moyens de lutte. Tout d'abord, les résultats sont du domaine du long terme, car la mise en oeuvre est lourde et les effets prédateur/proie longs. Mais les temps de latence sont tout aussi longs pour découvrir une nouvelle molécule chimique, la tester et la lancer sur le marché (Shaw 1996). Ensuite, la méthode n'arrivera pas (comme les autres d'ailleurs) à éradiquer la plante d'Europe. Elle ne pourra au mieux qu'en atténuer la vigueur et la compétitivité.

Les avantages sont originaux par rapport aux méthodes précédentes: lorsque les agents introduits seront réellement actifs, le contrôle qu'ils exerceront sur les populations se perpétuera de lui-même, ce qui évitera des dépenses ultérieures. Il s'agit donc d'un investissement rentable à très long terme, qui évite les résistances développées par les plantes vis-à-vis des herbicides. Ce moyen de contrôle n'affecte pas la santé de l'environnement et celui de l'homme en particulier, ce qui est moins sûr pour les méthodes chimiques (Strobel 1991).

Pour résumer, le contrôle biologique est permanent, peu coûteux en regard de l'efficacité à très long terme et acceptable pour l'environnement. Mais cette dernière condition n'est pas remplie si on tente d'augmenter l'efficacité des consommateurs par des aspersions subléthales d'herbicides, afin de les rendre plus sensibles aux attaques biologiques (Fowler et al. 1991).

La lutte biologique contre la renouée s'est moins développée que celle de la recherche d'armes chimiques, sauf en Angleterre, où les recherches datent déjà de plus de 10 ans. Les réticences européennes semblent venir de la peur d'une invasion par les insectes, susceptible de provoquer des dégâts nouveaux. Mais pour les chercheurs anglais, dont Shaw (1996), ce cas n'est jamais arrivé jusqu'à présent, car les contrôles sont extrèmement rigoureux.

La lutte biologique peut passer par une approche différente, écologiquement intéressante: à la place d'organismes, la stratégie consiste à déterminer quelles substances phytotoxiques sont utilisées par les consommateurs. Ces substances sont ensuite synthétisées et pulvérisées. Le laboratoire de pathologie des plantes du Montana, aux USA, a ainsi isolé 25 phytotoxines différentes à partir de champignons (Strobel 1991). Mais cette approche comporte encore bien des incertitudes, notamment sur le danger de manipuler de telles substances, pour les autres plantes et l'homme, lorsqu'elles ne sont pas hautement spécifiques à un type de plante donnée.

V.2. Les essais de contrôle biologique

La mise en oeuvre de la lutte biologique suppose une série d'étapes, dont quelques unes ont déjà été effectuées depuis une vingtaine d'années. Il faut tout d'abord estimer les dommages économiques que provoque la plante sur l'environnement. Par exemple, l'expansion de la fougère aigle au détriment des pâturages et des prairies a été estimée à une perte de 3 à $9m^2$ de sol agricole pr an. Dans le cas de la renouée, ces pertes sont plus difficilement chiffrables et ne semblent pas avoir été évaluées.

Une deuxième étape est le recensement des consommateurs naturels dans le pays d'origine (ici Chine, Japon, Taiwan) et dans les pays d'accueil. Cette recherche quantitative n'a pas encore été faite. Seuls des estimations qualitatives sont actuellement disponibles (Emery 1983; Yano et Teraoka 1995). Ces travaux mettent en exergue les grandes différences de dynamique des populations entre les pays autochtones et les pays d'accueil de la plante.

Au Japon, nous avons vu que les consommateurs sont nombreux et efficaces. Zwoelfer signalait déjà en 1973 un hôte particulièrement actif à Honshu, une des principales île du Japon, *Gallerucida nigromaculata*. En Europe, le contraste est grand: les arthropodes sont peu nombreux et non spécifiques de la renouée japonaise. Parmi ceux-ci, *Gastrophysa viridula*, arthropode autochtone au Royaume-Uni, a été proposé comme agent de contrôle. Il est relativement abondant, mais exclusif du genre *Rumex* et mange préférentiellement *Rumex obtusifolius*. Il ne s'attaque à *Fallopia japonica* que si son "garde-manger" habituel fait défaut. Lorsque cet arthropode pond sur les feuilles de la renouée asiatique,50% des larves meurent, alors que le taux de mortalité n'excède pas 5% sur l'hôte habituel (Chevin 1968). Cet obstacle, selon Emery (1983), pourrait être levé par sélection génétique, mais de telles manipulations sont difficiles et coûteuses.

En revanche, l'introduction d'herbivores japonais très spécifiques à *Fallopia japonica* comme *Gallerucida nigromaculata*, qui provoque des dommages très importants aux populations (jusqu'à la quasi défoliation), est sérieusement envisagée, et un programme scientifique est à l'étude actuellement (Shaw 1996).

Il s'agirait d'effectuer pour cette espèce, la troisième étape fondamentale à tout programme de lutte biologique: le test de spécificité des hôtes dans les pays d'accueil, ceci afin d'éviter que l'ennemi introduit ne devienne une nouvelle "peste" pour les plantes autochtones, ornementales ou cultivées. Pour cela, les ennemis potentiels doivent être testés sur une cinquantaine de plantes, qui sont des espèces génétiques proches à l'espèce invasive, mais également des plantes similaires du point de vue biochimique ou morphologique

En dehors des invertébrés, des chercheurs ont mis beaucoup d'espoir dans la spécificité possible de certaines espèces de champignons. En Grande-Bretagne, 4 espèces seraient susceptibles d'être candidates: *Ceriospora polygonacearum, Endophragmi cesatii, Pezizella effugiens* et *Phomospis polygonorum* (Ellis et Ellis 1985). Plus récemment, d'autres pathogènes fongiques de *Fallopia japonica* au Japon ont été recensés (Fowler et al. 1991). Parmi eux, une rouille semble très prometteuse: *Puccinia polygoni-weyrichii*, très spécifique de *Fallopia japonica* au Japon. Les recherches concernant cette rouille en étaient en 1992 à découvrir qu'elle existait en Grande-Bretagne, mais sa spécificité n'était pas aussi grande.

Il apparait par les écrits publiés, que le contrôle biologique de la renouée a été étudié, de manière très minutieuse, et depuis fort longtemps. Cette recherche semble n'avoir pas abouti pleinement. Il ne reste qu'à espérer que des crédits seront proposés à ces organismes de recherche, comme celui de Shaw, chercheur à l'International Institute of Biological Control en Grande Bretagne. Il est fort probable que ces recherches n'aboutiront pas avant une dizaine d'années. Ce délai peut sembler long, dans les zones envahies, pour les usagers des rivières, mais il n'est guère dommageable pour l'environnement lui-même.

V. CONCLUSION

En guise de conclusion, nous reprendrons les grandes affirmations les plus fréquemment entendues ou lues à propos de l'envahissement des renouées asiatiques en Europe et nous les commenterons de manière résumée, à la lumière de l'étude faite dans le bassin Rhin-Meuse et la consultation de la littérature internationale

1) Il faut éradiquer les renouées d'Europe

Cette affirmation est totalement illusoire, car l'arsenal d'expansion des espèces asiatiques, notamment *Fallopia japonica,* est trop puissant. L'expansion est en outre favorisée par les conditions d'instabilité croissante des milieux anthropisés, notamment alluviaux, et l'eutrophisation des eaux dans ces sites. Aucun moyen, même la lutte biologique, n'est apparu jusqu'à ce jour, qui puisse supprimer cette plante, qu'il faut considérer comme faisant partie de notre flore depuis son introduction.

2) Les renouées vont envahir notre flore locale et tout détruire

Cette affirmation est tout aussi fausse. Nous avons vu que les stratégies des renouées présentent des limites, comme la résistance naturelle des écosystèmes riches et diversifiés ou des conditions écologiques stressantes. Il est reconnu que l'expansion a atteint actuellement ses limites géographiques, et que la propagation en Europe continue par la constante progression des milieux rudéralisés aux dépens des prairies et des forêts riches et diversifiées.

Certains milieux ont échappé à l'envahissement jusqu'à présent: ce sont les milieux montagnards, aux conditions desquelles la renouée asiatique, originaire des plaines japonaises, n'est pas adaptée. Les milieux rudéralisés des montagnes ne sont donc colonisés que modérément. Il ne faudrait pas d'introduire l'écotype montagnard japonais, qui pousse jusqu'à haute altitude sur le Mont Fuji , et qui heureusement, manque en Europe !

3) L'invasion des renouées a provoqué une perte de biodiversité

Cette affirmation doit être prise dans l'autre sens: c'est la perte de diversité naturelle, qui en déstabilisant les écosystèmes naturels et semi-naturels, a facilité l'expansion de cette espèce. La présence de la renouée peut donc servir de bioindicateur de perturbations anthropiques. Nous en avons un vivant exemple dans le bassin Rhin-Meuse, où il est constaté que les vallées de la Meurthe, de la Moselle et du Bas-Rhin sont en voie de colonisation, malgré que les conditions édaphiques et hydrologiques ne soient pas hautement favorables aux populations de renouées. C'est pourquoi la renaturation des écosystèmes forestiers alluviaux est une approche logique, qui s'est déjà concrétisée dans le bassin Rhin-Meuse. Il existe d'ailleurs actuellement toute une panoplie de moyens possibles pour des restaurations "à plusieurs "vitesses" selon les cas, qui améliorerait grandement les paysages et le fonctionnement des écosystèmes.

4) Les seules méthodes efficaces sont la lutte chimique et la stabilisation des berges.

Cet argument est cher aux aménageurs et bétonneurs de tous les pays d'Europe. Il est significatif que ces organismes, promoteurs d'une nature artificialisée et dominée, ne préconisent que des méthodes destructives et coûteuses au détriment de méthodes de "retour en arrière" vers une meilleure naturalité des écosystèmes alluviaux et la promotion de la lutte biologique.

BIBLIOGRAPHIE

Adachi N., Terashima I. et Takahashi M. 1996a. Central die-back of monoclonal stands of Reynoutria japonica in an early stage of primary succession on Mont Fuji. *Annals of Botany*, 77, 477-486.

Adachi N., Terashima I. et Takahashi M. 1996b. Mechanisms of central die-back of Reynoutria japonica in the volcanic desert on Mt.Fjji. A stochastic model analysis of rhizome growth. *Annals of Botany*, 78, 169-179.

Adachi N. Terashima I. et Takahashi M. 1996c; Nitrogen translocation via rhizome systems in monoclonal stands of Reynoutria japonica in an oligotrophic desert on Mt Fuji: filed experiments. *Ecological Research*, 11, 175-186.

Adler C. 1993. Zur Strategie der Vergesellschaftung des Neophyten Polygonum cuspidatum unter besonderer Berürcksichtigung der Mahd. *Tuexenia*, 13, 373-397.

Alberternst B., Bauer M., Böcker R. et Konold W. 1995. Reynoutria Arten in Baden-Württemberg. Schlüssel zur Bestimmung und Ihre Verbreitung entlang von Fliessgewässern. Floristische Kundbriefe (Flor. Rundbr.), 29, 2, 113-124.

Alsace Nature 1996. Echelle de naturalité croissante. Rapport non publié.

Amoros C. et Petts G.E. 1993. Hydrosystèmes fluviaux. Masson, Paris.

Bailey J.P. et Conolly A.P. 1985. Chromosome numbers of some alien Reynoutria species in the British Isles; *Watsonia*, 15, 270-271.

Bailey J.P. 1989. Putative Reynoutria japonica Houtt x Fallopia baldschuanica (Regel) Holub hybrids discovered in Britain; *Watsonia*, 17, 163-181.

Bailey J.P. 1990. Breeding behaviour and seed production in alien Giant Knotweed in the British Isles. Conference Industrial Ecology Group, British Ecological Society, 110-120.

Bailey J.P. et Stace A. 1992. Chromosome number, morphology, pairing, and DNA values of species and hybrids in the genus Fallopia (Polygonaceae). *Pl. Syst. Evol.* 180, 20-52.

Bailey J.P. 1994. Reproductive biology and fertility of Fallopia japonica (Japanese knotweed) and its hybrids in the British Isles. 141-158. Dans: Ecology and management of invasive riverside plantes. L.C de Waal, L.E. Child, P.M. Wade et J.H. Brock (eds). International centre of Landscape Ecology, Loughborough University, UK.

Baker R.M. (1988). Mechanical control of Japanese knotweed in an SSSI. *Aspects of Applied Biology*, 16, 189-192.

Barral V. 1994. Biologie et biogéographie de Polygonum cuspidatum. Mémoire de maitrise, Grenoble, 26 p.

Beerling D.J. 1990. The use of non-persistent herbicides to control riparian stands of Japanese Knotweed (Reynoutria japonica Houtt.). Conference Industrial Ecology Group, British Ecological Society, 121-130.

Beerling D.J. 1991. The effect of riparian land use on the occurrence and abundance of Japanese Knotweed (Reynoutria japonica Houtt.) on selected rivers in South Wales. *Biological Conservation.* 55, 3, 329-338.

Beerling D.J. 1993. The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species Fallopia japonica and Impatiens glandulifera in north-west Europe. *J.Biogeogr.*, 20: 45-53.

Beerling D.J. et Woodward F.I. 1994. Climate change et the British scene. *J.Ecol.*, 82, 391-397.

Beerling D.F., Bailey J.P. et Conolly A.P. 1994. Fallopia japonica Houtt. Ronse Decraene. *J. Ecol.*, 82, 959-979.

Beerling D.J., Huntley B. et Bailey J.P. 1995. Climate and the distribution of Fallopia japonica: use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. *J. Veg. Sci.*, 6, 269-282.

Brock J. et Wade M. 1992. Régénération of japanese knotweed Fallopia japonica from rhizome and stems. Observations from greenhouse trials. IXième colloque international sur la biologie des mauvauses herbes, 85-94.

Brock J.H. 1995. Technical note: standing crop of Reynoutria japonica in the autumn of 1991 in the United Kingdom. *Preslia Praha*, 66, 337-343.

Brock J.H., Child L.E., de Waal L.C. et Wade M. 1995. The invasive nature of Fallopia japonica is enhanced by vegetative regeneration from stem tissues. Dans: Plant invasions. General aspects and special problems. pp 131-139. Pysek P., Prach K, Reymanek M. et Wade M. (eds) SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands.

Child L.E., Waal L.C., Wade P.M. et Palmer J.P. 1992. Control and management of Reynoutria species (Knotweed). *Aspects of Applied Biology*, 29, 295-307.

Carbiener R. et Trémolières M. 1990. The Rhine rift valley groundwater-river interactions Evolution of their susceptibility to pollution. *Regulated Rivers*, 54, 5, 375-389.

Chevin H. 1968. Influence de la plante-hôte sur le cycle évolutif de deux espèces de Gastrophyza. *Bull.Soc.Ent.Fran.* 73, 128-140.

Conolly A.P. 1977. The distribution and history iin the British Isles of some alien species of Polygonum and Reynoutria. *Watsonia*, 11, 291-311.

Décamps H. et Naiman R. 1989. L'écologie des fleuves. *La Recherche*, 20, 208, 310-319.

DDAF des Vosges 1995. Etude préliminaire à l'aménagement et la gestion des cours d'eau du bassin de la Haute Moselle. 103p + annexes.

Ellis M.B. et Ellis J.P. 1985. Microfungi on land plants. London, Croom Helm.

Emery M.J. 1983. The ecology of Japanese Knotweed (Reynoutria japonica Houtt.). Its herbivores and pathogens and their potential as biological control agents. M.Sc.Dissertation, UCNW Bangor, University of Wales.

Ferrazzi P. et Marletto F. 1990. Interesse apistico di Reynoutria japonica Houtt. *Apicolt.mod.*, 81, 71-76.

Fiala K. 1976. Underground organs of Phragmites communis, their growth, biomass and net production. *Folia Geobot. Phytotax.* 11, 225-259, Prague.

Fowler S.V., Holden A.N. et Schroeder D. 1991. The possibilities for classical biological control of weeds of industrial and amenity land in the UK using introduced insect herbivores or plant pathogens. Brighton Crop Protection Conference 1991.

Fuchs C. 1957. Sur le développement des structures de l'appareil souterrain du Polygonum cuspidatum Sieb. et Zucc. *Soc. Bot.France*, 104, 141-147.

Grime J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Chichester.

Harper C.W. et Stott K.G. 1966. Chemical control of Japanese knotweed. Rep. Agric. Hort.Res. Stn. University Bristol. pp 268-276.

Hirose T. et Tateno M. 1984. Soil nitrogen patterns induced by colonization of Polygonum cuspidatum on Mt. Fuji. *Oecologia*, 61, 218-223.

Hoff M. 1975. Etude écologique des formations riveraines du cône alluvial de la Fecht. Mémoire d'Ecologie, Université de Strasbourg.

Jager C. 1994. Répartition, écologie et possibilités de contrôle de la renouée du Japon dans le bassin Rhin-Meuse. Mémoire de Maitrise, Université de Metz.

Jalas J. et Suominen J. (eds) 1979. Atlas Florae Europaeae: vol.4 Polygonaceae. Societas Vanamo, Helsinki.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1994 Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fliessgewässern. I. Erprobung ausgewälter Methoden, Handbuch Wasser 2.

Landesanstalt für Umweltschutz BNaden-Württemberg 1995. Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fliessgewässern. II. Untersuchung zu Biologie und ökologie der neophytischen Knötericharten, handbuch Wasser 2.

Mariko S., Koizumi H., Suzuki J. et Furukawa A. 1993. Atlitudinal variations in germination and growth respones of Reynoutria japonica populations on Mt Fuji to a controlled thermal environment. Ecological Research, 8, 27-34.

Maruta E. 1976. Seedling establishment of Polygonum cuspidatum on Mt Fuji. *Japanese Journal of Ecology*. 26, 101-105.

Maruta E. et Saeki T. 1976. Transpiration et leaf temperature of Polygonum cuspidatum on Mt Fuji. *Jap.J. Ecol.* 26, 25-35.

Maruta E. 1981. Size structure of Polygonum cuspidatum on Mt Fuji. *Oecologia*, 60, 316-320.

Maruta E. 1983. Growth and survival of current-year seedlings of Polygonum cuspidatum at the upper distribution limit on Mt Fuji. *Oecologia* (Berlin), 60, 316-320.

Maruta E. 1994. Seedling establisment of Polygonum cuspidatum and P.weyrichii vr. alpinum at high altitudes of Mt Fuji. *Ecological Research*, 9, 205-213.

Miyawacki A., Ohba T. et Okuda S. 1969. Pflanzensoziologische Studien über dis alpinen und subalpinen Stufen des Norikuradake Mitteljapans, *Rep. Natu. Cons.Soc. Japan*, 36, 50-103.

Nishitani S. et Masuzawa T. 1996. Germination characteristics of two species of Polygonum in relation to their altitudinal distribution on Mt Fuji, Japan. *Arctic and Alpine Research*, 28, 1, 104-110.

Nishizono H., Kubota K., Suzuki S. et Ishii F. 1989. Accumulation of heavy metals in cell walls of Polygonum cuspidatum roots from metalliferous habitats. *Plant Cell. Physiol.* 30, 4, 595-598.

Phulpin Y 1996. Lutter contre la renouée du japon sur les cours d'eau du bassin de la Haute Moselle. Rapport, Maitrise des Sciences et Techniques, Aménagement-Environnement, Université de Metz.

Pysek P. et Prach K. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *J. Biogeography*, 20, 413-420.

Schmitz J.. et Strank K.J. 1986. Zur Soziologie der Reynoutria-sippen (Polygonaceae) im Aachener Stadwald. *Decheniana* (Bonn), 139, 141-147.

Schnitzler A. 1988. Typologie phytosociologique, écologie et dynamique des forêts alluviales du complexe géomorphologique ello-rhénan (plaine rhénane centrale d'Alsace). Thèse ULP Strasbourg.

Schnitzler A. 1995. Community ecology of arboreal lianas in gallery forests of the Rhine valley, France. *Acta Oecologica,* 16, 2, 219-236.

Schroeder D. et Goeden R.D. 1986. The search for arthropod natural enemies of introduced weeds for biological control - in theory and practice. *Biocontrol News and information*, 7, 3, 147-155.

Schwabe A. et Kratochwil 1991. Gewässer-begleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. NNA. Berichte, 4, 114-27.

Scott R. et Marrs R.H. 1984. Impact of japanese knotweed and methods of control. *Aspects of Applied Biology*, 5, 291-296.

Shaw D. 1996. Research proposal: A classical biological control of Japanese knotweed in the United Kingdom using both arthropod and pathogenic agents collected from the plant's natural range. Rapport en cours d'élaboration.

Strobel G.A. 1991. Biological control of weeds. *Scientific American*, July, 50-60.

Sukopp H. et Sukopp U. 1988. Reynoutria japonica Houtt. in Japan and in Europe. *Veröff. Geobot. Inst. ETH.* 98, 354-372.

Tanaka H. 1966. The insect visitors of Polygonum cuspidatum Sieb. Et Zycc. *Collecting and breeding*, 28, 141-143.

Wolf F.T. 1971. The growth rate of Polygonum cuspidatum. *Journal of the Tennessee Academy of Science,* 46, 80.

Yano K. et Teraoka M. 1995. Notes on Lepidoptera feeding on Polygonum cuspidatum. *Chugoku Kontyu*, 9, 10-17.

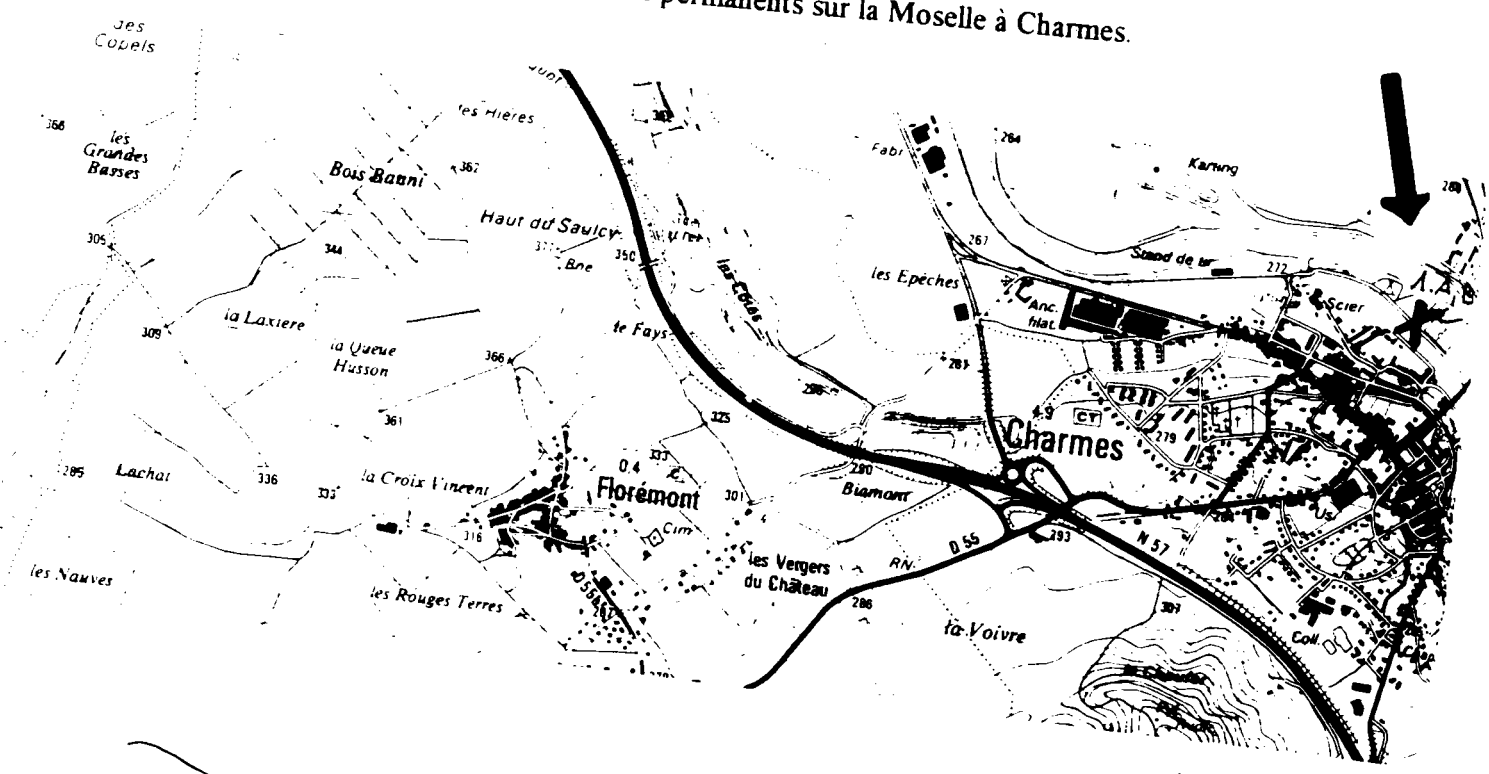
Zumstein J.G. et Goetghebeur P. 1994. Typologie des rivières. Agence de l'eau Rhin-Meuse.

Zwoelfer H. 1973. Possibilities and limitations in biological control of weeds. *Bull. Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Plantes*, 3, 3, 19-30.

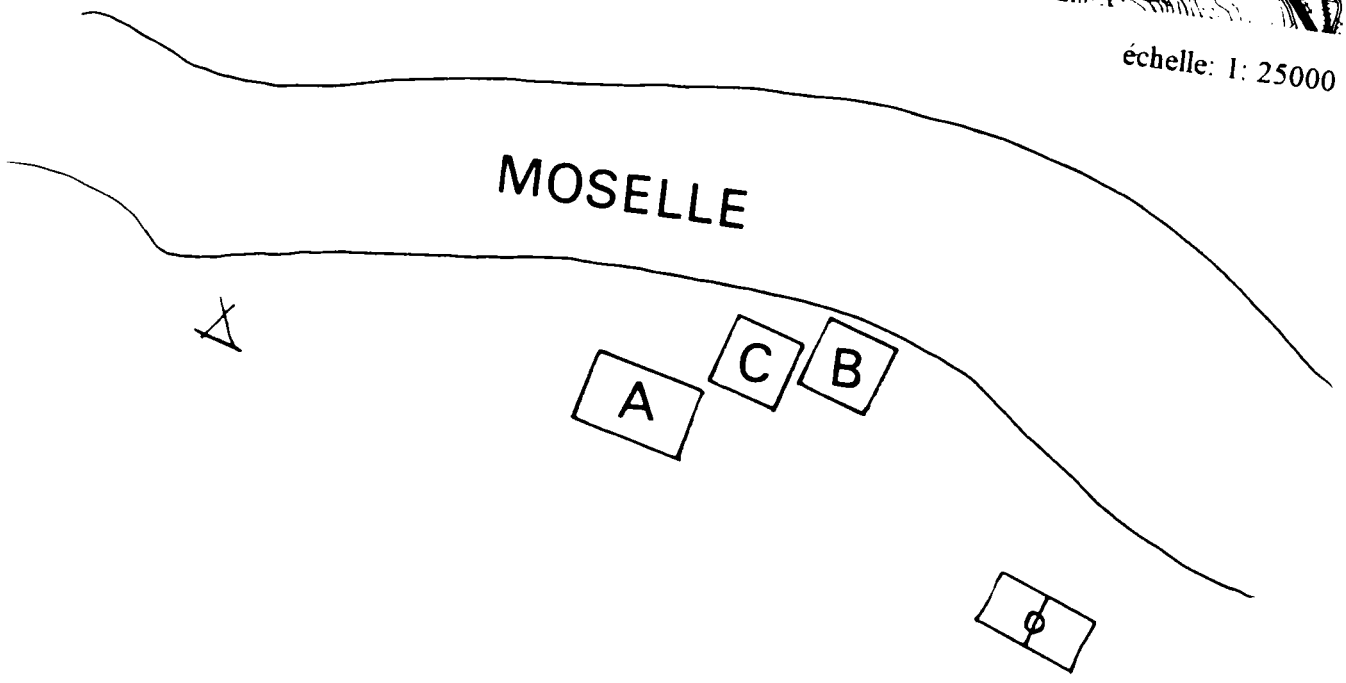
ANNEXE 1:

LOCALISATION DES CARRES PERMANENTS DANS LE BASSIN RHIN-MEUSE ET DESCRIPTION DES SITES

Localisation des carrés permanents sur la Moselle à Charmes.



échelle: 1: 25000



0 1m

N

Description des carrés permanents sur la Moselle

Fiche de descripton du milieu

Localisation du site	Moselle, Charmes
Type de rivières	rivière de piémont
Largeur en eau	20 mètres
Tracé du lit	rectiligne
Ecoulement	surface plane
Hauteur des berges	4 mètres
Pente des berges	40 %
Erosion des berges	oui
Aménagements visibles	non
Site parfois inondé	oui
Type de sol	pierres, graviers

Carrés permanents 1. A, 1. B et 1. C sur la Moselle à Charmes

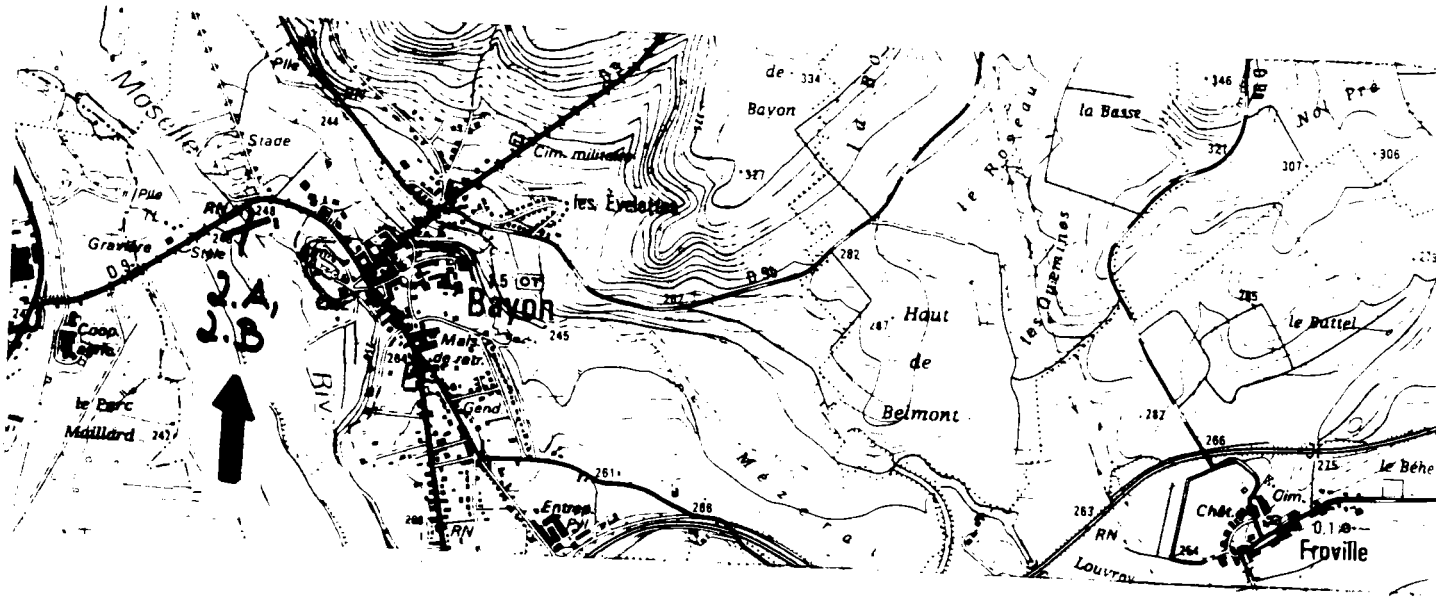
Synthèse- problèmes	les peuplements de *P. cuspidatum* provoquent un danger pour l'état des berges
Longueur/Largeur du carré A	3 mètres/ 2 mètres
Longueur/Largeur du carré B	2 mètres/ 2 mètres
Longueur/Largeur du carré C	2 mètres/ 2 mètres

Végétation de la berge

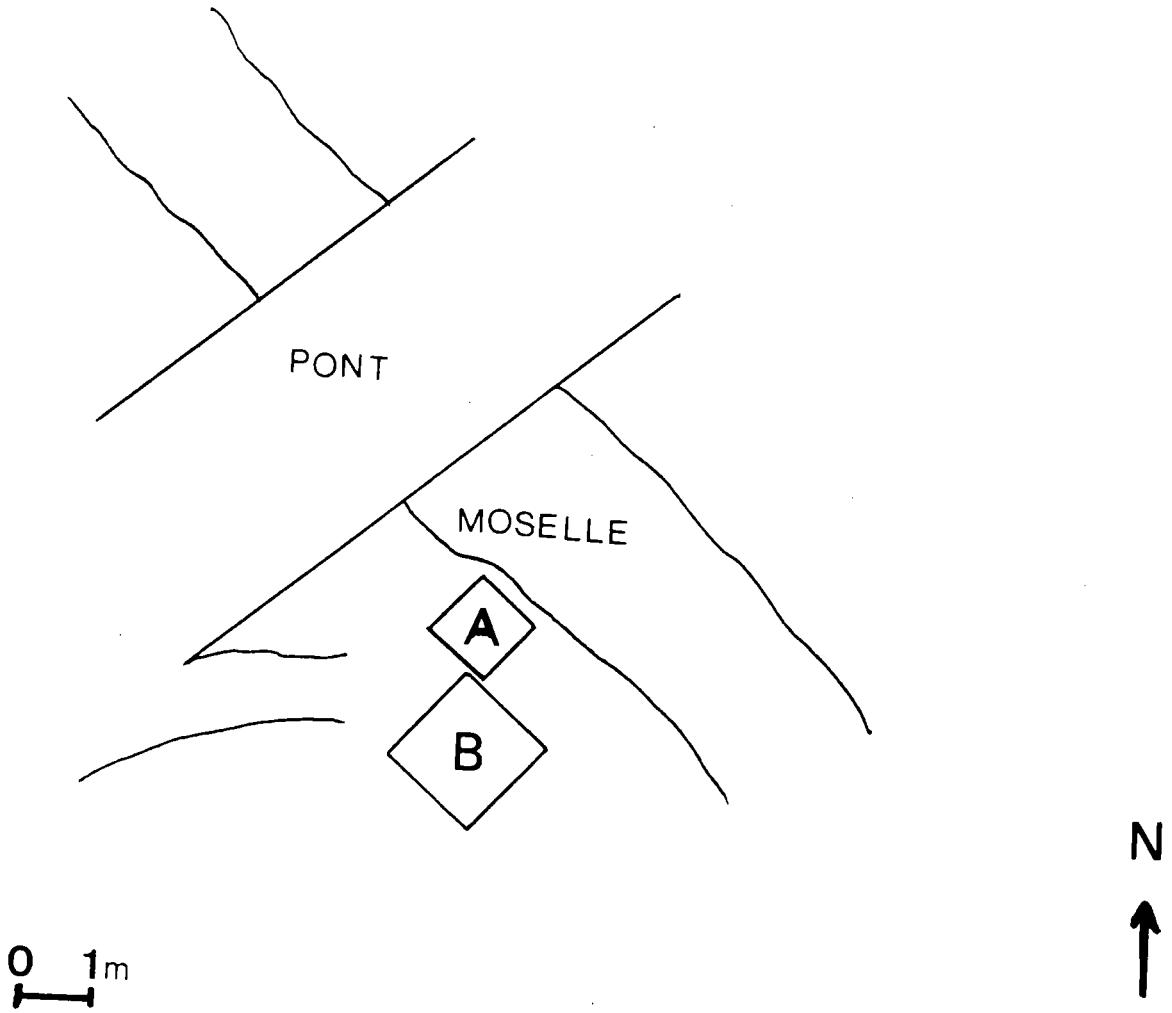
Caractéristiques	milieu assez naturel
Structure des espèces présentes	voir liste d'espèces ci-jointe
Importance des espèces exogènes	vitalité du *P. cuspidatum* = 3
Diversité et intérêt	++
Observations particulières	les individus fauchés ne fleurissent pas ou rarement

Liste d'espèces, dans les carrés permanents 1. A, 1. B et 1. C

Verbascum nigrum(–)
Sarothamnus scoparius(2)
Crepis biennis(1)
Pastinaca sativa(1)
Malva moschata(1)
Rosa canina(2)
Artemisia vulgaris(1)
Galium mollugo(2)
Taraxacum officinalis(1)
Saponaria officinalis(2)
Silene vulgaris(1)
Urtica dioica(2)
Arrhenatherum elatius(1)
Epilobium hirsutum(1)
Vicia sepium(1)
Trifolium pratense(2)
Plantago lanceolota(1)
Dactylus glomerata(1)
Festuca rubra(1)
Senecio jacobaea(1)
Geranium robertianum(1)
Medicago lupulina(1)



échelle: 1: 25000



Localisation des carrés permanents sur la Moselle à Bayon.

Fiche de description du milieu

Localisation du site	Moselle, Bayon
Type de rivières	rivières de piémont
Largeur en eau	20 mètres
Tracé du lit	présence de bras, d'îles
Ecoulement	surface interrompue par des chutes
Hauteur des berges	6 mètres
Pente des berges	50 %
Erosion des berges	oui
Aménagements visibles	non
Site parfois inondé	oui
Type de sol	sableux

Carrés permanents 2. A et 2. B sur la Moselle à Bayon

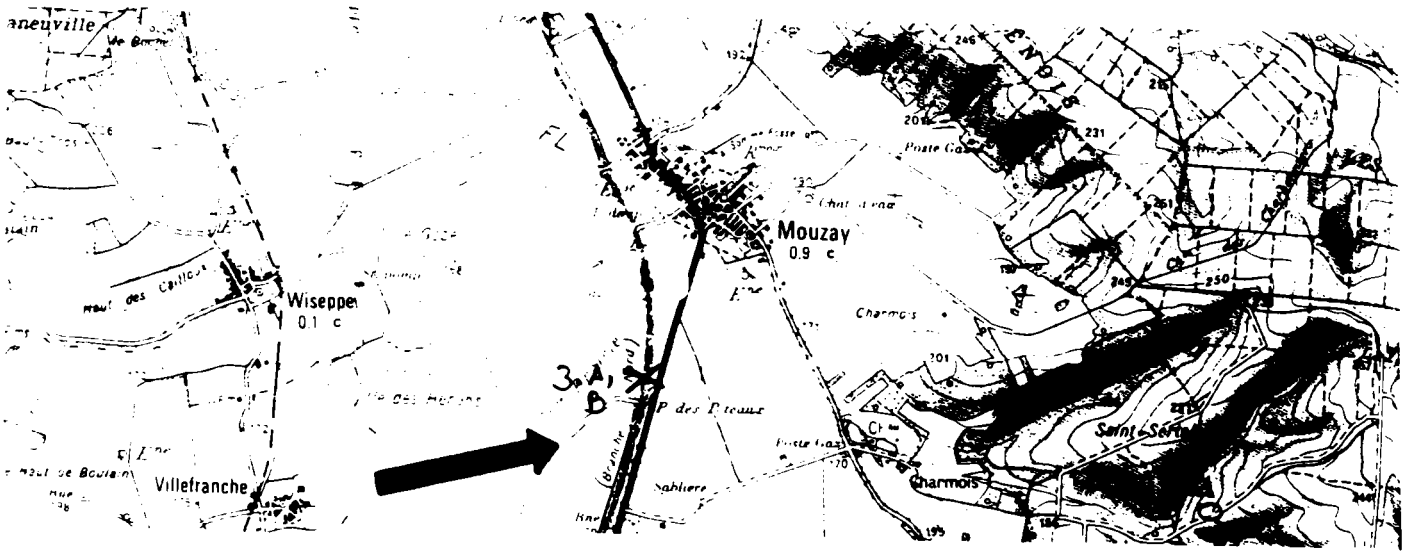
Synthèse-Problèmes	les peuplements de *P. cuspidatum* provoquent un danger pour l'état des berges
Longueur/Largeur du carré A	2 mètres/2 mètres
Longueur/Largeur du carré B	3 mètres/3 mètres

Végétation de la berge

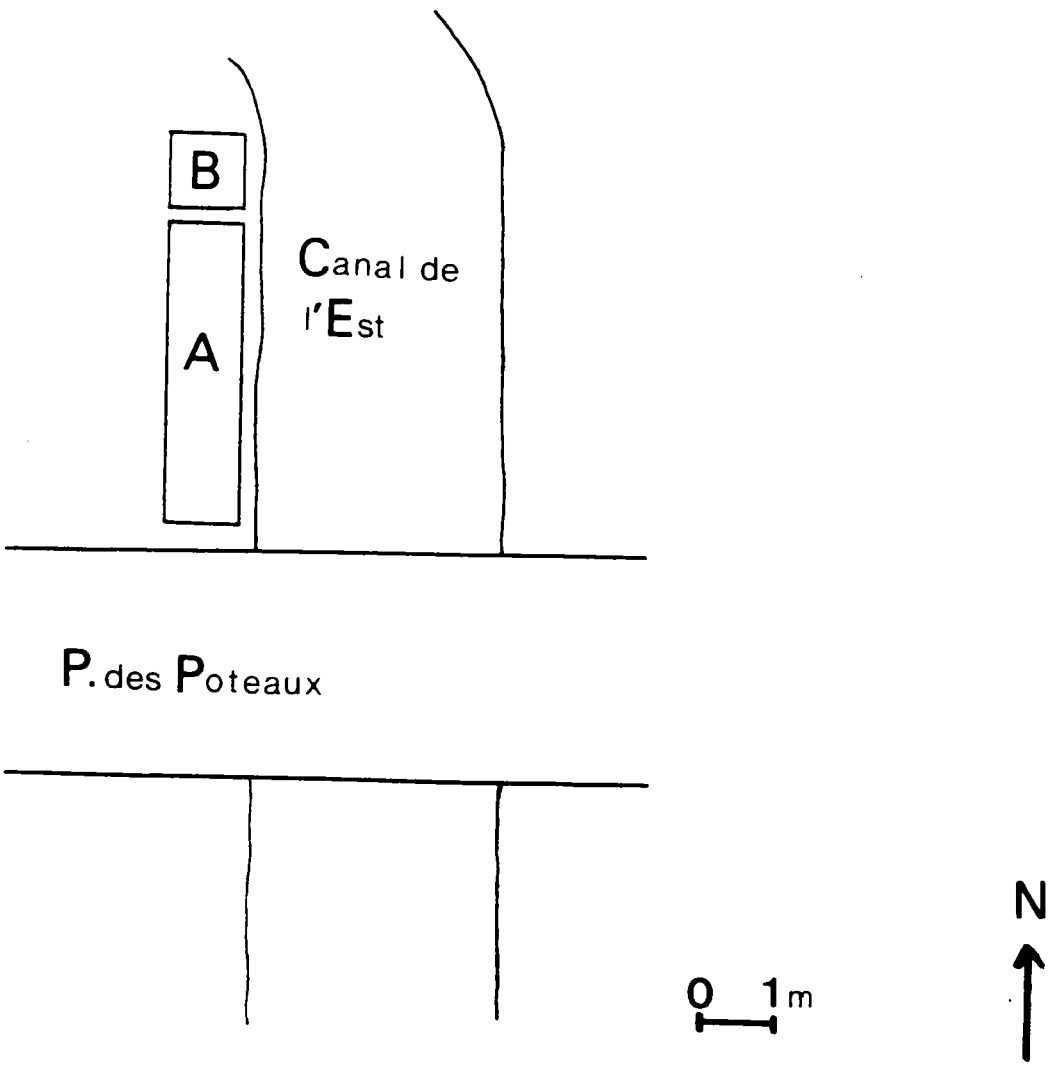
Caractéristiques	milieu perturbé
Structure des espèces présentes	voir liste d'espèces ci-jointe
Importance des espèces exogènes	vitalité de *P. cuspidatum*, *Impatiens glandulifera* = 3
Diversité et intérêt	+++
Observations particulières	les individus fauchés ne fleurissent pas ou rarement

Liste d'espèces dans les carrés permanents 2. A et 2. B

Impatiens glandulifera(2)
Rubus fructicosus(2)
Urtica dioica(3)
Acer pseudoplatanus(2)
Robinia pseudoacacia(2)
Salix fragilis(2)
Alnus glutinosa(1)
Phalaris arundinacea(2)
Pastinaca sativa(1)
Convolvulus arvensis(1)
Galium aparine(2)
Glechoma hederacea(1)
Galium odoratum(1)
Galium mollugo(2)
Mentha cf arvensis(1)
Saponaria officinalis(1)
Cirsium sp.(1)
Leucanthemum vulgare(1)
Artemisia vulgaris(1)
Linaria vulgaris(1)
Holcus mollis(1)
Rosa canina(2)
Erodium cicutarium(1)
Dipsacus sylvestris(1)
Vicia sepium(1)
Poa trivialis(1)
Heracleum sphondylium(1)
Equisetum palustre(1)
Silene dioica(1)
Arrenatherum elatius(1)
Hypericum maculatum(1)



échelle: 1: 25000



Localisation des carrés permanents sur le canal de l'Est à Mouzay.

Description des carrés permanents sur la Meuse

Fiche de description du milieu

Localisation du site	canal de l'Est, Mouzay
Type de rivières	voie canalisée et navigable
Largeur en eau	15 mètres
Tracé du lit	rectiligne
Ecoulement	surface plane
Hauteur des berges	2 mètres
Pente des berges	20 %
Erosion des berges	non
Aménagements visibles	canalisation
Site parfois inondé	oui
Type de sol	sableux

Carrés permanents 3. A et 3. B sur le canal de l'Est à Mouzay

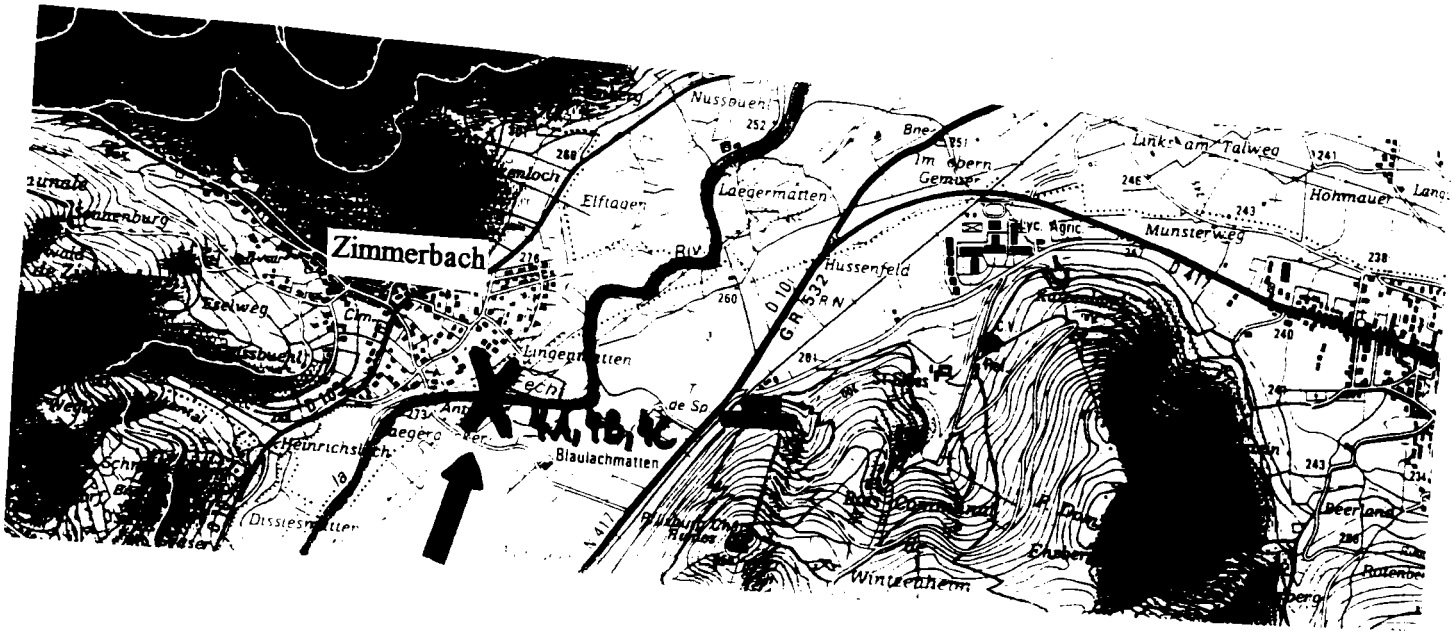
Synthèse-Problèmes	les peuplements de *P. cuspidatum* provoquent un danger pour l'état des berges
Longueur/Largeur du carré A	8 mètres/2 mètres
Longueur/Largeur du carré B	2 mètres/2 mètres

Végétation de la berge

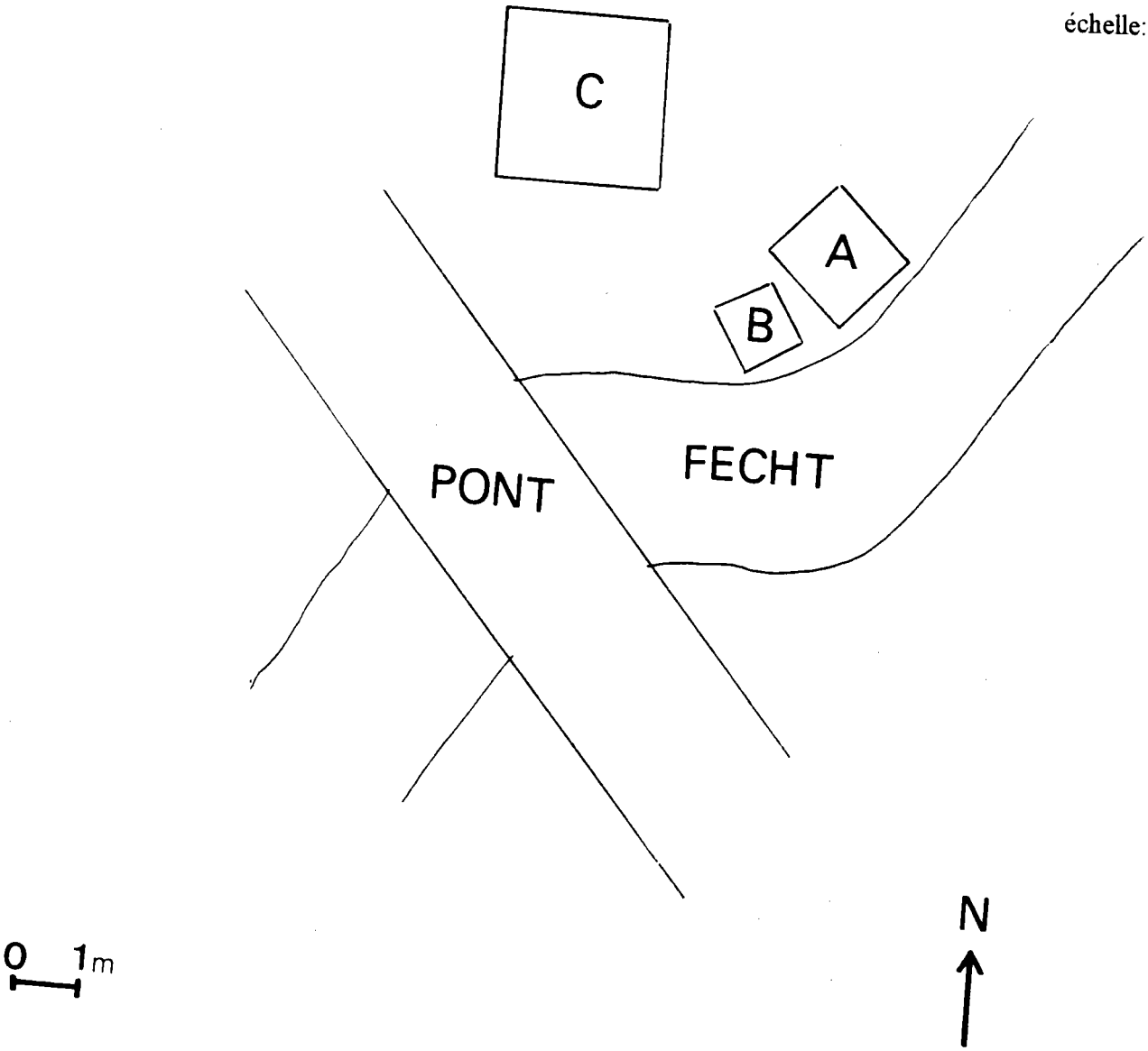
Caractéristiques	milieu perturbé
Structure des espèces présentes	voir liste d'espèces ci-jointe
Importance des espèces exogènes	vitalité de *P. cuspidatum* = 2
Diversité et intérêt	++
Observations particulières	les individus fauchés ne fleurissent pas ou rarement

Liste d'espèces des carrés permanents 3. A et 3. B

Urtica dioica(2)
Salix fragilis(+)
Festuca arundinacea(1)
Achillea millefolium(2)
Silaum silaus(1)
Verbascum nigrum(+)
Lotus corniculatus(1)
Mentha arvensis(1)
Potentilla reptans(1)
Heracleum sphondylium(2)
Rubus fructicosus(1)
Taraxacum officinalis(1)
Vicia sativa(1)
Trifolium pratense(1)
Arrenatherum elatius(1)
Lotus tenuis(1)
Anthriscus sylvestris(1)
Sanguisorba minor(1)
Dactylis glomerata(2)
Medicago lupulina(1)
Cruciata laevipes(1)
Gallium mollugo(1)
Cerastium arvense(1)
Bellis perennis(1)



échelle: 1: 25000



Localisation des carrés permanents sur la Fecht à Zimmerbach.

Description des carrés permanents sur la Fecht

Fiche de description du milieu

Localisation du site	Fecht, Zimmerbach
Type de rivières	cours d'eau alimentant et alimenté par la nappe d'Alsace
Largeur en eau	15 mètres
Tracé du lit	rectiligne
Ecoulement	surface interrompue par des chutes
Hauteur des berges	3 mètres
Pente des berges	20 %
Erosion des berges	oui
Aménagements visibles	non
Site parfois inondé	oui
Type de sol	sableux

Carrés permanents 4. A, 4. B et 4. C sur la Fecht à Zimmerbach

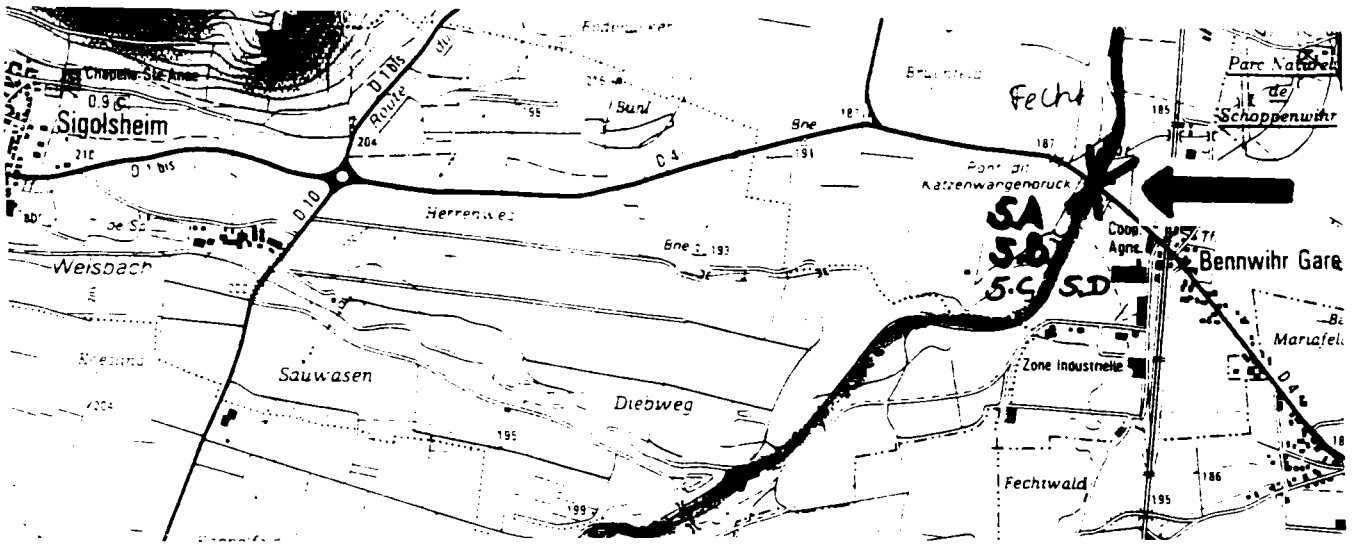
Synthèse-Problèmes	les peuplements de *P. cuspidatum* provoquent un danger pour l'état des berges
Longueur/Largeur du carré A	3 mètres/3 mètres
Longueur/Largeur du carré B	2 mètres/3 mètres
Longueur/Largeur du carré C	5 mètres/5 mètres

Végétation de la berge

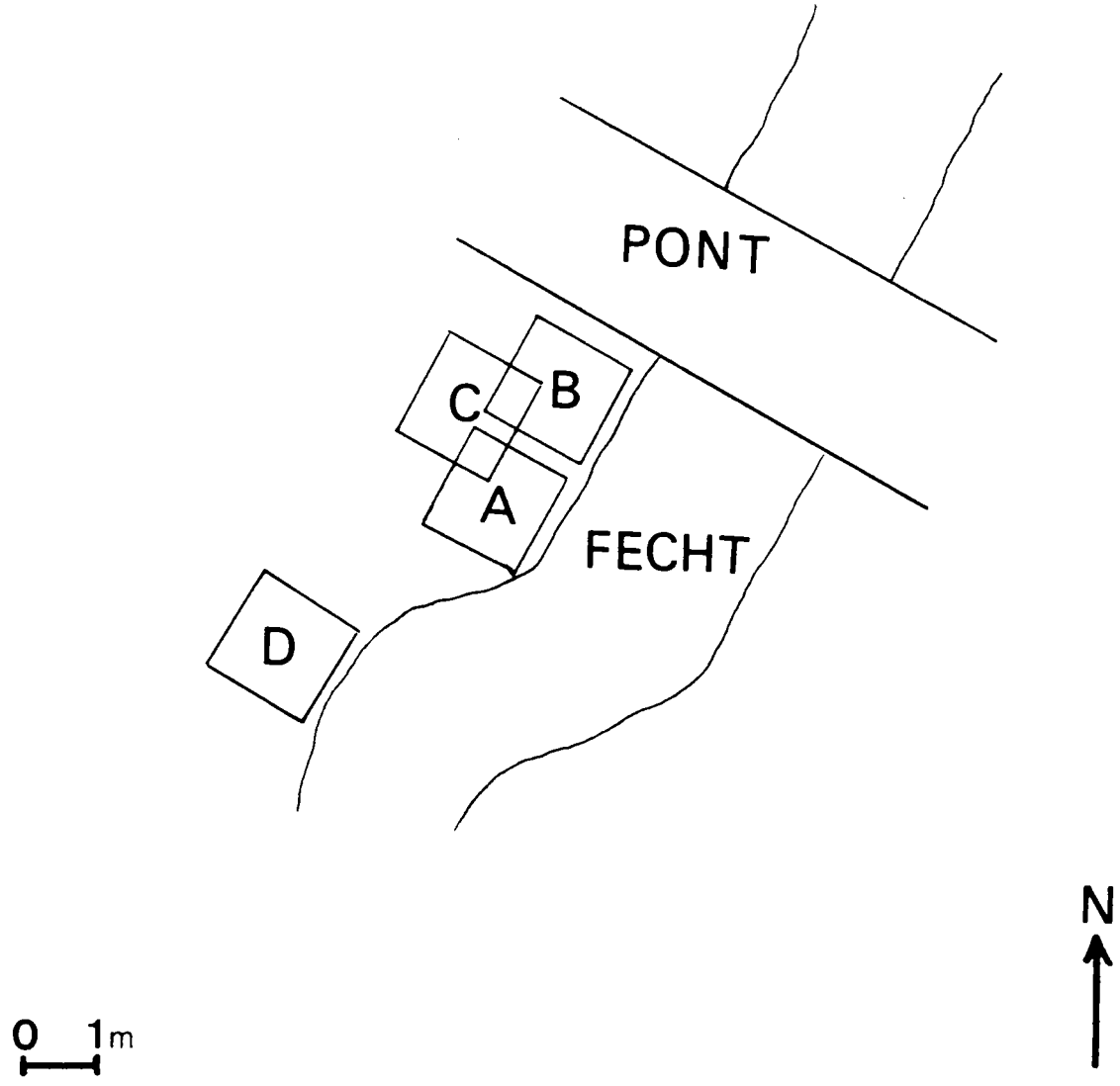
Caractéristiques	milieu perturbé
Structure des espèces présentes	voir liste d'espèces ci-jointe
Importance des espèces exogènes	vitalité de *P. cuspidatum* = 5
Diversité et intérêt	++
Observations particulières	*P. cuspidatum* n'est accompagné que de *Urtica dioica* (carré 4. A et 4. B)

Liste d'espèces du carré permanent 4. C

Alnus glutinosa(2)
Robinia pseudoacacia(2)
Fraxinus excelsior(1)
Acer platanoides(1)
Quercus robus(+)
Urtica dioica(2)
Alliaria officinalis(1)
Galium aparine(2)
Poa trivalis(1)
Lamium maculatum(1)
Impatiens parviflora(2)
Geranium robertianum(1)
Impatiens glandulifera(2)
Geum urbanum(1)
Festuca gigantea(1)
Melandrium rubrum(1)
Glechoma hederacea(1)
Rubus fructicosus(2)
Phalaris arundinacea(1)
Polystichum setiferum(1)
Poa pratensis(1)
Cerastium fontanum(1)
Symphitum officinalis(1)
Pestasites albus(1)
Ranunculus acris(1)
Veronica chamaedrys(1)
Chelidonium majus(1)



échelle: 1: 25000



Localisation des carrés permanents sur la Fecht à Bennwihr gare.

Fiche de description du milieu

Localisation du site	Fecht, Bennwihr gare
Type de rivières	cours d'eau alimentant et alimenté par la nappe d'Alsace
Largeur en eau	20 mètres
Tracé du lit	rectiligne
Ecoulement	surface interrompue par des chutes
Hauteur des berges	3 mètres
Pente des berges	40 %
Erosion des berges	oui
Aménagements visibles	non
Site parfois inondé	oui
Type de sol	sableux

Carrés permanents 5. A, 5. B, 5. C et 5. D sur la Fecht à Bennwihr gare

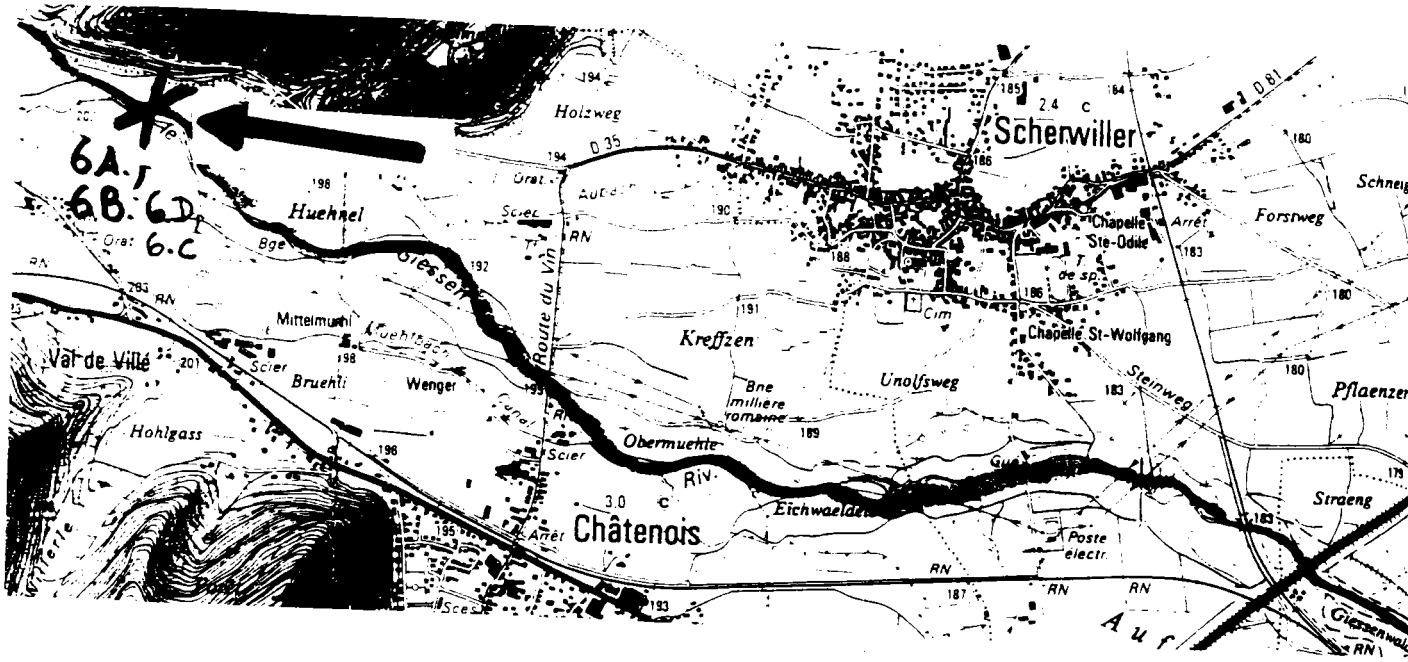
Synthèse-Problèmes	les peuplements de *P. cuspidatum* provoquent un danger pour l'état des berges
Longueur/Largeur du carré A	3 mètres/4 mètres
Longueur/Largeur du carré B	3 mètres/4 mètres
Longueur/Largeur du carré C	3 mètres/4 mètres
Longueur/Largeur du carré D	3 mètres/4 mètres

Végétation de la berge

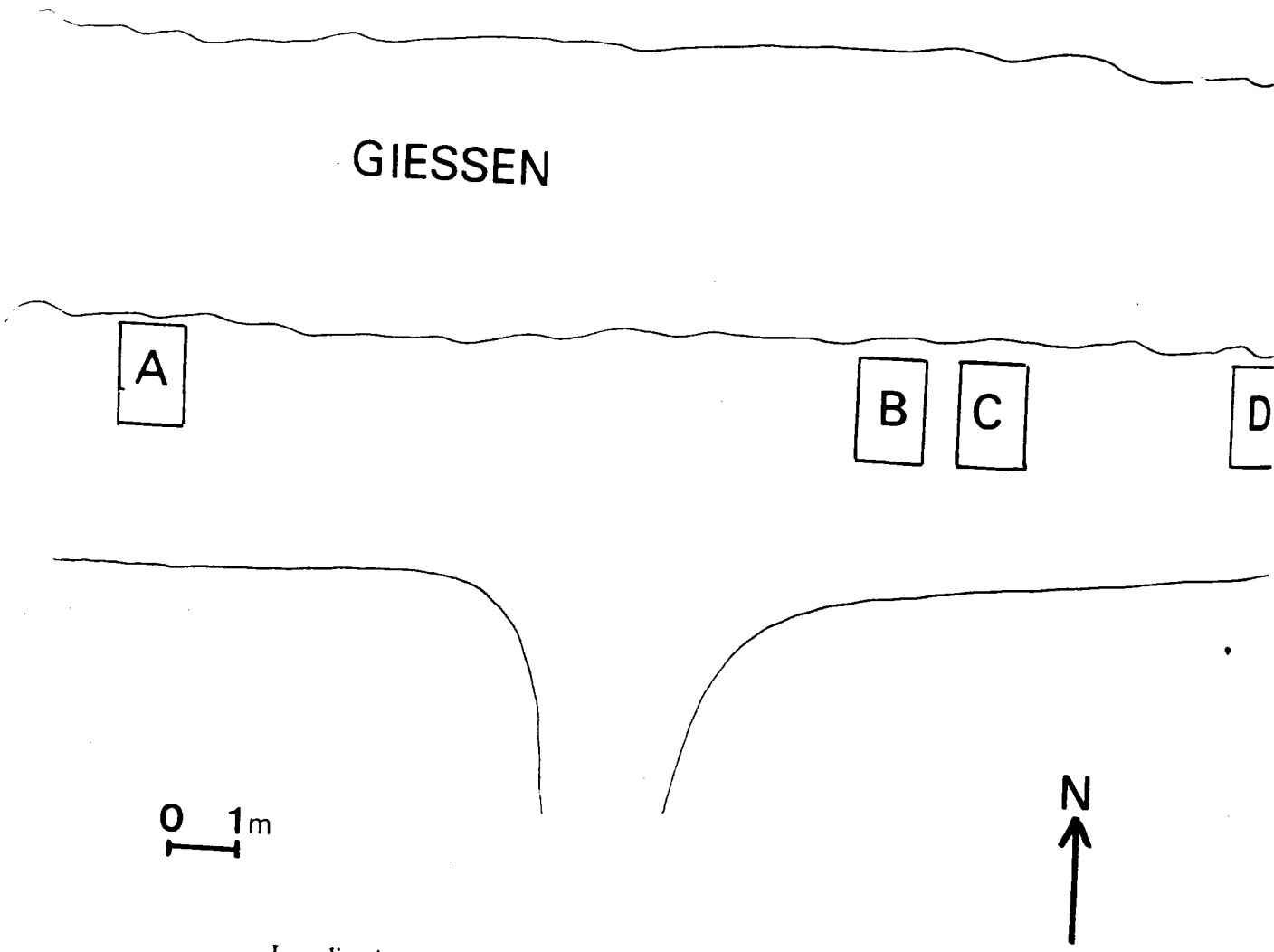
Caractéristiques	milieu perturbé
Structure des espèces présentes	voir liste d'espèces ci-jointe
Importance des espèces exogènes	vitalité de *P. x bohemica* = 5 de *Impatiens glandulifera* = 2
Diversité et intérêt	+
Observations particulières	

Liste d'espèces des carrés permanents 5. A, 5. B, 5. C et 5. D

Urtica dioica(3)
Impatiens glandulifera(1)
Salix fragilis(1)
Robinia pseudacacia(2)
Prunus padus(+)
Alnus glutinosa(2)
Rosa canina(2)
Leucanthemum vulgare(2)
Phalaris arundinacea(1)
Vicia sepium(1)
Rorippa amphibia(1)
Dactylus glomerata(1)
Poa trivalis(1)
Gallium mollugo(1)
Anthriscus silvestris(2)
Galium aparine(2)
Rubus fructicosus(2)



échelle: 1: 25000



Localisation des carrés permanents sur le Giessen à Châtenois.

Description des carrés permanents sur le Giessen

Fiche de description du milieu

Localisation du site	Giessen, Châtenois
Type de rivières	torrent de montagne
Largeur en eau	20 mètres
Tracé du lit	présence de bras, d'îles
Ecoulement	surface interrompue par des chutes
Hauteur des berges	3 mètres
Pente des berges	40 %
Erosion des berges	oui
Aménagements visibles	non
Site parfois inondé	oui
Type de sol	sableux

Carrés permanents 6. A, 6. B, 6. C et 6. D sur le Giessen à Châtenois

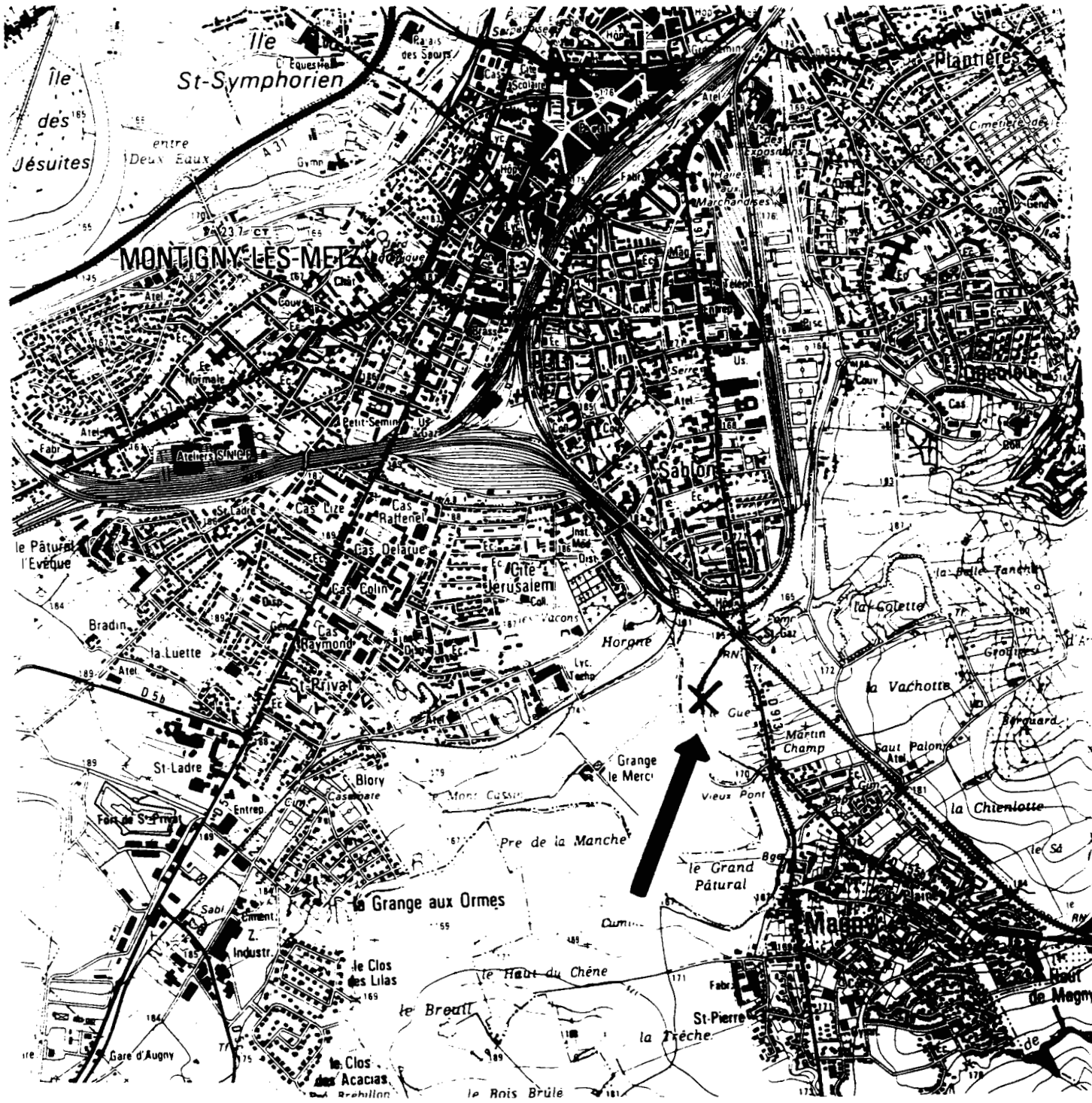
Synthèse-Problèmes	les peuplements de *P. x bohemica* provoquent un danger pour l'état des berges
Longueur/Largeur du carré A	2 mètres/3 mètres
Longueur/Largeur du carré B	2 mètres/3 mètres
Longueur/Largeur du carré C	2 mètres/3 mètres
Longueur/Largeur du carré D	2 mètres/3 mètres

Végétation de la berge

Caractéristiques	milieu perturbé
Structure des espèces présentes	voir liste d'espèces ci-jointe
Importance des espèces exogènes	vitalité de *P. x bohemica* = 4 et de *Impatiens glandulifera* = 2
Diversité et intérêt	++
Observations particulières	

Liste d'espèces des carrés 6. A, 6. B, 6. C et 6. D

Impatiens glandulifera(2)
Urtica dioica(2)
Euclidium syriacum(1)
Erigeron strigosus(1)
Phalaris arundinacea(1)
Robinia pseudoacacia(1)
Alnus glutinosa(+)
Artemisia vulgaris(1)
Achillea millefolium(2)
Sarothamnus scoparius(2)
Trifolium arvense(2)
Leucanthemum vulgare(2)
Oenothera biennis(2)
Salix fragilis(1)
Taraxacum officinalis(1)
Trifolium pratense(1)
Silence dioia(1)
Rununculus acris(1)
Vicia cracca(1)
Hypericum maculatum(1)
Stellaria holostea(1)
Arrenatherum elatius(1)



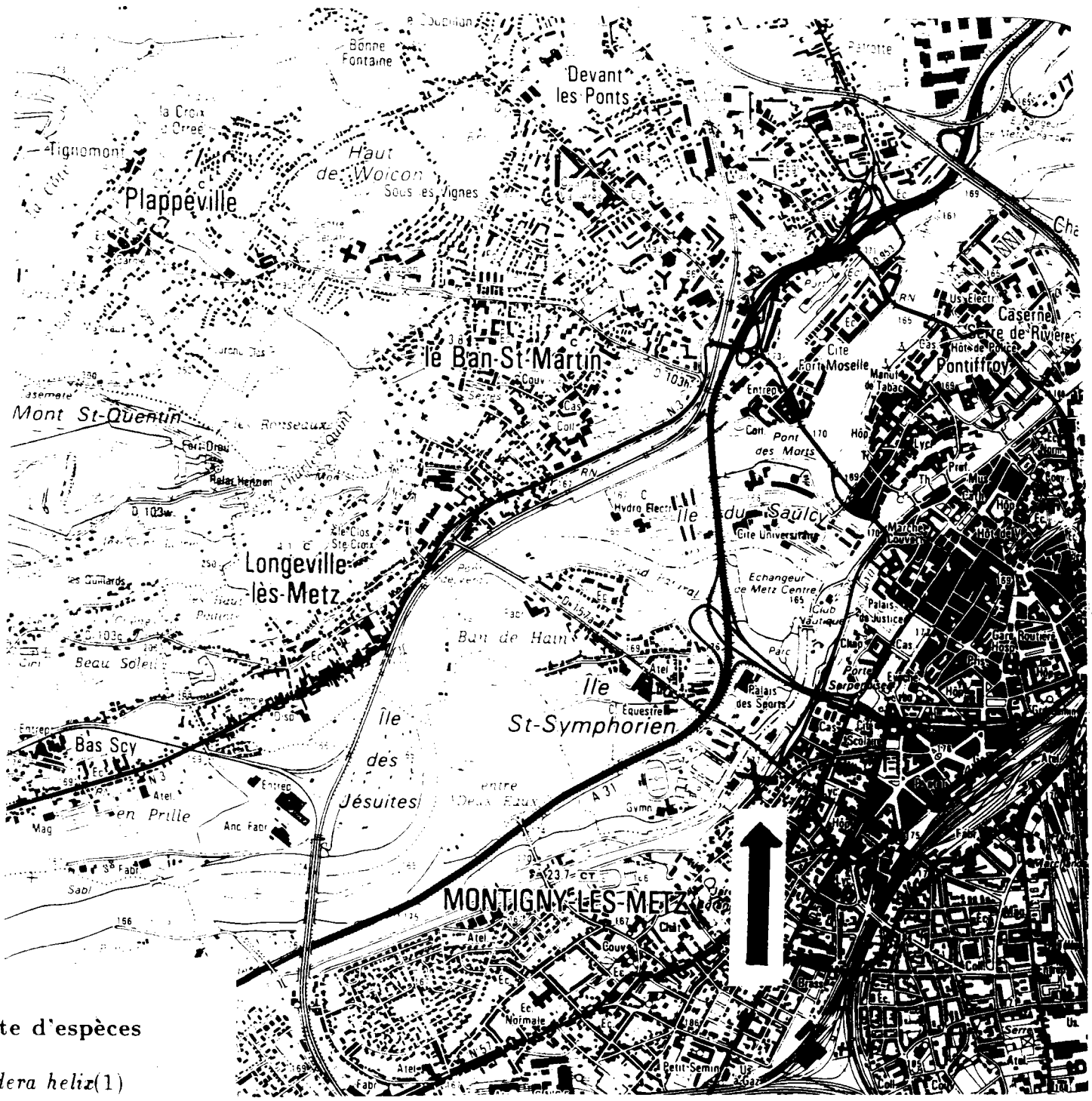
Liste d'espèces

Convolvulus sepium(2)
Cirsium sp.(1)
Saponaria officinalis(2)
Elymus repens(1)
Achillea ptarmica(1)
Arrhenatherum elatius(1)
Urtica dioica(2)
Euclidium syriacum(1)
Symphytum officinalis(1)
Galium aparine(2)
Achillea millefolium(1)
Daucus carota(1)
Salix fragilis(1)
Fraxinus excelsior(1)

figure 18: Localisation du carré d'observations sur la Seille à Metz.

échelle: 1: 25000

N



Liste d'espèces

Hedera helix(1)
Viola sp.(1)
Taraxacum officinalis(1)
Rubus fructicosus(1)
Dactylis glomerata(1)
Elymus repens(1)
Agrimonia eupatoria(1)
Euphorbia cyparissias(1)
Lycopus europaeus(1)
Rumex crispus(1)
Epilobium cf hirsutum(1)
Trifolium pratense(1)
Vicia sepium(1)
Convolvulus sepium(2)
Trifolium repens(1)
Filipendula ulmaria(1)
Urtica dioica(2)
Arrhenatherum elatius(1)
Holcus lanatus(1)
Glyceria sp.(1)

Localisation du carré d'observations sur le canal de Jouy à Metz.

échelle: 1: 25000

N

Fiche de description du milieu

Localisation du site	canal de Jouy, Metz
Type de rivières	rivière canalisée navigable
Largeur en eau	10 mètres
Tracé du lit	rectiligne
Ecoulement	surface plane
Hauteur des berges	4 mètres
Pente des berges	20 %
Erosion des berges	oui
Aménagements visibles	canalisation
Site parfois inondé	oui
Type de sol	/

Carré permanents 8 sur le canal de Jouy à Metz

Synthèse-Problèmes	les peuplements de *P. cuspidatum* provoquent un danger pour l'état des berges
Longueur/Largeur du carré A	10 mètres/2 mètres

Végétation de la berge

Caractéristiques	milieu assez naturel
Structure des espèces présentes	voir liste d'espèces ci-jointe
Importance des espèces exogènes	vitalité du *P. cuspidatum* = 3
Diversité et intérêt	+
Observations particulières	

ANNEXE 2:

EXPERIMENTATIONS EFFECTUEES SUR LES CARRES PERMANENTS

Démarche des méthodes de contrôle

Carré permanent 1. A sur la Moselle à la limite de la berge à Charmes

Date	Hauteur de *P. cuspidatum*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
29.05.95	3.50 m	40; 4 cm	Fauche
29.05.96	1.70 m	30; 1 cm	Fauche
29.06.95	1.50 m	50; 0.5 cm	Fauche
29.06.96	0.80 m	40; 0,5 cm	Fauche
14.07.95	0.80 m	56; 0.5 cm	Fauche
13.07.96	0.50 m	45; 0.15 cm	Fauche
11.08.95	1.50 m	67; 0,5 cm	Fauche
10.08.96	0.50 m	50; 0.15 cm	Fauche
02.09.95	0.70 m	115; 0.2 cm	Fauche
30.08.96	0.20 m	70; 0.15 cm	Fauche
20.09.95	0.50 m	130; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0.40 m	75; 0.15 cm	Fauche

Carré permanent 1. B au bord de la Moselle à Charmes

Date	Hauteur de *P. cuspidatum*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
29.05.95	3,50 m	100; 4 cm	Observation
29.05.96	2,20 m	70; 2 cm	Fauche
29.06.95	4,00 m	100; 4 cm	Fauche
29.06.96	3,00 m	90; 2 cm	Fauche
14.07.95	0,50 m	105; 0,5 cm	Fauche
13.07.96	0.50 m	100; 0,15 cm	Observation
11.08.95	1,50 m	200; 0,5 cm	Fauche
10.08.96	1,00 m	100; 0,15 cm	Fauche
02.09.95	0,80 m	205; 0,2 cm	Fauche
30.08.96	0,40 m	150; 0,15 cm	Fauche
20.09.95	0,50 m	220; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0,40 m	160; 0,15 cm	Fauche

Carré permanent 1. C entre les deux précédents sur la Moselle à Charmes

Date	Hauteur de *P. cuspidatum*	Démarche
20.09.95	0,50 m	Plantation de 3 saules (*Salix fragilis*)
03.10.95	0,30 m	Observation: les saules prennent racines
29.05.96	2.20 m	Observation: les saules sont morts

Démarche des méthodes de contrôle

Carré permanent 2. A au bord de la Moselle à Bayon

Date	Hauteur de *P. cuspidatum*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
29.05.95	2,70 m	30; 4 cm	Fauche
29.05.96	1,00 m	5; 1 cm	Fauche: tous les rhizomes n'ont pas été enlevés
29.06.95	1,00 m	25; 0,5 cm	Fauche
29.06.96	0,90 m	5; 0,5 cm	Fauche
14.07.95	0,50 m	20; 0,5 cm	Fauche
13.07.96	0,10 m	4; 0,15 cm	Observation
11.08.95	1,00 m	20; 0,5 cm	Fauche
11.08.96	0,30 m	4; 0,15 cm	Fauche
02.09.95	0,70 m	8; 0,2 cm	Fauche
30.08.96	0,20 m	5; 0,15 cm	Fauche
20.09.95	0,50 m	8; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0,40 m	5; 0,15 cm	Fauche
03.10.95	0,20 m	8; 0,15 cm	Arracher les rhizomes

Carré permanent 2. B à la limite de la berge à Bayon

Date	Hauteur de *P. cuspidatum*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
29.05.95	3,50 m	18; 4 cm	Observation
29.05.96	2,50 m	20; 2 cm	Observation
29.06.95	4,00 m	18; 4 cm	Fauche
29.06.96	3,00 m	20; 2 cm	Fauche
14.07.95	1,00 m	18; 0,5 cm	Fauche
13.07.96	0,10 m	18; 0,15 cm	Observation
11.08.95	2,00 m	12; 0,5 cm	Fauche
10.08.96	0,60 m	18; 0,15 cm	Fauche
02.09.95	1,00 m	12; 0,2 cm	Fauche
30.08.96	0,20 m	10; 0,15 cm	Fauche
20.09.95	0,50 m	10; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0,40 m	8; 0,15 cm	Fauche

Démarche des méthodes de contrôle

Carré permanent 3. A sur le canal de l'Est à Mouzay

Date	Hauteur de *P. cuspidatum*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
31.05.95	2,00 m	250; 4 cm	Fauche
31.05.96	1,00 m	180, 2 cm	Fauche
23.06.95	1,00 m	260; 0,5 cm	Fauche
25.06.96	0,80 m	200; 0,5 cm	Fauche
11.07.95	0,50 m	286; 0,5 cm	Fauche
12.07.96	0,20 m	220; 0,2 cm	Fauche
17.08.95	0,75 m	350; 0,5 cm	Fauche
12.08.96	0,20 m	250; 0,15 cm	Fauche
21.09.95	0,30 m	370; 0,15 cm	Fauche
17.09.96	0,10 m	270; 0,15 cm	Fauche

Carré permanent 3. B sur le canal de l'Est à Mouzay

Date	Hauteur de *P. cuspidatum*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
31.05.95	2,00 m	30; 4 cm	Fauche
31.05.96	1.50 m	20; 2 cm	Fauche
23.06.95	1,00 m	35; 0,5 cm	Fauche
25.06.96	0,80 m	25; 0,2 cm	Fauche
11.07.95	0,50 m	42; 0,5 cm	Fauche
12.07.96	0,20 m	30; 0,2 cm	Fauche
17.08.95	0,75 m	45; 0,5 cm	Fauche
12.08.96	0,20 m	50; 0,15 cm	Fauche
21.09.95	0,30 m	48; 0,15 cm	Fauche
17.09.96	0,10 m	55; 0,15 cm	Fauche

Démarche des méthodes de contrôle

Carré permanent 4. A sur la Fecht à Zimmerbach

Date	Hauteur de *P. cuspidatum*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
30.05.95	3,00 m	30; 4 cm	Fauche
28.05.96	1,50 m	45; 1 cm	Fauche
28.06.95	1,00 m	35; 0,5 cm	Fauche
28.06.96	0,90 m	57; 0,5 cm	Fauche
12.07.95	0,70 m	40; 0,5 cm	Fauche
13.07.96	0,50 m	60; 0,15 cm	Fauche
12.08.95	1,20 m	70; 0,5 cm	Fauche
10.08.96	0,80 m	65; 0,15 cm	Fauche
02.09.95	0,80 m	85; 0,2 cm	Fauche
30.08.96	0,60 m	70; 0.15 cm	Fauche
26.09.95	0,40 m	90; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0,40 m	80; 0,15 cm	Fauche

Carré permanent 4. B sur la Fecht à Zimmerbach

Date	Hauteur de *P. cuspidtum*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
30.05.95	3,50 m	22; 4 cm	Observation
28.05.96	1,50 m	35; 1 cm	Observation
28.06.95	4,00 m	22; 4 cm	Fauche
28.06.96	2,00 m	35; 1 cm	Fauche
12.07.95	1,00 m	28; 0,5 cm	Observation
13.07.96	0,50 m	40; 0,15 cm	Observation
12.08.95	1,50 m	28; 0,5 cm	Fauche
10.08.96	0,80 m	45; 0,15 cm	Fauche
02.09.95	0,80 m	55; 0,2 cm	Fauche
30.08.96	0,50 m	50; 0,15 cm	Fauche
26.09.95	0,40 m	60; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0,40 m	55; 0,15 cm	Fauche

Carré permanent 4. C dans la forêt à Zimmerbach

Date	Hauteur de *P. cuspidatum*	Démarche
30.05.95	2,50 m	Observation
28.05.96	2,50 m	Observation
12.07.95	3,00 m	Observation
13.07.96	2,80 m	Observation
02.09.95	3,50 m	Observation
30.08.96	3,50 m	Observation

Démarche des méthodes de contrôle

Carré permanent 5. A sur la Fecht à Bennwihr gare

Date	Hauteur de *P. x bohemica*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
30.05.95	3,00 m	8; 4 cm	Fauche
28.05.96	1,80 m	32; 1 cm	Fauche
28.06.95	1,00 m	10; 0,5 cm	Fauche
28.06.96	0,90 m	49; 0,5 cm	Fauche
12.07.95	0,50 m	12; 0,5 cm	Observation
13.07.96	0,20 m	55; 0,15 cm	Observation
12.08.95	1,50 m	12; 0,5 cm	Fauche
10.08.96	0,50 m	55; 0,15 cm	Fauche
02.09.95	0,55 m	20; 0,2 cm	Fauche
30.08.96	0,20 m	60; 0,15 cm	Fauche
26.09.95	0,30 m	22; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0,30 m	65; 0,15 cm	Fauche

Carré permanent 5. B sur la Fecht à Bennwihr gare

Date	Hauteur de *P. x bohemica*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
30.05.95	3,50 m	15; 4 cm	Observation
28.05.96	2,00 m	37; 1 cm	Fauche
28.06.95	4,00 m	15; 4 cm	Fauche
28.06.96	0,90 m	46; 0,5 cm	Fauche
12.07.95	0,50 m	25; 0,5 cm	Observation
13.07.96	0,20 m	52; 0,15 cm	Observation
12.08.95	1,50 m	25; 0,5 cm	Fauche
12.08.96	0,40 m	52; 0,15 cm	Fauche
02.09.95	0,90 m	35; 0,2 cm	Fauche
30.08.96	0,20 m	60; 0,15 cm	Fauche
26.09.95	0,40 m	37; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0,40 m	65; 0,15 cm	Fauche

Carré permanent 5. C sur la Fecht à Bennwihr gare

Date	Hauteur de *P. x bohemica*	Démarche
20.04.96	0,05 m	Plantation de 3 saules *Salix fragilis*
28.05.96	1,80 m	un saule a pris des feuilles, les autres sont morts
30.08.96	0,20	un saule a pris de des racines

Carré permanent 5. D sur la Fecht à Bennwihr gare

Date	Hauteur de *P. x bohemica*	Démarche
20.04.96	0,05 m	Plantation de 2 saules *Salix fragilis*
28.05.96	3,00 m	un saule a pris des feuilles, l'autre est mort
30.08.96	4,00 m	le saule est mort

Démarche des méthodes de contrôle

Carré permanent 6. A sur le Giessen à Châtenois

Date	Hauteur de *P. x bohemica*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
30.05.95	3,00 m	50; 4 cm	Fauche
28.05.96	2,20 m	30; 2 cm	Fauche
28.06.95	1,50 m	55; 0,5 cm	Fauche
28.06.96	1,20 m	35; 0,5 cm	Fauche
12.07.95	0,90 m	60; 0,5 cm	Fauche
13.07.96	0,50 m	48; 0,15 cm	Fauche
12.08.95	1,70 m	69; 0,5 cm	Fauche
10.08.96	0,40 m	52; 0,15 cm	Fauche
02.09.95	1,00 m	80; 0,2 cm	Fauche
30.08.96	0,30 m	60; 0,15 cm	Fauche
26.09.95	0,50 m	85; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0,50 m	65; 0,15 cm	Fauche

Carré permanent 6. B sur le Giessen à Châtenois

Date	Hauteur de *P. x bohemica*	Nombre et diamètre des individus	Démarche
30.05.95	3,50 m	24; 4 cm	Observation
28.05.96	2,20 m	20; 2 cm	Observation
28.06.95	4,00 m	24; 4 cm	Fauche
28.06.96	3,00 m	30; 2 cm	Fauche
12.07.95	0,30 m	30; 0,5 cm	Fauche
13.07.96	0,20 m	35; 0,15 cm	Observation
12.08.95	1,50 m	42; 0,5 cm	Fauche
10.08.96	1,30 m	40; 0,15 cm	Fauche
02.09.95	1,00 m	45; 0,2 cm	Fauche
30.08.96	0,50 m	45; 0,15 cm	Fauche
26.09.95	0,50 m	50; 0,15 cm	Fauche
24.09.96	0,20 m	50; 0,15 cm	Fauche

Carré permanent 6. C sur le Giessen à Châtenois

Date	Hauteur de *P. x bohemica*	Démarche
20.04.96	0,05 m	Plantation de 2 saules *Salix fragilis*
28.05.96	2,20 m	les saules ont pris des feuilles
30.08.96	0,50 m	les saules sont morts

Carré permanent 6. D sur le Giessen à Châtenois

Date	Hauteur de *P. x bohemica*	Démarche
20.04.96	0,05 m	Plantation de 3 saules *Salix fragilis*
28.05.96	3,50 m	les saules ont pris feuilles
30.08.96	4,50 m	deux saules ont pris des feuilles

Démarche des méthodes de contrôle observées

Carré d'observation 7 sur la Seille

Démarche	Date	Hauteur de *P. cuspidatum*
Fauche	1993	pas d'information
Plantation des arbres	1993	pas d'information
Fauche	1994	pas d'information
Round up	mai 1995	50-60 cm
Observation	juillet 1995	80-100 cm
Observation	juillet 1996	80-100 cm

Démarche des méthodes de contrôle

Carré d'observation 8 de l'accroissement avant la fauche sur le canal de Jouy à Metz

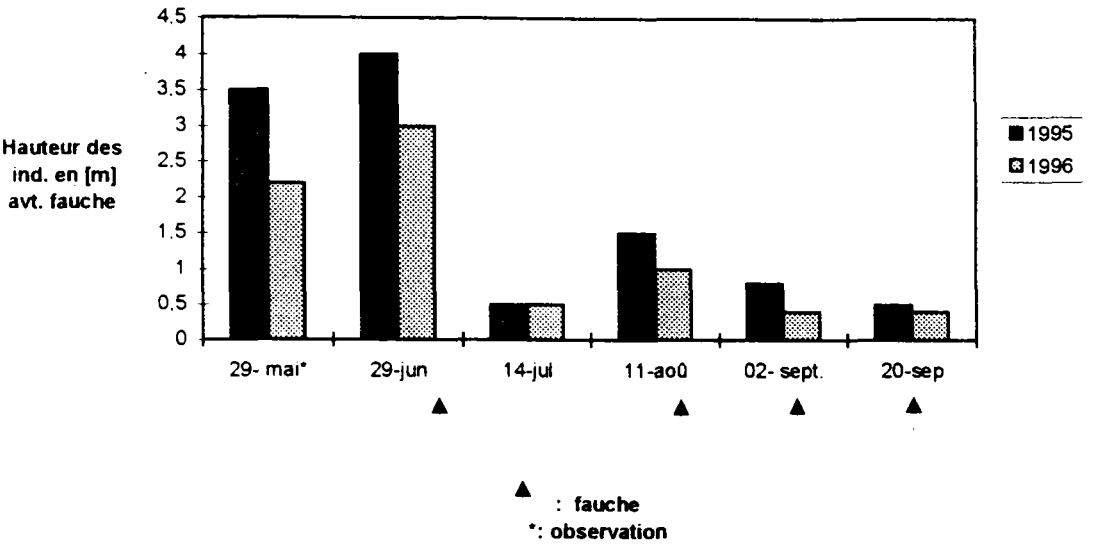
	plante 1	2	3	4	5
date/ hauteur [m]	20.04.95; 0,65	0,15	0,60	0,75	0,35
date/ hauteur	27.04.95; 1,30	0,46	1,00	1,30	1,10
date/ hauteur	04.05.95; 1,80	0,85	1,40	1,80	1,65
date/ hauteur	11.05.95; 2,20	1,20	1,70	2,30	2,10
date/ hauteur	18.05.95; 2,35	1,25	1,90	2,50	2,30
date/ hauteur	25.05.95; 2,60	1,30	1,90	2,50	2,40
date/ hauteur	01.06.95; 2,60	1,30	2,00	2,65	2,40

Observations de l'accroissement après la fauche et le Round up fin juin 1995

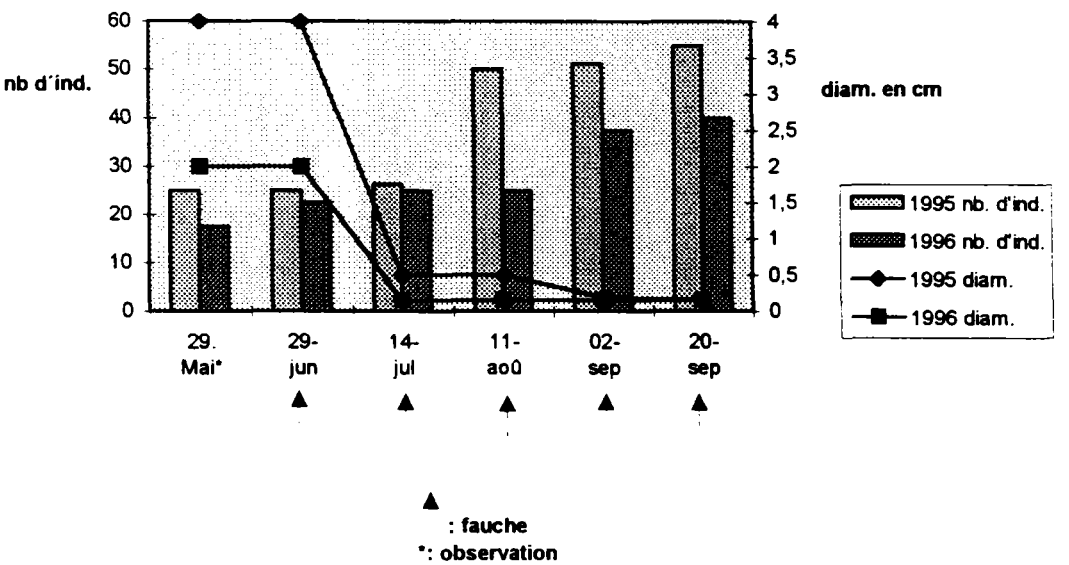
	plante 1	2	3	4	5
date/ hauteur [m]	11.07.95; 0,37	0,50	0,80	0,75	0,60
date/ hauteur	11.08.95; 0,45	0,61	1,00	0,90	0,80
date/ hauteur	12.09.95; 0,80	0,85	1,40	1,30	1,45

Croissance des especes de renouées asiatiques en fonction de la fauche

Carré 1. B sur la Moselle à Charmes

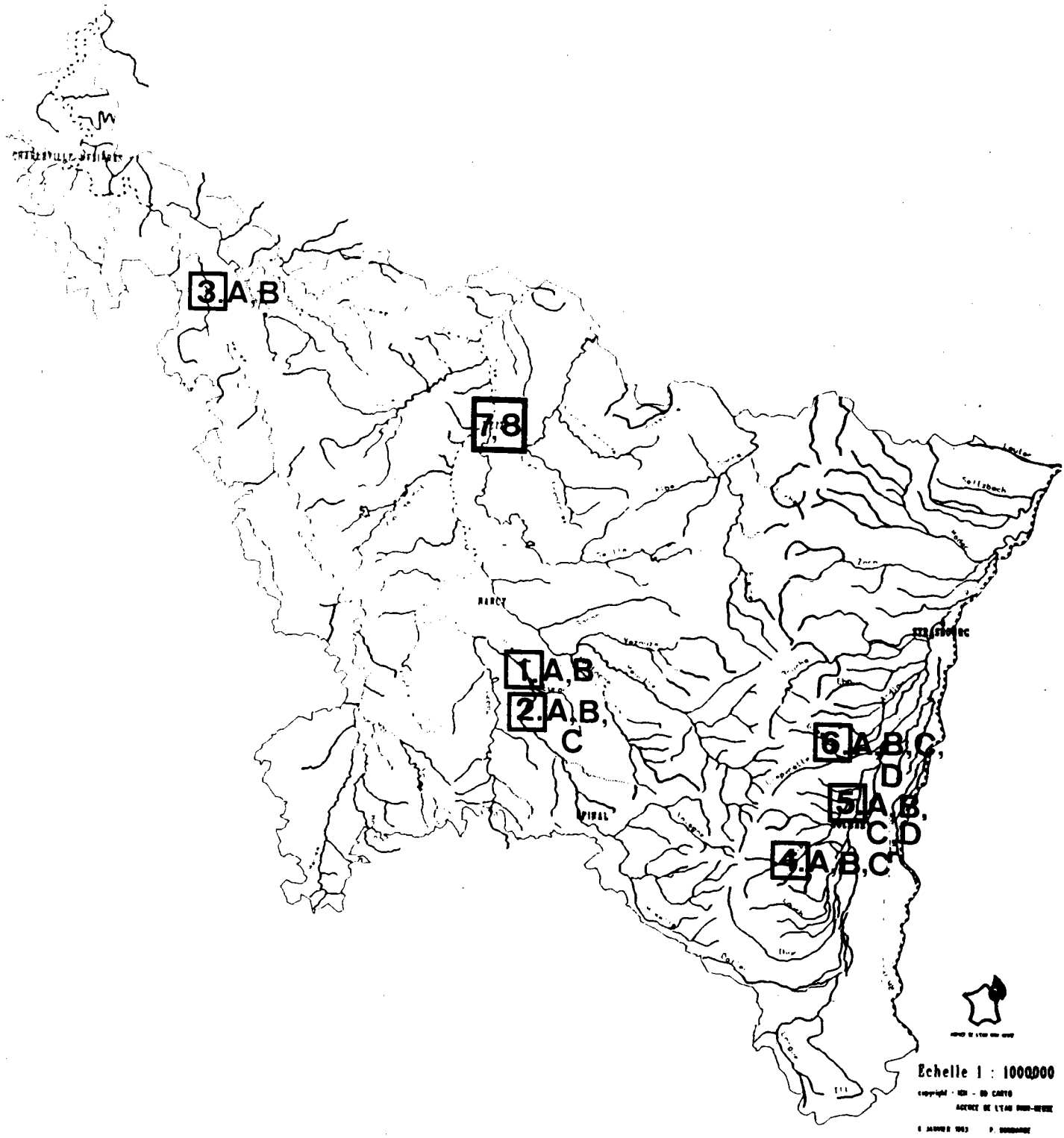


Evolution de la hauteur des individus en fonction de la fauche



Evolution du diamètre et du nombre d'individus en fonction de la fauche

Localisation des carrés permanents



Carré 3. B sur le canal de l'Est à Mouzay

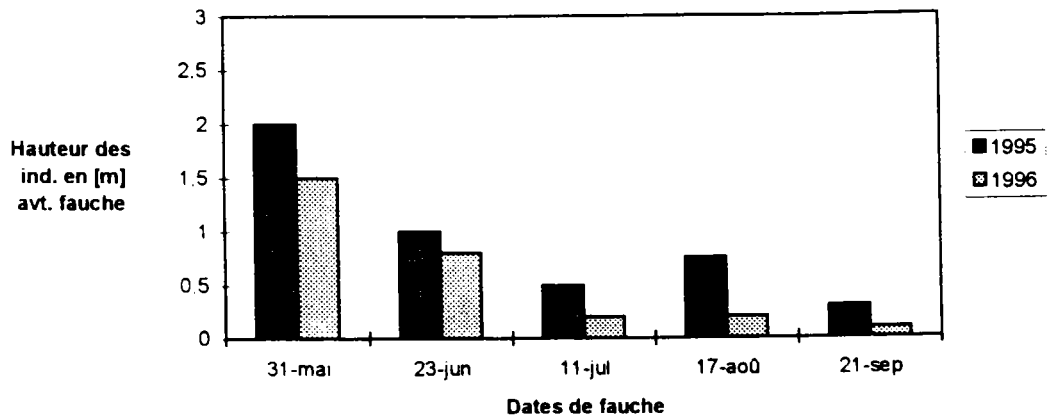
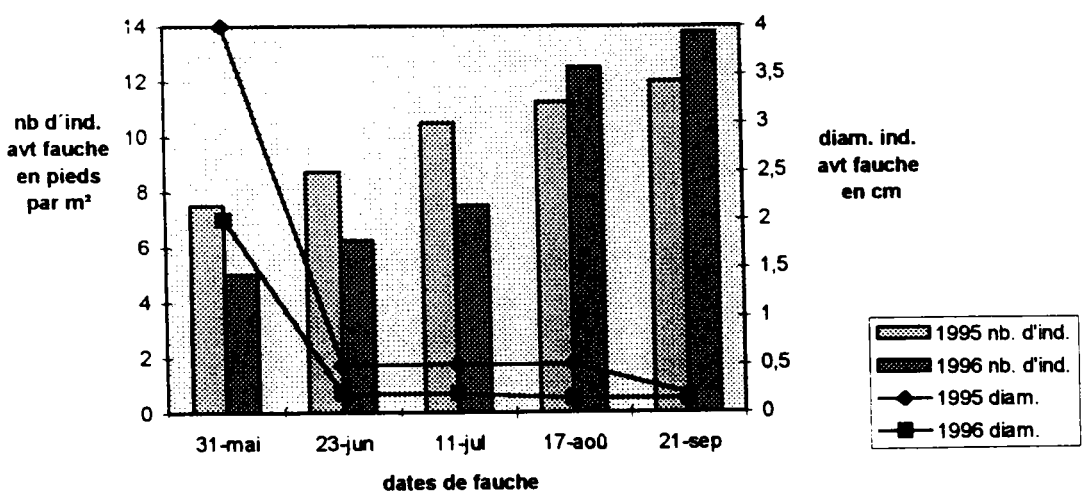


figure 31 : Evolution de la hauteur des individus après la fauche



Evolution du diamètre et du nombre d'individus en fonction de la fauche

Carré 4. A sur la Fecht à Zimmerbach

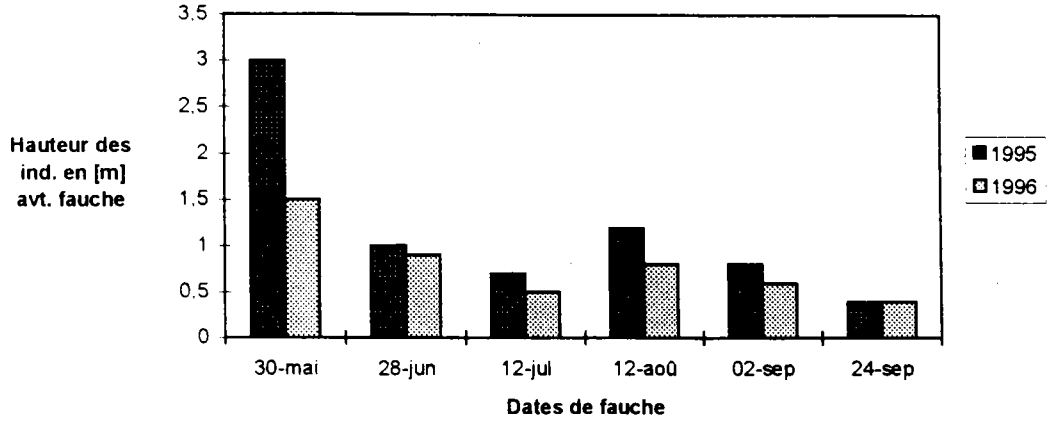
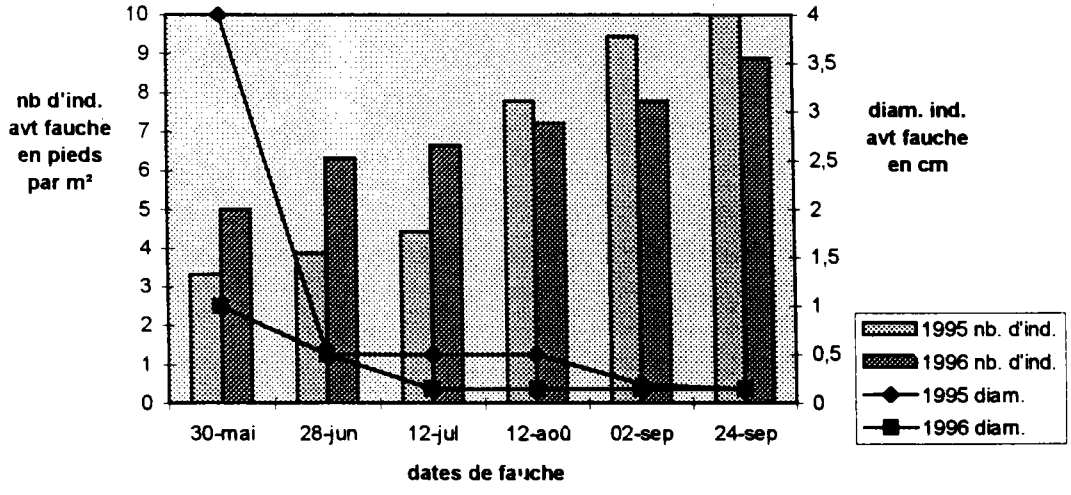


figure 33: Evolution de la hauteur des individus après la fauche



Evolution du diamètre et du nombre d'individus en fonction de la fauche

Carré 3. A sur le canal de l'Est a Mouzay

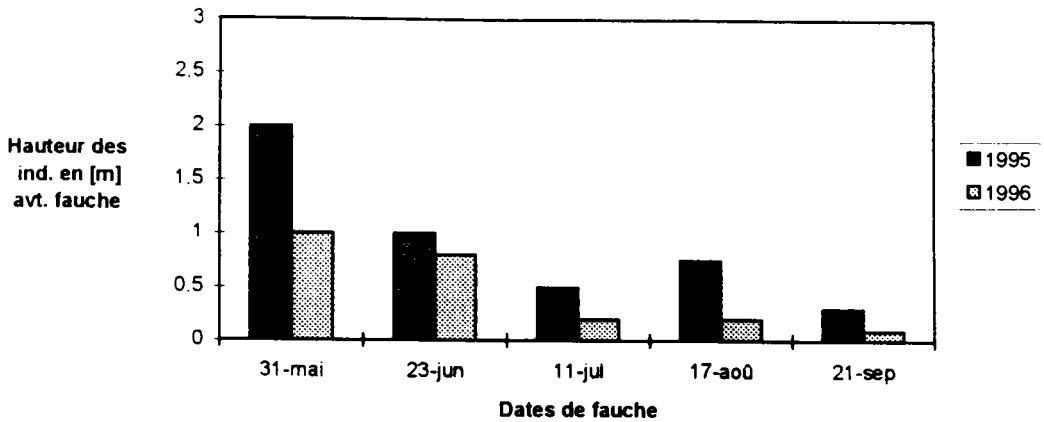
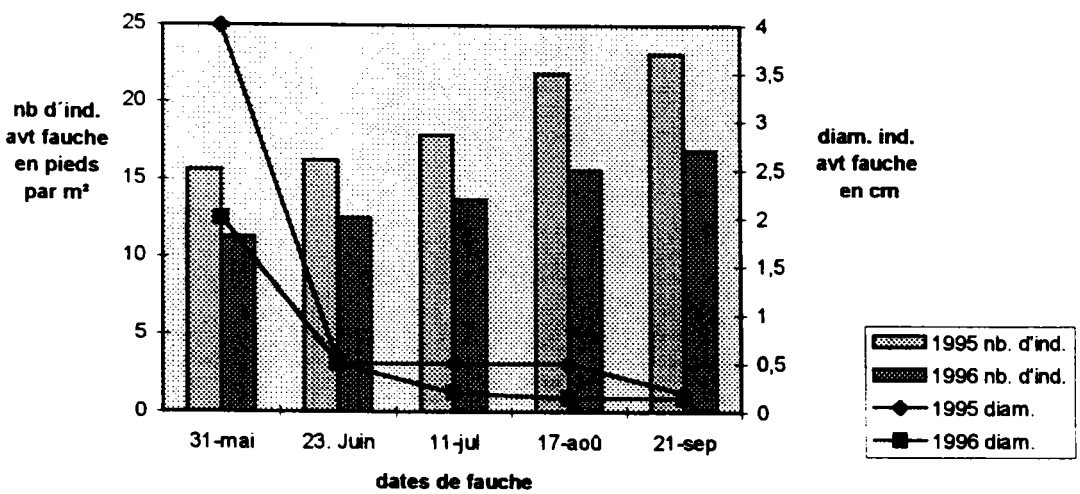


figure 29: Evolution de la hauteur des individus après la fauche



Evolution du diamètre et du nombre d'individus en fonction de la fauche

Carré 2. B sur la Moselle à Bayon

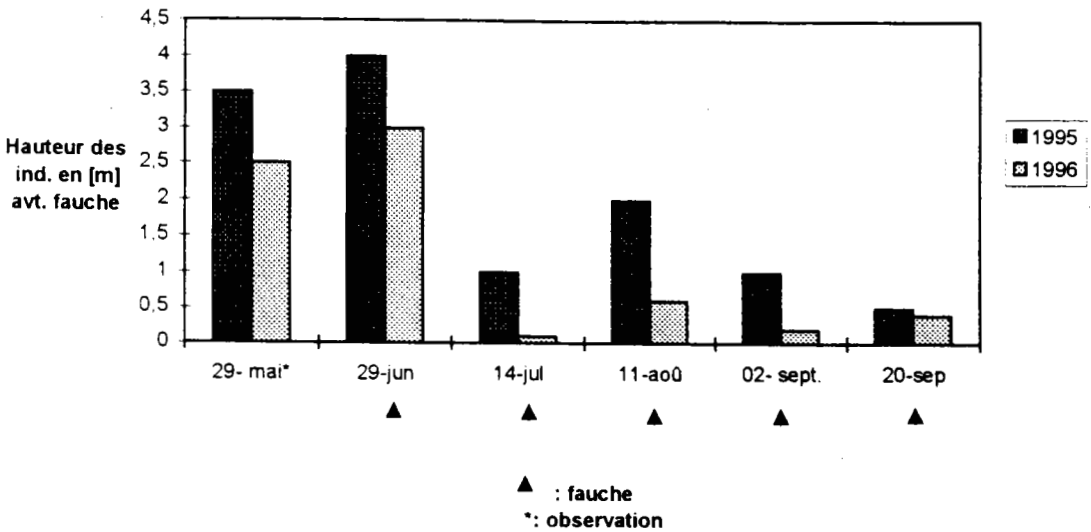
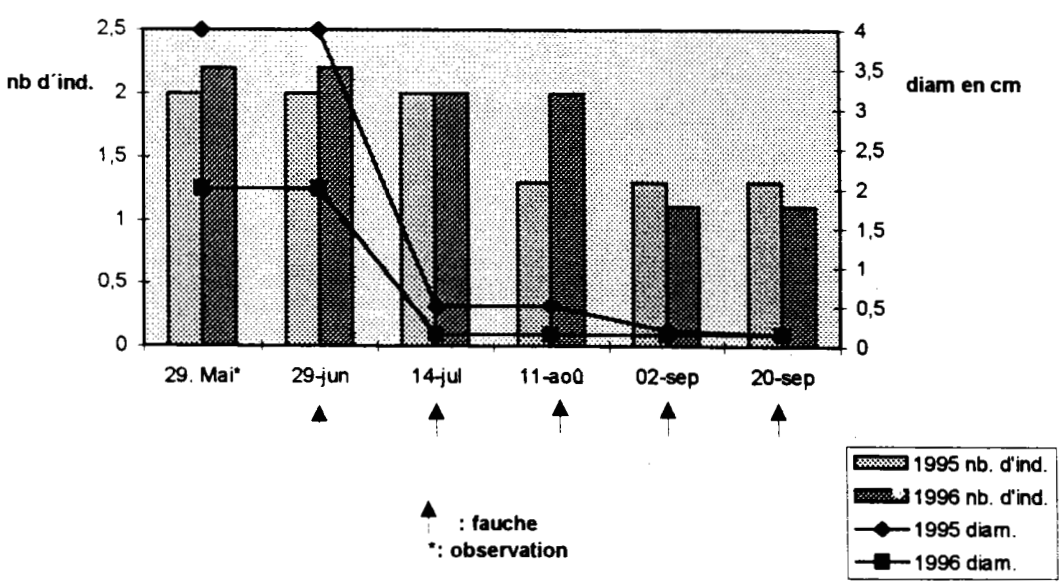


figure 27: Evolution de la hauteur des individus après la fauche



Evolution du diamètre et du nombre d'individus en fonction de la fauche

Carré 4. B sur la Fecht à Zimmerbach

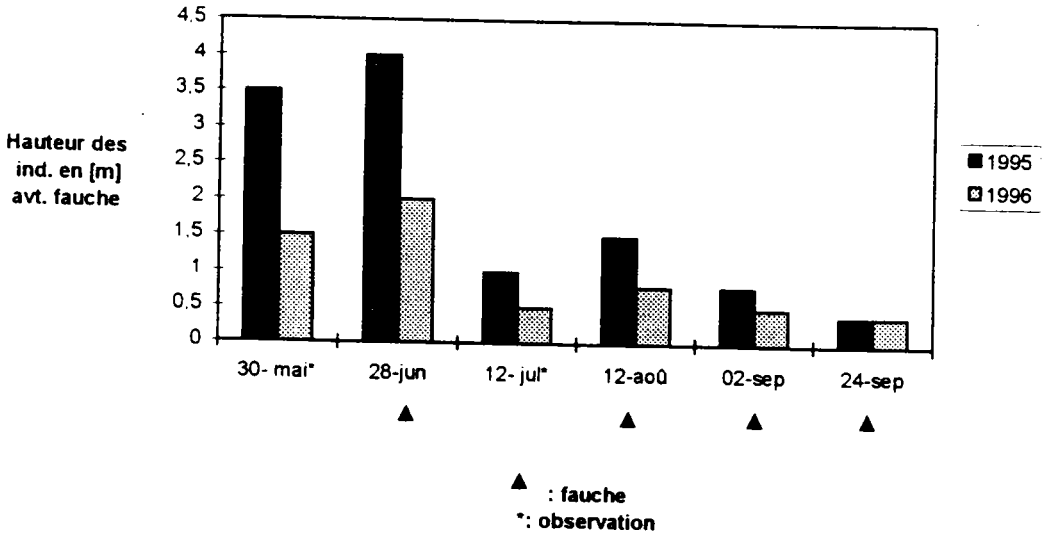
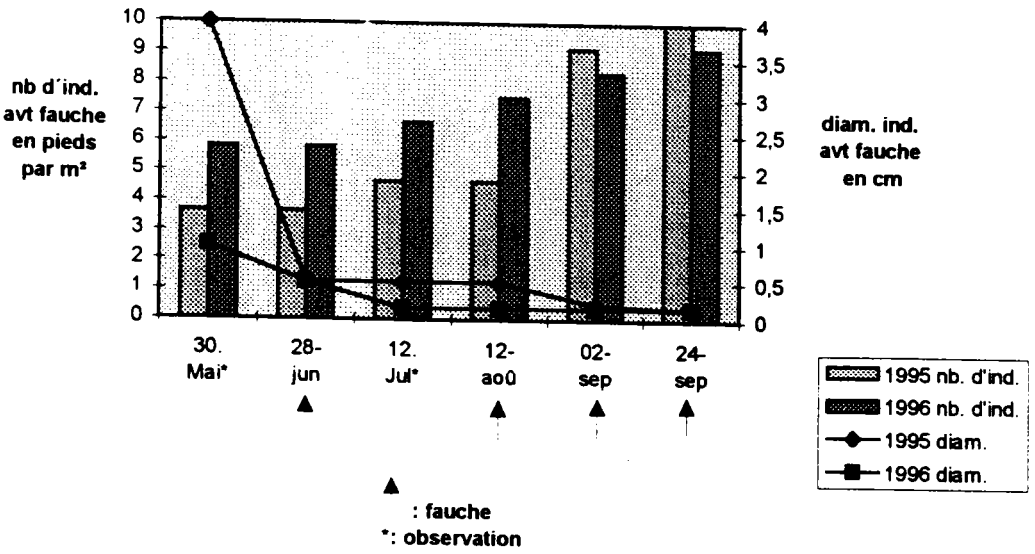


figure 35: Evolution de la hauteur des individus après la fauche



Evolution du diamètre et du nombre d'individus en fonction de la fauche

Carré 5. A sur la Fecht à Bennwihr gare

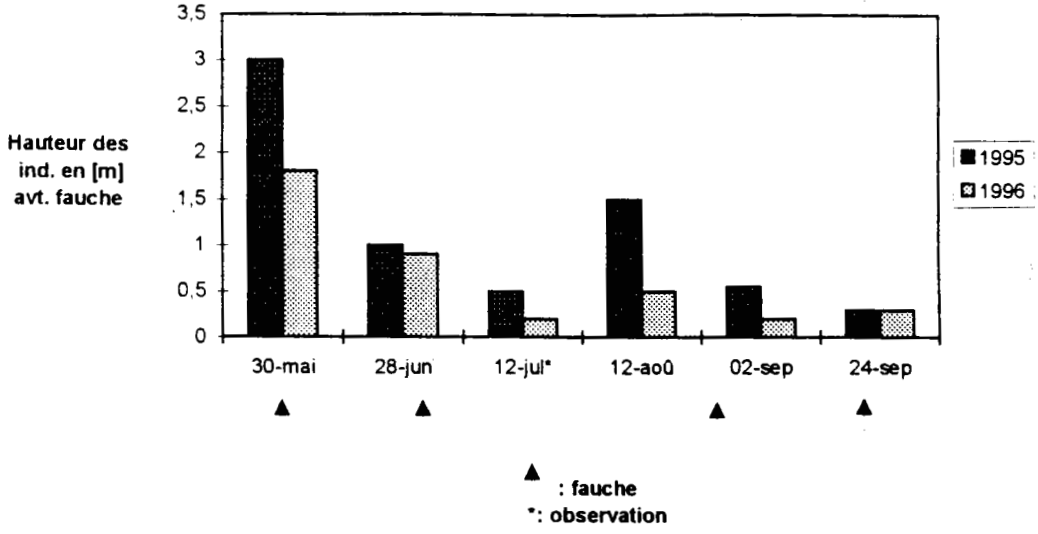
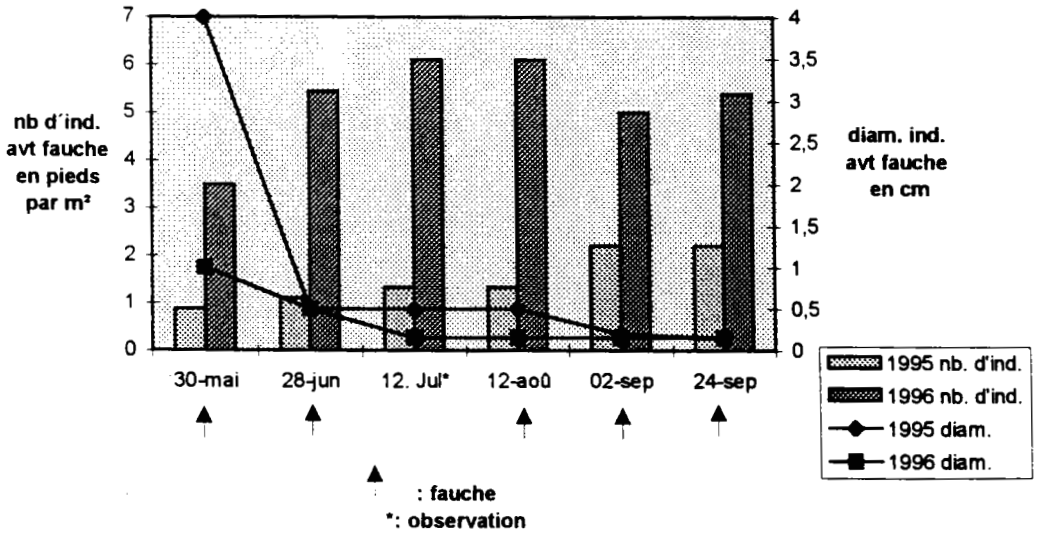


figure 37: Evolution de la hauteur des individus après la fauche



Evolution du diamètre et du nombre d'individus en fonction de la fauche

Carré 6. A sur le Giessen à Châtenois

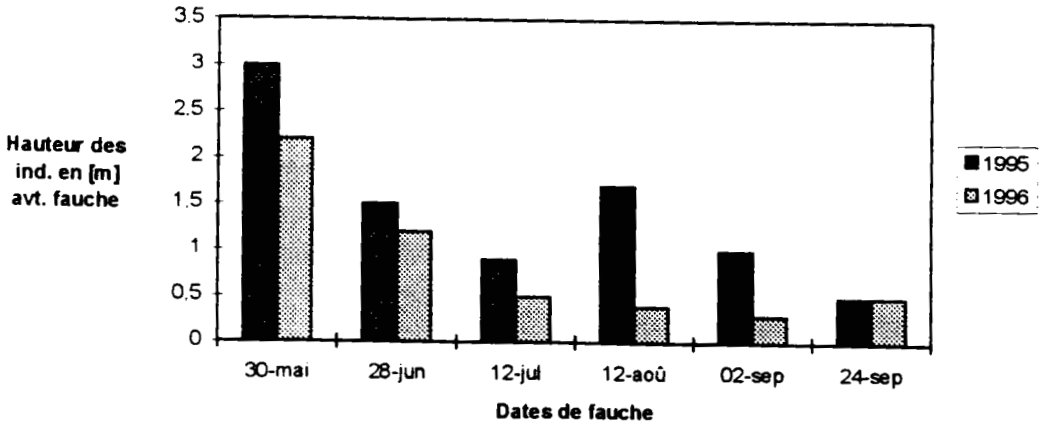
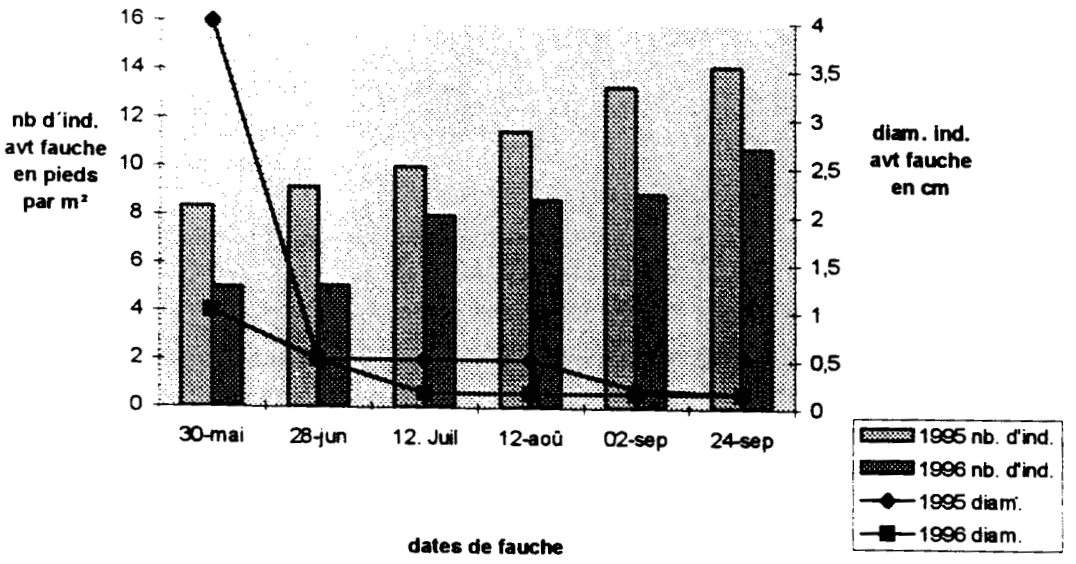


figure 41: Evolution de la hauteur des individus après la fauche



Evolution du diamètre du nombre d'individus en fonction de la fauche

Carré 5. B sur la Fecht à Bennwihr gare

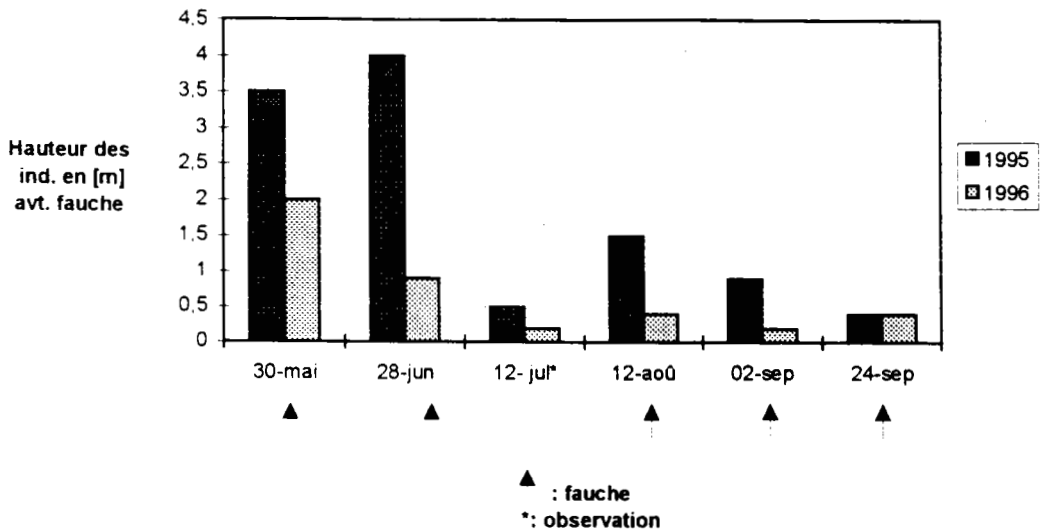
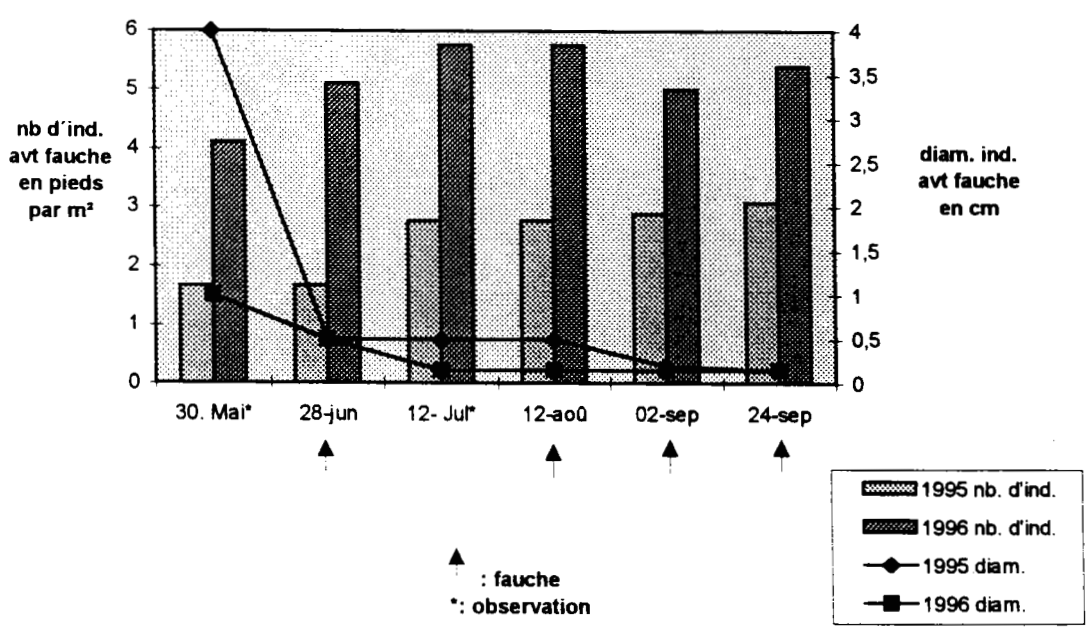


figure 39: Evolution de la hauteur des individus après la fauche



Evolution du diamètre et du nombre d'individus en fonction de la fauche

Carré 6. B sur le Giessen à Châtenois

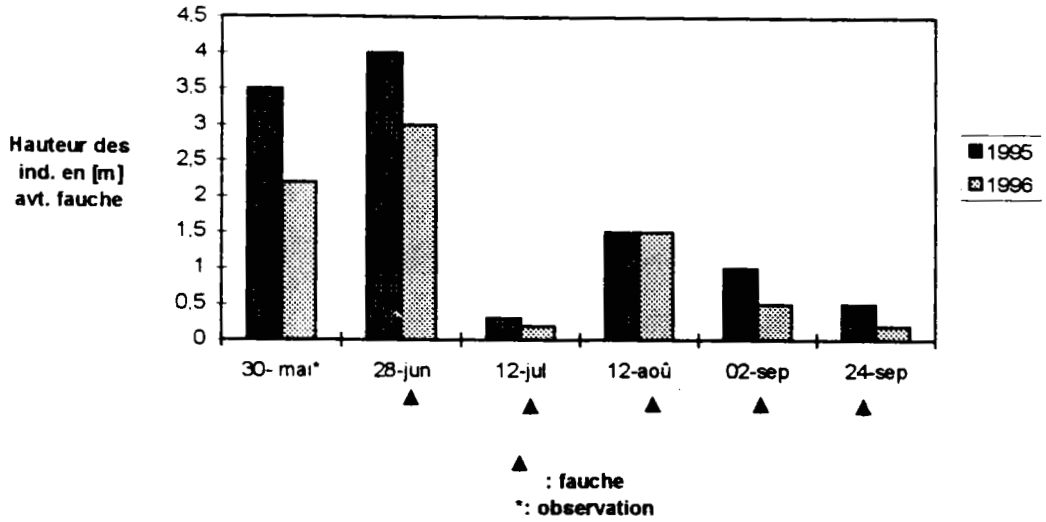
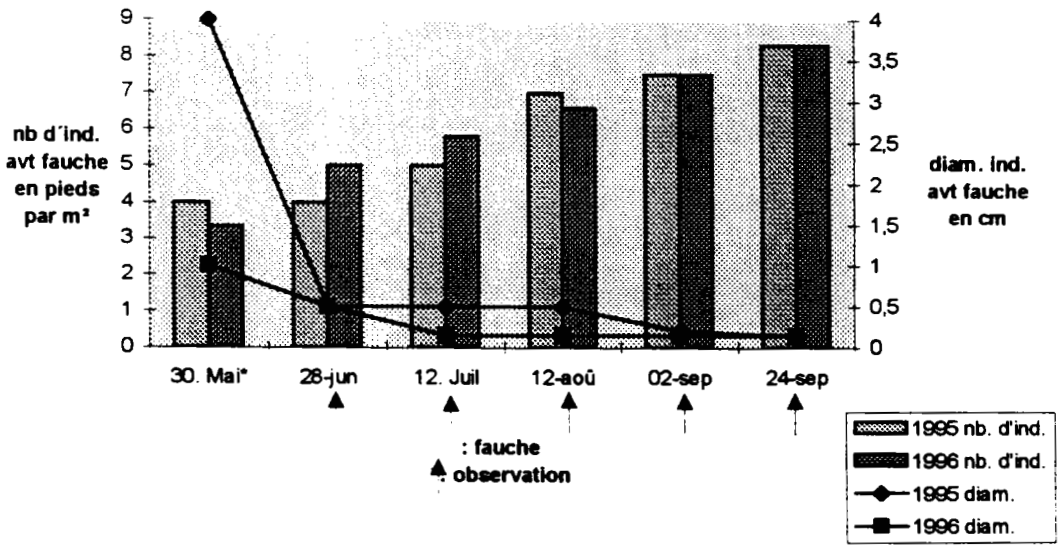


figure 43: Evolution de la hauteur des individus après la fauche

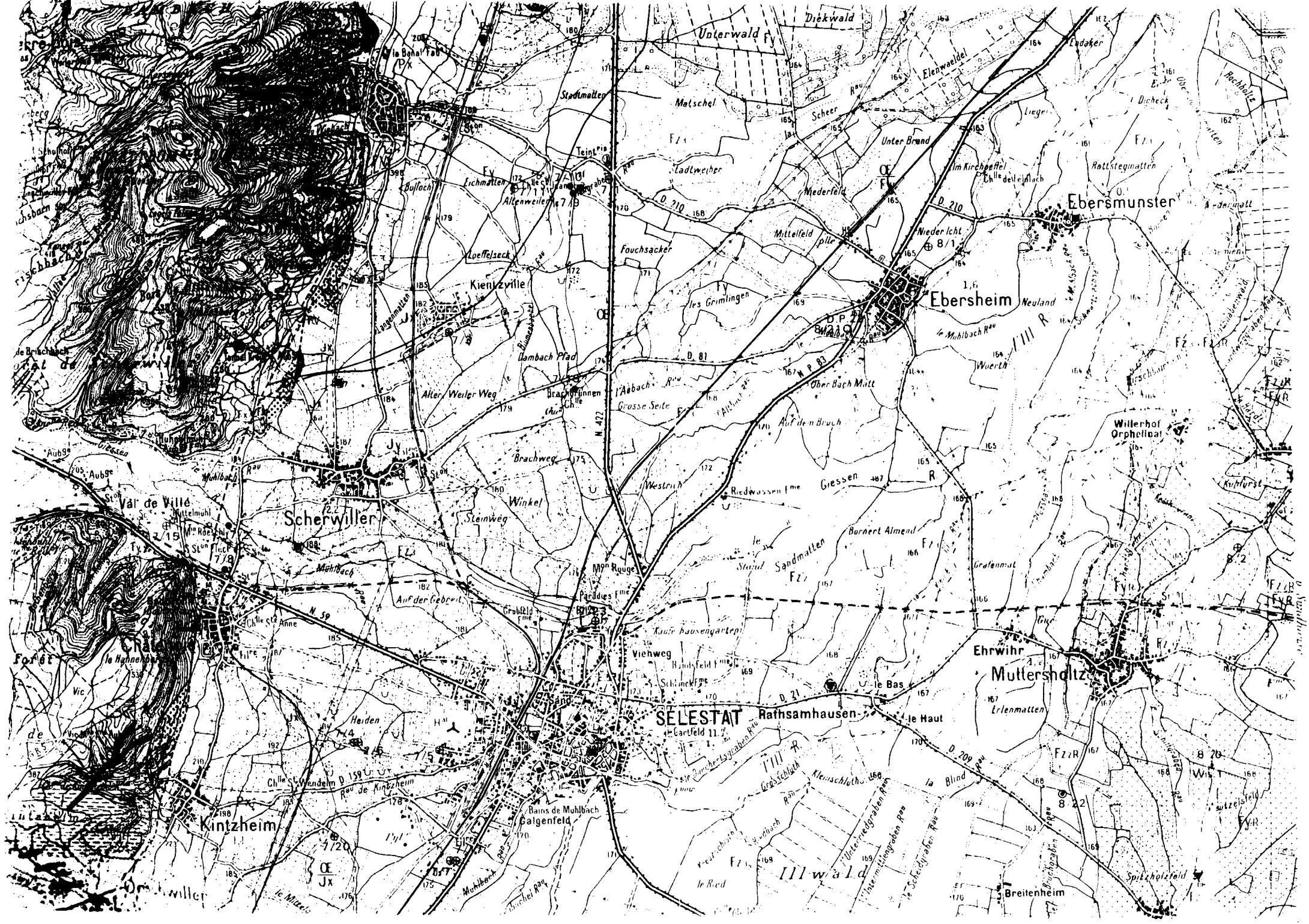


Evolution du diamètre et du nombre d'individus en fonction de la fauche

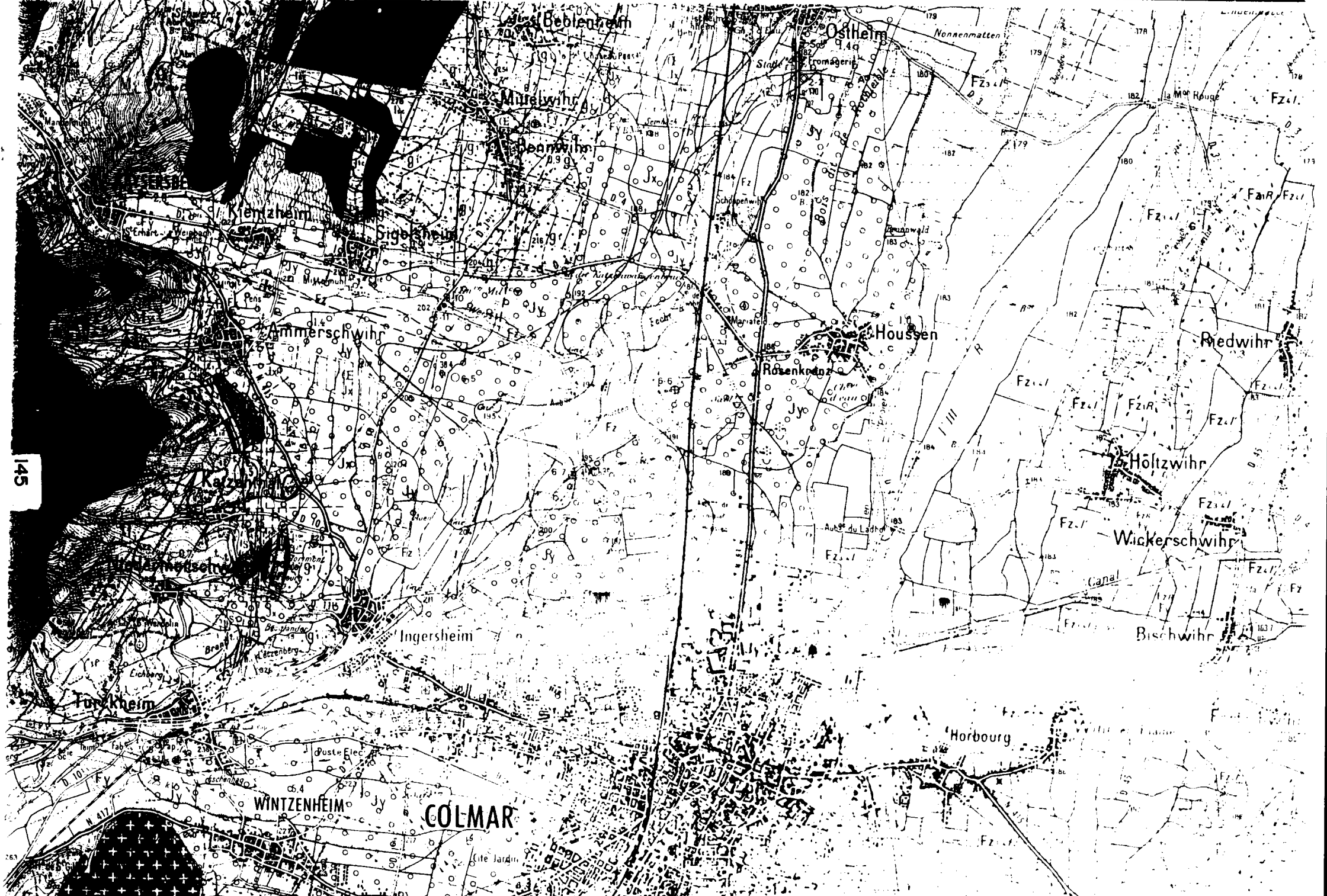
TRANSECT DE LA BRUCHE

Osthoffen
Breuschwickersheim
Oberschaeffolsheim
Wolfisheim
Eckbolsheim
Achenheim
Kœnigshoffen
Hautepierre
Ernolsheim-Bruche
Kolbsheim
Hangenbieten
Holtzheim
Lingolsheim
Dachstein
Ostwald
Entzheim
Duppigheim
Duttlenheim
Altorf
Geispolsheim-Gare
GEISPOLSHEIM
Aéroport de Strasbourg Entzheim
Canal
Bruche
Wesselsgraben
Rieterfeld
Schwobenfeld
Kirstenfeld
Strassenfeld
Gemeinfeld
Neubruch
Oberfeld
Gloeckelsberg
Gliesberg
Illkirch-Graffenstaden
225 kV
A 35
N 392
N 83
D 222
D 221
D 45
D 63
D 93
D 118
D 484
D 884
D 1222
N 425
D 84

TRANSECT DU GIESSEN


Unterwald
Diekwald
Elenwaeldel
Endaker
Rochholtz
Stadtmatten
Matschel
Scheer
Unter Brand
Stadtweiher
Mederfeld
Im Kirchoeffel
Rattstegmatten
Ebersmunster
Teintrie
Bullach
Lichmatten
Altenweiler
D. 210
Mittelfeld
Nieder Icht
Fouchsacker
Loeffelseck
Kientzville
les Grimlingen
Ebersheim
Neuland
le Muhlbach
Woerth
Lambach Pfad
D. 81
N. P. 83
Ober Bach Matt
l'Aebach
Grosse Seite
Alter Weiler Weg
Brachbrunnen
Auf den Bruch
Willerhof Orphelinat
Kuhfurst
Brachweg
Westrich
Riedwassen Fme
Giessen
Val de Ville
Muttelmuhl
Scherwiller
Winkel
Steinweg
Bornert Almend
Sandmatten
Mon Rouge
Mühlbach
Auf der Geberit
Paradies Fme
Grubfeld Fme
Gratenmat
N. 59
Ch.lle Ste Anne
Kauf hausengarten
Viehweg
Ehrwihr
Muttersholtz
le Bas
D. 21
Rathsamhausen
SELESTAT
Gartfeld 11.7
le Haut
Erlenmatten
D. 209
Heiden
Ch.lle St Wendelin D. 159
Rau de Kintzheim
Bains de Muhlbach
Galgenfeld
Kintzheim
Ill wald
Breitenheim
Spitzholzfeld
Grosschloth
Kleinschloth
la Blind
le Ried
le Mittelo
Forêt
Vic
Aubge
Huhnerberg
Grossen
Muhlbach
Ste Anne
Ch.lle
Rau
Fy
Fz
Jx
Jy
Px
Fz/R
Fy/R
Wis
Ill
R
P
D
O
Œ
N. 422
D. 81
D. 210
D. 21
D. 209
N. 59
N. P. 83
7/8
7/9
7/15
7/20
8/1
8/2
8/20
8/22
1,6

TRANSECT DE LA FECHT


Bebelnheim
Ostheim
Nonnenmatten
Fromagerie
Mittelwihr
Beblenheim
Kientzheim
Sigolsheim
Ammerschwihr
Houssen
Rosenkranz
Riedwihr
Holtzwihr
Wickerschwihr
Bischwihr
Ingersheim
Turckheim
Horbourg
WINTZENHEIM
COLMAR
Canal
Cité Jardin
Poste Elec
Lichberg
Wendolin
Nonnenmatten
Bois de Rouffach
Schlippenwihr
Brunnwald
Mariafeld
Aub^ge du Ladhof
Fz
Jy
Jx
Fz.l
FzIR
D 10
N 417