

Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse
Sous Direction de la Planification, des Etudes
et des Milieux Aquatiques

Cartographie des renouées du Japon
sur le réseau hydrographique
du bassin Rhône Méditerranée Corse

Tome 1 : méthodologie et problématique de l'étude

CEDRAT Développement / SARL



10 chemin du Pré Carré

38246 Meylan cedex

Tél : 04 76 90 50 45

Fax : 04 76 90 16 09

Mireille Boyer / Concept.Cours.d'EAU
chemin du Tilleret



73230 Vêrel Pragondran

Tél: 04 79 33 64 55

Fax : 04 79 33 97 88

PREAMBULE

Les renouées du Japon, plantes exotiques introduites en France dans les années 1940, ont connu ces deux dernières décennies un développement spectaculaire au niveau des réseaux hydrographiques. Les inconvénients liés à cette plante envahissante sont nombreux et justifient pleinement la recherche de moyens de lutte adaptés : exclusion des autres espèces végétales, gêne à la promenade et à la perception paysagère du cours d'eau, etc. Mais, c'est surtout le caractère envahissant de la plante et la rapidité de cette invasion, qui a alarmé de nombreux gestionnaires. Dans ce contexte, l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse a souhaité mieux connaître sa distribution géographique actuelle afin de participer à l'élaboration d'une stratégie de lutte adaptée et de suivre ultérieurement l'expansion géographique de cette plante.

L'étude, dont les résultats sont présentés dans deux tomes distincts, avait ainsi pour objectifs de :

- réaliser un inventaire cartographique de l'extension actuelle des renouées du Japon sur le réseau hydrographique du bassin RMC à l'échelle du 1/750 000 - *hors bassins de la Petite Saône et du Doubs déjà cartographiés par ECHEL en 1999* - et constituer une base de données géographiques permettant de suivre son évolution ultérieure (précision du 1/100 000),
- mettre en évidence les secteurs les plus envahis,
- tenter de mieux comprendre son mode de propagation actuelle dans les réseaux hydrographiques,
- proposer des stratégies de lutte à l'échelle de bassins versants.

Elle s'est déroulée de mai 2000 à novembre 2001 et a nécessité un important travail de terrain en période végétative pour recenser les tronçons hébergeant la plante.

oOo

Photographies incluses dans le rapport : Mireille BOYER, sauf p8 : Frédéric Laval (1).

(Tout droit de reproduction réservé)

SOMMAIRE

SYNTHESE ET CONCLUSION	3
CONTEXTE GENERAL DE L'ETUDE.....	6
1. LES CARACTERISTIQUES PRINCIPALES DE LA PLANTE	6
1.1. Classification et dénomination	6
1.2. Principales caractéristiques physiologiques et écologiques	8
2. L'ENVAHISSEMENT EN FRANCE ... ET AILLEURS	10
3. LES MOYENS DE LUTTE ET LA PROBLEMATIQUE DE L'ETUDE	11
METHODOLOGIE.....	14
1. LINEAIRE D'ETUDE	14
2. DEMARCHE GENERALE	14
3. METHODE CARTOGRAPHIQUE	17
3.1. Démarche adoptée	17
3.2. Outil cartographique	18
4. VARIABLES ANALYSEES ET RELEVES DE TERRAIN	19
5. ENQUETE POSTALE	23
6. ANALYSE DES DONNEES	23
7. ETUDES DE CAS	24
BIBLIOGRAPHIE – ARTICLES FRANÇAIS.....	25
ANNEXE 1 : SYNTHESE DES CONNAISSANCES SUR LES RENOUÉES DU JAPON.....	26
ANNEXE 2 : LISTE DES RIVIERES CARTOGRAPHIEES	40
ANNEXE 3 : LISTE DES ORGANISMES CONTACTES AU TELEPHONE	44
ANNEXE 4 : MODELE DE SAISIE UTILISE POUR L'ENQUETE TELEPHONIQUE	49
ANNEXE 5 : LISTE DES DESTINATAIRES DE L'ENQUETE POSTALE	51
ANNEXE 6 : FICHE DE RELEVES ET NOTICE EXPLICATIVE	52
ANNEXE 7 : FICHE DE RELEVES SIMPLIFIEE POUR LES GESTIONNAIRES ET COURRIERS EXPLICATIFS	58

SYNTHESE ET CONCLUSION

Les objectifs : cartographier et caractériser l'extension actuelle des renouées du Japon sur le bassin Rhône Méditerranée Corse

Les renouées du Japon, vivaces herbacées géantes introduites en France dans les années 1940, ont connu ces deux dernières décennies un développement spectaculaire au niveau des réseaux hydrographiques. Le caractère envahissant de la plante et la rapidité de cette invasion sur les cours d'eau ont alarmé de nombreux gestionnaires. Un inventaire cartographique sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse a par conséquent été décidé afin de mieux connaître la distribution géographique actuelle des renouées, de réfléchir à l'élaboration d'une stratégie de lutte adaptée et de suivre ultérieurement l'expansion géographique de la plante.

La méthodologie : une cartographie de la densité de massifs de renouées accompagnée de relevés décrivant le cours d'eau

L'inventaire cartographique a été réalisé à une échelle de précision du 1/100000 et s'est appuyé sur deux sources de données, d'une part des relevés de terrain et d'autre part, des enquêtes téléphoniques ou postales auprès des techniciens des organismes gestionnaires. La densité de massifs de renouées du Japon a été relevée sur chaque tronçon de cours d'eau d'un kilomètre de long (défini arbitrairement). Le linéaire ainsi cartographié représente 11427 km et est formé des cours d'eau principaux du bassin RMC. Pour les rivières cartographiées par des relevés spécifiques de terrain, des données complémentaires caractérisant sommairement le tronçon (type d'environnement, pente, granulométrie, érosion, artificialisation, ripisylve,...) ont également été notées. Il a été ainsi obtenu une base de données décrivant 4488 km de rivières dont 1770 situés en aval d'un massif de renouée existant. A partir de cette base de données, il a alors été possible de comparer les caractéristiques des tronçons colonisés par les renouées du Japon avec celles des tronçons exempts.

Les principaux résultats

Une extension sur le réseau hydrographique déjà importante

L'envahissement par les renouées du Japon touche de façon préférentielle la région Rhône-Alpes et plus particulièrement les départements du Rhône, de la Loire, de l'Isère, de l'Ardèche, de la Savoie et de la Haute-Savoie où de grands linéaires de rivières sont envahis.

Quelques rivières sont notamment très touchées par des invasions de renouées du Japon comme le Gier, le Garon, la Brévenne, l'Azergues, la Bourbre, les Usses, la Ménoge et l'Eyrieux, et sur des linéaires moins importants le Giffre, l'Ain, la Seille, la Cance, la Galaure, l'Ardèche et les Gardons.

Le linéaire total de cours d'eau hébergeant des renouées du Japon représente actuellement 1663 km, soit 15 % du réseau hydrographique cartographié, et 81 cours d'eau soit 44 % des 185 cours d'eau étudiés. 1/3 du réseau cartographié est situé en aval de secteurs hébergeant la plante et est donc potentiellement envahissable même sans nouvel apport d'origine anthropique.

Les secteurs envahis sont répartis pour le 1/3 dans des zones urbaines ou industrielles, et pour les 2/3 dans des zones agricoles, rurale, ou sauvages. 14% des tronçons envahis sont situés dans des tronçons de rivières entièrement naturels.

Les facteurs favorisant l'envahissement des cours d'eau : une forte dynamique du cours d'eau et les interventions humaines modifiant la géométrie des lits.

La recherche de facteurs influençant la dynamique invasive des renouées montre qu'il n'existe malheureusement pas de rivière « résistante ». **Tous les types de cours d'eau peuvent être colonisés par les renouées, qu'ils soient rapides ou lents, naturels ou artificiels.** Mais deux paramètres importants peuvent fortement accélérer les processus d'invasion. Il s'agit d'une part de la dynamique du cours d'eau et d'autre part des interventions humaines, qui toutes deux transportent la plante et modifient la géométrie des lits. Ces deux paramètres permettent d'établir une typologie sommaire des cours d'eau selon la rapidité d'invasion.

	Cours d'eau naturel	Cours d'eau artificialisé
Dynamique érosive faible	Vitesse d'invasion lente	Vitesse d'invasion rapide
Dynamique érosive forte	Vitesse d'invasion rapide	Vitesse d'invasion rapide

La nature des terrains géologiques traversés n'a vraisemblablement pas d'influence sur le développement des renouées et **il n'est pas possible d'affirmer que la nature calcaire des terrains limite l'invasion.**

La ripisylve n'a aucun effet sur la dynamique invasive de la plante, dont l'habitat préféré se situe sur les berges et les atterrissements donc toujours en lisière des milieux forestiers.

Le seul facteur limitant l'invasion des cours d'eau, qui ait pu être observé, est un facteur climatique. En effet, **un déficit hydrique** trop important pendant la période estivale empêche vraisemblablement la plante de se développer. Mais il ne pourrait aussi s'agir que d'une **limite très relative** dépendant des réserves hydriques disponibles au niveau du substrat...réserves souvent importantes en profondeur, dans la nappe d'accompagnement des cours d'eau.

Une dynamique de colonisation des cours d'eau qu'il est possible de contrer.

La dynamique d'invasion des cours d'eau est étroitement liée **à la dynamique des crues** et se fait naturellement de **l'amont vers l'aval et de proche en proche**, sur les réseaux hydrographiques.

A l'origine, ce sont toujours **des interventions humaines**, qui créent les premiers sites infestés par les renouées du Japon. Les ouvrages de protection contre les crues, mais également les remblais routiers, ou les décharges et remblais divers, constituent des foyers essentiels de contamination des cours d'eau. Puis, si les crues sont le facteur principal responsable du transport de la plante le long du réseau hydrographique, les travaux dans les lits des cours d'eau vont aussi fortement accélérer le développement et la dissémination de la plante.

Les mécanismes de propagation de la plante le long des réseaux hydrographiques n'ont donc rien d'aléatoire, ni d'inévitable : **il est possible de contrôler les interventions humaines favorisant la plante, tout comme il est possible de stopper la progression de l'envahissement vers l'aval.**

Conclusion : il est nécessaire et urgent de lutter contre la progression de l'invasion sur les réseaux hydrographiques

Bien que les impacts de la plante ne soient pas connus avec précision, on peut supposer qu'ils sont déjà importants et le deviendront encore plus à l'avenir. Il devient donc urgent de développer des stratégies de lutte efficaces à l'échelle de réseaux hydrographiques cohérents.

L'accent doit surtout être porté sur **l'arrêt de la progression de l'invasion le long du réseau dans le but de préserver les secteurs non atteints**, avant de chercher une quelconque éradication. Dans cette démarche, l'emploi modéré et réfléchi des herbicides est justifié, car il peut permettre de stopper le processus d'invasion des réseaux hydrographiques.

La stratégie de lutte proposée s'appuie surtout sur **une surveillance permanente et sur des actions continues, car il n'y a pas de solution radicale et définitive au problème de l'invasion par les espèces exotiques**. Elle nécessite donc une forte vigilance et une grande rigueur de mise en œuvre.

Enfin, pour mettre en place une politique de lutte contre l'invasion des cours d'eau à l'échelle du bassin RMC, des moyens spécifiques sont à développer :

- Une sensibilisation et une information des acteurs locaux et des bureaux d'études sur la plante, sa dynamique de colonisation des cours d'eau et les stratégies de lutte possibles (ex : diffusion d'une plaquette et développement d'un site internet comprenant tous deux la carte d'invasion actuelle).
- La mise en œuvre de méthode de diagnostic et de définitions de stratégies efficaces à l'échelle d'un réseau hydrographique cohérent.
- La signature de chartes d'interventions pour tous les acteurs amenés à réaliser des travaux sur les cours d'eau situés dans les départements actuellement très touchés : Rhône, Loire, Haute-Savoie, Ardèche, Savoie, Isère, Ain, Gard.
- L'amélioration des connaissances sur la plante : l'étude précise des impacts écologiques, la validation de l'existence d'une limite climatique d'extension vers les départements du Sud, le calcul des vitesses d'invasion des cours d'eau lents ou rapides afin de préciser le risque d'envahissement selon la dynamique hydraulique.

oOo

CONTEXTE GENERAL DE L'ETUDE

1. LES CARACTERISTIQUES PRINCIPALES DE LA PLANTE

1.1. Classification et dénomination

Historiquement, les renouées du Japon ont été rattachées à différents genres ¹ :

- **Polygonum** *cuspidatum* (Siebolb)
- **Reynoutria** *japonica* (Houttuyn)
- Aujourd'hui : **Fallopia** *japonica*.

Les noms vernaculaires fréquemment utilisés sont les suivants : renouée du Japon, Polygonum, Sachaline, bambous mexicains, ... On distingue deux espèces envahissantes :

- **Fallopia japonica**
- **Fallopia sachalinensis**

et l'hybride de ces deux espèces : **Fallopia x bohemica**, qui présente des caractéristiques morphologiques variables et intermédiaires entre les deux espèces.

Pour simplifier, nous parlerons par la suite des "renouées" ou des «renouées du Japon» pour parler de ces deux espèces ou de leurs hybrides, le nom latin n'étant utilisé que pour présenter des données propres à l'une ou l'autre espèce. Les deux espèces peuvent être distinguées à partir des critères suivants :

<i>Fallopia japonica</i>	<i>Fallopia sachalinensis</i>
Fréquentes en altitude	Moins fréquentes en altitude
Tige ronde	Tige à facette
2 à 3 m de haut	3 à 4 m de haut
Feuilles nettement plus petites que F. sachalinensis	Très grandes feuilles (30-35 cm)
Feuilles cuspidées	Feuilles cordées à la base
Fleurs blanches (espèce dioïque)	Fleurs « mâles » blanc-verdâtre Fleurs « femelles » blanches (espèce mono ou -dioïque) ²



¹ Noms communs utilisés dans les autres pays : «Japanese Knotweed» et «Giant Knotweed» pour les anglo-saxons / «Japansk Pileurt» en Suède/ «Japan-Staudenknöterich» en Allemagne / «Japanintatan» en Finlande

² Sur une plante dioïque, les fleurs femelles et mâles sont portées par des individus différents et le pollen doit donc être transporté pour atteindre les pistils. Pour les renouées, la fécondation est assurée par des insectes (abeilles notamment qui apprécient le nectar « tardif » des renouées). Bien que les renouées du Japon soient dioïques, quelques articles scientifiques mentionnent que *Fallopia sachalinensis* peut être monoïque.

A l'automne 2000 dans le département de la Haute Savoie, on a pu également remarquer que *F. sachalinensis* a perdu ses feuilles plus précocement que *F. japonica*.

En pratique, il est plus difficile d'identifier rapidement l'hybride très polymorphe, qui présente des caractéristiques intermédiaires entre les deux plantes et variables en fonction du stade de développement de la plante.

Par ailleurs, il faut également faire mention dans le même genre de l'existence en France de *Polygonum polystachyum*, (renouée à épis nombreux ou renouée de l'Himalaya), qui pourrait aussi être envahissante et vit à de hautes altitudes dans son habitat d'origine (2000 à 4000 m – de l'Afghanistan au Sud-Ouest de la Chine).



Fallopia sachalinensis



Fallopia japonica

1.2. Principales caractéristiques physiologiques et écologiques

Nous renvoyons le lecteur au résumé scientifique d'origine américaine et présenté en annexe 1 pour plus de détails sur les renouées du Japon. Nous ne rappelons ici que les éléments essentiels à la compréhension de l'invasion des rivières par cette plante :

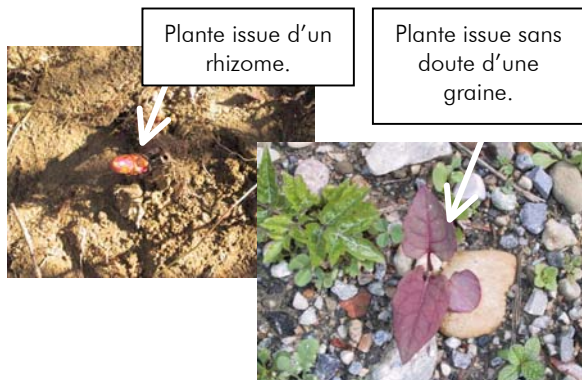
- les renouées du Japon sont des **espèces exotiques originaire de l'Asie de l'Est** (Japon, Taiwan, Chine), où elles se comportent comme des espèces pionnières dominantes ;
- la propagation des renouées en France se fait essentiellement par multiplication végétative, la reproduction sexuée par graine ayant une nettement moins bonne efficacité (de nombreuses graines sont stériles³). C'est principalement **le transport des rhizomes** (=tiges souterraines) qui assure la propagation de la plante, mais la plante peut aussi se reproduire par bouturage (reprise d'un fragment de tige aérienne). Deux agents principaux sont responsables de la propagation des rhizomes le long des rivières : **les crues** par érosion des berges et **l'homme** notamment par apport de matériaux contaminés.
- les caractéristiques physico-chimiques du sol ont peu d'influence sur le développement de la plante, qui peut s'accommoder de toutes sortes de conditions édaphiques ; les renouées du Japon ont toutefois une nette préférence pour **les terrains humides et bien éclairés**, qui correspondent aux conditions rencontrées généralement sur **les berges des cours d'eau**.



Régénération de la plante
à partir d'un fragment de rhizome.....ou d'une bouture

³ La reproduction sexuée existe bien toutefois puisque l'hybridation fréquente entre les espèces constitue une stratégie particulière pour développer des polyploïdies permettant l'accentuation de certains caractères comme le gigantisme.

Quelques images de la plante au cours de son développement annuel en Rhône-Alpes



Apparition des premières pousses entre le 15 mars et le 1er mai



Formation des boutons floraux à partir de fin juillet
(panicules de fleurs mâles dressés verticalement)

Maximum de développement en hauteur atteint pratiquement vers la mi-juin



Apparition des fleurs à partir de la mi-septembre



Formation des graines à partir de la mi-octobre
(panicules de fleurs femelles présentant un aspect « fouilli » du fait de l'insertion haute et en tous sens des ramifications)

2. L'ENVAHISSEMENT EN FRANCE ... ET AILLEURS

La plante a été introduite en France il y a une soixantaine d'années comme plante ornementale. Son développement spectaculaire notamment sur les réseaux hydrographiques date maintenant d'une vingtaine d'année. Aucune carte nationale n'est disponible sur les régions touchées par les renouées. Il semble toutefois que l'envahissement est d'abord atteint les régions du Nord-Est avant de s'étendre vers l'Ouest et le Sud. D'après certains témoignages de riverains, les renouées du Japon étaient déjà très communes il y a 20 à 30 ans avec par exemple des massifs plantés systématiquement près des fermes dans le Roannais, les feuilles étant utilisées pour emballer des produits frais (beurre, fruits, etc.) ou des massifs déjà très envahissants en bord de rivière comme dans la traversée de Voiron sur la Morge en Isère.

En Grande Bretagne, son introduction a été beaucoup plus précoce puisqu'elle date de 1825. Aujourd'hui la plante est présente dans l'ensemble du pays. La plante est également envahissante en Allemagne, Belgique, Pays Bas, Suède...

Les renouées ont été introduites sur le continent américain vers 1890 et sont considérées aujourd'hui comme une des plantes les plus envahissantes aux Etats-Unis avec 37 états atteints allant de l'Ouest à l'Est et du Nord au Sud du pays. Le Canada est aussi envahi.

Dans tous ces pays, la plante croît préférentiellement sur les mêmes types d'habitats qu'en France : berges des rivières et zones humides, sites remaniés comme les remblais, décharges, bord de route ou de voie ferrée, ...

3. LES MOYENS DE LUTTE ET LA PROBLEMATIQUE DE L'ETUDE

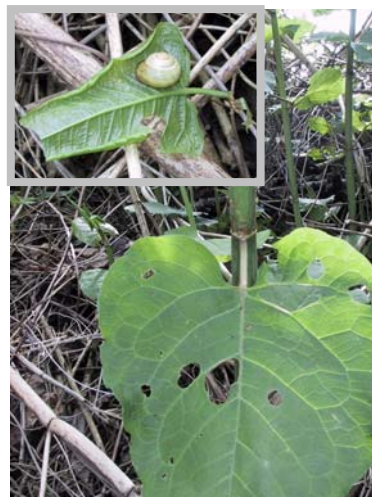
S'il existe maintenant une prise de conscience certaine des problèmes posés par les renouées du Japon, **aucune stratégie cohérente de lutte n'a encore émergée sur le bassin RMC.**

Les moyens de lutte actuels sont de type mécanique (fauchage, broyage ou plus rarement arrachage), chimique ou mixte (mécanique + chimique). Si les traitements uniquement mécaniques (fauche par exemple) arrivent à diminuer les réserves des organes souterrains et donc la vigueur de la plante l'année suivante, ils n'aboutissent vraisemblablement pas à la mort de celle-ci (cf bibliographie). Sur le bassin RMC, c'est la Compagnie Nationale du Rhône qui a engagé le plus tôt (1994) des moyens expérimentaux pour trouver le traitement le plus efficace⁴.

Le seul traitement connu et efficace est aujourd'hui le traitement aux herbicides. Mais devant les impacts possibles de ces traitements et en attendant peut-être la mise au point de moyens de lutte biologique⁵, il est généralement reconnu par les gestionnaires ou scientifiques, qu'il serait plus efficace d'éviter la propagation des « renouées » sur les rivières ou secteurs non atteints plutôt que de tenter de réhabiliter des sites envahis. Actuellement encore, protéger les secteurs non colonisés par les renouées représente en effet des linéaires de rivières très supérieurs aux linéaires envahis.

Nota : La lutte biologique consiste à sélectionner des ennemis naturels de la plante (insectes, champignon, bactérie, etc.) dans son pays d'origine, puis à essayer de les introduire dans les pays où elle est devenue envahissante, afin de réduire l'extension de la plante.

Consommation des feuilles
de *Fallopia sachalinense*
par des escargots.



⁴ selon la CNR, le traitement le plus efficace comprend au cours de la saison végétative deux traitements chimiques à base de glyphosate (produit systémique, non rémanent, non sélectif) et une fauche.

⁵ Des recherches seraient menées en ce sens en Grande Bretagne notamment.

En fait, divers points de vue ou démarches s'expriment sur la nécessité d'une lutte :

Certains spécialistes minimisent l'impact écologique réel de la plante (Schnitzler, 1997) en affirmant que sa progression se fait essentiellement sur les rivières artificialisées ou dégradées, que la concurrence se fait au détriment d'espèces herbacées très courantes et que cette progression est la conséquence, et non la cause de la perte de biodiversité. Les renouées apparaissent alors comme des bioindicateurs de dysfonctionnement des cours d'eau. Dans cette optique, la lutte contre la plante est vaine, et c'est avant tout en préservant des rivières naturelles et non perturbées qu'on évitera leur envahissement par les renouées. Si cette vision « culpabilisante » est sans doute justifiée (ce sont bien les activités humaines qui ont amené la plante et qui accélèrent sa propagation), elle reste trop réductrice en affirmant que les rivières « naturelles ou préservées » ne sont pas concernées par l'invasion, et ne risquent pas de l'être, ou que la concurrence avec les plantes autochtones reste limitée.

Les gestionnaires confrontés aux problèmes pratiques posés par la plante (berges inaccessibles ou peu agréables, état des digues ou des ouvrages non visibles, invasion des sites naturels remarquables...) notamment dans les sites très fréquentés ou urbains, ou au contraire dans les sites naturels protégés, sont à la recherche permanente de moyens de lutte efficaces. Après différents essais, ils s'orientent en général vers la lutte mixte (broyage ou fauche + désherbage chimique avec principalement deux systémiques, le Tryclopvr et le Glyphosate) suivie d'une revégétalisation du site. Il faut souligner que le traitement chimique est bien souvent choisi non seulement pour sa plus grande efficacité mais aussi pour sa facilité⁶ de mise en œuvre et donc son moindre coût.

Les responsables de la préservation des milieux naturels sont réticents à soutenir ces techniques de lutte chimique, pourtant les seules qui, actuellement, donnent des résultats. Par ailleurs, plusieurs gestionnaires notent l'apparition d'autres plantes envahissantes sur les sites traités comme l'Ambroisie ou le *Phytolacca americana* (très fréquente dans la région méditerranéenne et parfois confondue avec les renouées du Japon).

L'information et la sensibilisation sur la plante se développent et quelques actions préventives commencent à se mettre en place pour éviter la contamination des sols riverains par des apports exogènes⁷. Mais ces actions dépendent souvent de la volonté de quelques personnes sensibilisées au problème et restent très partielles.

⁶ Les sites à traiter sont souvent « accidentés » et donc difficiles à faucher ou broyer.

⁷ La CNR vérifie par exemple l'origine des terres d'apports lors des travaux en bord de Rhône et peut imposer des criblages en cas de contamination.

Enfin, les données cartographiques sur l'envahissement des rivières sur le bassin RMC sont fragmentaires et éparses et ne permettent pas en général de comprendre la propagation. Les études générales de bassin versant comportent par exemple très rarement une cartographie de la plante. Au mieux, une mention peut être faite sur sa présence. Il est donc impossible de se faire une idée d'ensemble et suffisamment précise du niveau d'envahissement actuel des rivières du bassin RMC.

Dans ce contexte, l'étude a tenté d'apporter des réponses aux questions suivantes :

- quel est le degré d'envahissement actuel des rivières du bassin ?
- les renouées envahissent-elles uniquement des rivières ou des secteurs artificialisés ou dégradés ?
- n'y-a-t-il aucun risque d'envahissement sur les rivières non perturbées ?
- peut-on faire une typologie des cours d'eau en fonction de leur sensibilité ou de leur résistance à l'envahissement ?
- dans quelles proportions, l'invasion suit-elle une logique due aux interventions humaines ou liée à la structure du réseau hydrographique (dissémination par les crues) ?
- existent-il des limites géographiques, climatiques ou altitudinales à l'envahissement sur le bassin RMC ?
- compte tenu de ces observations et du degré d'envahissement actuel, peut-on proposer une stratégie de lutte cohérente sur le bassin RMC notamment pour éviter la contamination éventuelle de rivières indemnes aujourd'hui ?

METHODOLOGIE

1. LINEAIRE D'ETUDE

Pour des raisons pratiques, il n'était pas possible de cartographier l'ensemble du réseau hydrographique de la zone d'étude qui représente un linéaire de plus de 85 000 km. Les rivières étudiées ont donc été sélectionnées dans la base de données fournie par l'Agence de l'Eau en retenant les deux critères arbitraires suivants :

- cours d'eau d'ordre de Strahler supérieur ou égal à 4 (les cours d'eau d'ordre 1 correspondent aux secteurs de sources ; le Rhône est d'ordre 8)
- cours d'eau d'ordre de Stralher 3 et de longueur supérieure à 29 km.

On obtient alors un linéaire cartographié de **11 491 km** représentant **186 rivières** (cf. annexe 2).

2. DEMARCHE GENERALE

L'objectif de la cartographie était double :

- représenter l'extension actuelle de la plante en distinguant différents degrés de colonisation des cours d'eau;
- tenter de mettre en évidence des caractéristiques propres aux secteurs envahis et ainsi mieux comprendre la propagation actuelle sur le réseau hydrographique étudié.

L'échelle de travail (précision du 1/100000), l'importance du linéaire à cartographier et la volonté de suivre ultérieurement l'extension de la plante imposaient de travailler avec des variables simples et évidentes. Ainsi toutes les variables relevées sur le terrain sont **qualitatives**. Par ailleurs, pour cartographier le degré d'envahissement, la variable retenue a été **la densité de massifs** de renouées indépendants observés sur chaque tronçon de rivière en distinguant 4 classes (voir ci-après §4).

Les données cartographiques ont deux origines distinctes :

- des prospections systématiques des rivières (parcours en voiture et à pied) faites par nous-même⁸ en 2000 et 2001 ; ce repérage de terrain avec l'utilisation de jumelles et en suivant les accès motorisés disponibles, s'est fait uniquement en période végétative (ou en début d'automne pour quelques rivières), quand les tiges portaient encore des feuilles afin d'avoir des conditions homogènes d'identification pour tous les relevés, de pouvoir identifier l'espèce et d'apprécier les impacts paysagers ou sur les accès; **aucun relevé n'a été réalisé en hiver⁹** ;
- des enquêtes auprès de certains gestionnaires locaux (ou bureau d'études) connaissant bien la rivière et la plante. Au maximum, les relevés peuvent dater de 3 ans.

Après une première recherche bibliographique, une pré-enquête téléphonique a été réalisée dans le double objectif d'identifier les rivières non envahies de façon certaine, car ces rivières n'ont pas été visitées par la suite, et de sélectionner un certain nombre de gestionnaires sachant parfaitement identifier les renouées du Japon, connaissant bien leur rivière et volontaires pour remplir un questionnaire détaillé.

La liste des gestionnaires locaux contactés par téléphone a été fournie par l'Agence de l'Eau. Elle comportait une liste de 382 organismes dans laquelle ont été extraits les coordonnées de 242 structures intercommunales (cf. annexe 3).

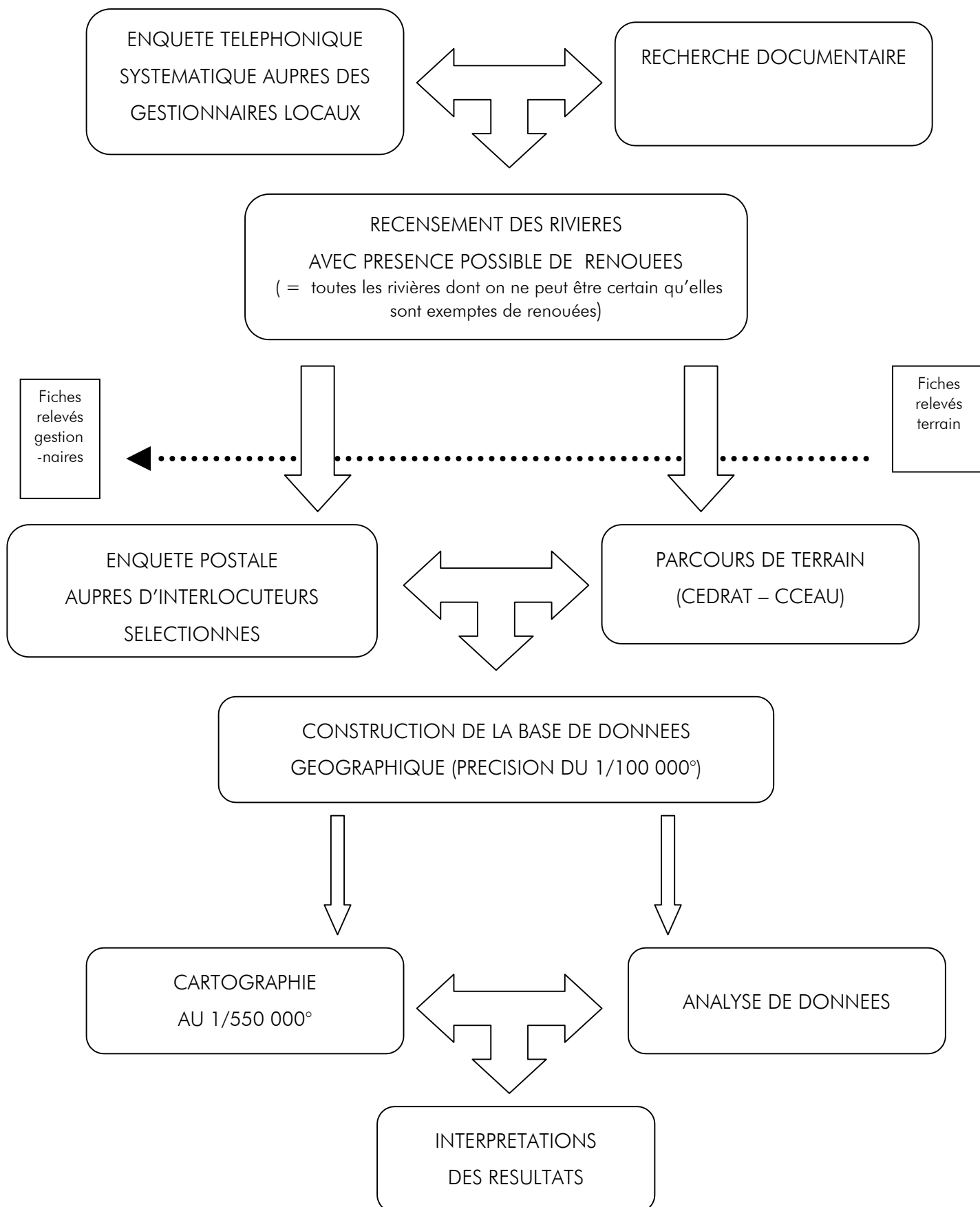
L'enquête téléphonique auprès de ces 242 structures a eu lieu entre le 1^{er} et le 30 juin 2000. Un questionnaire précis a été élaboré ainsi qu'une notice explicative pour les enquêteurs (cf. annexe 4).

Des réponses considérées comme fiables ont été obtenues auprès de 123 interlocuteurs. Parmi ceux-ci, 31 ont accepté d'être destinataires de l'enquête postale pour décrire 37 cours d'eau faisant partie de notre sélection initiale (cf. annexe 5). Finalement, les données sur 29 cours d'eau ont été obtenues.

⁸ Au total, le parcours moyen a été de 32.5 km de rivière/jour y compris les temps d'accès aux rivières cartographiées.

⁹ En hiver les tiges de renouées restent souvent dressées et la plante est donc encore repérable mais les chutes de neiges ou les montées d'eau peuvent aussi souvent couvrir les tiges au sol rendant alors le repérage impossible de loin. Par ailleurs, il n'est plus possible de distinguer les espèces. Par contre l'automne (mi-novembre), constitue une période courte mais très propice aux relevés. Les feuilles de renouées prennent en effet une couleur vive orangée très visible de loin, alors que par ailleurs le couvert végétal s'est fortement éclairci.

Présentation schématique de la démarche



3. METHODE CARTOGRAPHIQUE

3.1. Démarche adoptée

La variable retenue pour caractériser et cartographier l'extension de la plante - *densité de massifs présents sur le cours d'eau* - aurait dû conduire en toute rigueur à délimiter les tronçons homogènes présentant la même densité de massifs, puis à décrire ces tronçons. En pratique, une telle démarche était trop lourde et trop compliquée pour être appliquée en routine. Par ailleurs, elle rendait très difficile la mise à jour cartographique puisque les limites des tronçons ainsi définis pouvaient évoluer. Pour s'affranchir de cette difficulté, chaque cours d'eau a par conséquent été découpé de façon arbitraire en tronçons d'1 kilomètre chacun décrit de façon indépendante. (voir l'annexe 6 sur les difficultés éventuelles au niveau des tronçons présentant une grande hétérogénéité de densité).

Par ailleurs et dans la mesure du possible, les deux espèces de renouées (*F. japonica* et *F. sachalinensis*) ont été distinguées puisqu'il s'agit bien là, de **deux populations différentes**, qui, sur une rivière donnée, auront des **propagations distinctes**. L'hybride n'a toutefois pas été distingué du fait des risques de confusion. Il a donc été rattaché à l'une ou l'autre espèce selon la ressemblance des feuilles mais en général, on peut penser que l'hybride qui présente des grandes feuilles a surtout été affecté à l'espèce sachaline. L'espèce *Fallopia sachalinense* n'est donc sans doute pas si fréquente que les relevés le laisseraient croire.

Cette démarche, très différente de celle mise en œuvre pour la cartographie sur le bassin Saône-Doubs¹⁰ puisque les massifs ne sont pas décrits de manière exhaustive, a semblé plus adaptée à la problématique étudiée pour les raisons suivantes :

- l'identification et la caractérisation de chaque massif n'étaient pas cohérents avec l'échelle de travail (1/100 000). Ce travail serait par contre intéressant pour suivre l'évolution précise des renouées sur un secteur donné de rivière et pour observer par exemple l'effet local d'un programme expérimental de lutte contre les renouées, mais il faudrait alors faire des relevés à une échelle très fine (1/1000).
- on s'intéresse ici non pas tant à caractériser les exigences écologiques de la plante qu'à mettre en évidence **les caractéristiques du cours d'eau ou les pratiques humaines favorisant ou freinant la propagation de la plante**. On cherche donc surtout à relever des paramètres descriptifs pertinents sur le tronçon de rivière.

¹⁰ La démarche a consisté sur ce bassin à recenser et localiser chaque massif de renouée puis à décrire son environnement immédiat (pente et texture des berges, luminosité, etc.). C'est la représentation cartographique qui donne alors une image de la densité de massifs sur la rivière. Mais celle-ci dépend de l'échelle de restitution - plus l'échelle est petite, plus les massifs paraîtront « agglutinés » et donc la densité de massif importante - et il faut alors modifier la taille des symboles en fonction de l'échelle pour éviter cet « artéfact ».

3.2. Outil cartographique

La base cartographique sur laquelle s'appuie la démarche précédente est la BD Carthage fournie par l'Agence de l'Eau. Cette base de données et la cartographie associée ont été aménagées pour répondre aux objectifs de l'étude et pour être facilement mises à jour ultérieurement.

La base de données BD Carthage est initialement structurée et décrite par tronçons de cours d'eau n'ayant aucune signification physique et auxquels sont associés les caractéristiques des cours d'eau : code hydrographique, nom du cours d'eau, ordre de Strahler du tronçon, longueur du tronçon, département(s) concerné(s), etc.

Dans un premier temps, les étapes suivantes ont été mises en œuvre sous le logiciel MAPINFO :

- Assemblage des tronçons de cours d'eau en un tronçon unique, et affectation de l'ordre de Strahler maximal et de la longueur totale ;
- Sélection des cours d'eau d'après les critères décrits précédemment : ordre de Strahler supérieur à 3 et longueur supérieure à 29 km.

Ensuite, les cours d'eau sélectionnés ont été découpés en tronçons d'une longueur de 1 km avec l'affectation systématique du PK 999 au tronçon le plus aval et une numérotation croissante des différents PK obtenus de l'amont vers l'aval. Cette opération a été réalisée sous ARCINFO par le service informatique de l'Agence de l'Eau.

La base de données définitive a donc été construite autour de ces tronçons de 1 km et comprend au minimum les informations suivantes : code hydrographique, nom de cours d'eau, PK amont.

Les données relevées sur le terrain ont ensuite été saisies au fur et à mesure sous un tableur avant d'être importées sous MAPINFO.

4. VARIABLES ANALYSEES ET RELEVES DE TERRAIN

La fiche de relevés des données a été mise au point après différents tests sur le terrain, qui ont permis de proposer une méthode de relevés **rapide, simple et robuste**. Une notice explicative a également été rédigée et une demi-journée a été consacrée à des explications sur le terrain aux personnes chargées des relevés. (cf. l'annexe 6)

Les variables pertinentes pour mettre en évidence les éventuelles spécificités des tronçons envahis par les renouées n'étant pas connues à priori, un nombre maximum de variables simples a été relevé. Les relevés ont ainsi concerné 36 variables descriptives réparties ainsi :

- références du relevé ;
- description des sites envahis sur le cours d'eau ;
- description des sites envahis extérieurs au cours d'eau ;
- description sommaire du tronçon de rivière ;
- description sommaire de la ripisylve ;
- impacts sommaires de l'envahissement sur l'accessibilité des berges et le paysage.

Les relevés sont codés directement sur le terrain pour faciliter la saisie informatique ultérieure et limiter les risques d'erreur. La saisie se fait par ligne. Chaque fiche comprend 20 lignes et donc permet de décrire 20 kilomètres de rivière. Les différentes modalités prises par chaque variable sont exclusives l'une de l'autre, pour faciliter ensuite l'analyse de données. Cependant pour ne pas trop simplifier certaines informations, quelques variables ont été décomposées en « situation principale » et « situation secondaire ».

Les variables décrites ont été les suivantes :

- **PK amont** : le tronçon est défini par son PK amont.
- **Altitude** : l'altitude précise est indiquée au-delà de 500 m seulement.
- **Visibilité du tronçon** : en pratique, le nombre d'observations sur le tronçon et donc la fiabilité des relevés dépend des facilités d'accès. La variable « Visibilité » permet par conséquent de préciser la fiabilité des données et notamment de supprimer les données peu précises pour des traitements statistiques par exemple. Ainsi il y a toujours au minimum une observation par tronçon, mais parfois certains secteurs sauvages ou de gorges sont très difficilement accessibles. En général, nous n'avons donc pas cherché à visiter à tout prix ces secteurs mais les variables sont tout de même décrites sur le terrain et telles qu'on les suppose, pour ne pas avoir de vides cartographiques ou des extrapolations faites automatiquement.

- **Densité de massifs et type de sols colonisés** : ce sont ces deux variables qui vont décrire **le degré de colonisation** du tronçon.

Le paramètre « naturalité » sur la fiche de relevés, qui décrit si les renouées se développent sur des sols perturbés par l'homme ou non, est important car la renouée du Japon n'est pas une plante aux caractéristiques uniquement rudérales (= qui croît de façon préférentielle sur les sites transformés par l'homme), mais est aussi capable de concurrencer les autres plantes dans leurs habitats naturels et donc d'avoir des impacts écologiques.

Par ailleurs, si la plante est présente sur des sols non modifiés par l'homme, c'est qu'il y a eu une dissémination naturelle de la plante notamment par la dynamique fluviale (crues, érosions). Dans ce cas, on peut considérer que la renouée est bien « installée » sur le cours d'eau et est susceptible d'atteindre de nouvelles zones naturelles très éloignées. Par contre, si la plante n'est observée que sur des sites remaniés par l'homme, on ne peut savoir si la plante se dissémine le long du tronçon, les rhizomes pouvant à chaque fois avoir une origine exogène. Dans ce cas, la plante va surtout s'étendre progressivement par croissance des rhizomes et l'impact écologique est moindre puisqu'il touche surtout des habitats modifiés par l'homme.

On a donc distingué deux types de présence :

- présence sur tout type de sols (remaniés ou non par l'homme),
- présence uniquement sur des sols naturels.

Puis on a cherché à définir **un degré de colonisation** fonction de la densité de massifs et des hypothèses sur la propagation de la plante (variable « Naturalité » sur la fiche de relevés).

Degré de colonisation	Densité de massifs sur le tronçon		Hypothèse sur la dissémination naturelle le long du cours d'eau :	
NUL - 0 -	Nulle	0	Pas de Renouée sur des terrains naturels ou artificiels →	Pas de dissémination naturelle le long du cours d'eau
FAIBLE - 1 -	Sporadique	1	Pas de Renouée sur des terrains naturels →	Pas de dissémination naturelle le long du cours d'eau
MOYEN - 2 -	Moyenne	2	Pas de Renouée sur des terrains naturels →	Dissémination naturelle le long du cours d'eau possible
	Sporadique	1	Renouée sur des terrains naturels →	Dissémination naturelle le long du cours d'eau certaine
FORT - 3 -	Forte	3	Pas de Renouée sur des terrains naturels →	Dissémination naturelle le long du cours d'eau possible
	Moyenne	2	Renouée sur des terrains naturels →	Dissémination naturelle le long du cours d'eau certaine
TRES FORT - 4 -	Forte	3	Renouée sur des terrains naturels →	Dissémination naturelle le long du cours d'eau certaine

Les données 4 et 5 de la base de données ont donc été traitées de la manière suivante pour obtenir une variable « Degré de colonisation du tronçon ».

DEGRE DE COLONISATION		Variable 5 – « Naturalité » des sols			
		Aucun massif de renouée du Japon	Aucun massif sur sol naturel	Une partie des massifs sur terrains naturels	Tous les massifs sur terrains naturels
Variable 4 - Densité de massifs sur le tronçon	Aucun massif – X	NUL	-	-	-
	Sporadique - 1	-	FAIBLE	MOYEN	MOYEN
	Moyenne - 2	-	MOYEN	FORT	FORT
	Forte - 3	-	FORT	TRES FORT	TRES FORT

On considère donc par définition, que le degré de colonisation est toujours supérieur quand des sols naturels sont atteints : le niveau sera nul à fort lorsque la renouée est présente uniquement sur des sites remaniés par l'homme et sera moyen à très fort lorsque la renouée est présente sur des sites naturels.

- **Types de sols artificiels** : cette variable permet d'analyser l'origine des principaux apports exogènes de renouée.
- **Herbacées, arbustes, arbres** au niveau des massifs de renouées : ces variables sont destinées à apprécier sommairement la diversité végétale des berges envahies en terme de **strates**, une approche plus précise, par exemple en terme de diversité floristique, n'étant pas compatible avec la méthode de relevés.
- **Position préférentielle des massifs de renouée** : cette variable a pour objectif de mettre en évidence un éventuel effet de la dynamique d'écoulement (ex : massifs surtout en intrados par dépôts des rhizomes).
- **Espèces de renouées** : l'intérêt de distinguer les deux espèces et de pouvoir visualiser la dynamique de propagation de chacune des plantes. Si les deux espèces se distinguent assez bien et rapidement, il n'était pas possible par contre d'avoir la même fiabilité au niveau de l'hybride présentant des caractères polymorphes et intermédiaires. On a donc préféré ne pas chercher à l'identifier plutôt que d'avoir des données qui risquaient d'être douteuses.

En pratique, l'hybride a donc été rattaché à l'une ou l'autre espèce selon la ressemblance des feuilles mais en général, on peut penser que l'hybride dont les feuilles sont généralement plus grandes que celles de *F. japonica* a surtout été affecté dans la rubrique correspondant à l'espèce sachaline¹¹.

- **Densité, localisation et espèces de renouées, en dehors du cours d'eau** : ces variables sur la présence éventuelle de la plante dans l'environnement proche du cours d'eau permettent de mettre en évidence des sources possibles de contamination du cours d'eau.
- **Environnement du tronçon, largeur du lit, pente, granulométrie, dynamique, tracé en plan, lit rectifié ou recalibré, artificialisation des berges** : ces variables ont pour objectifs de caractériser rapidement le type de rivière envahie.
- **Erosion** : Cette variable a pour objectif de mieux comprendre l'importance de la dynamique érosive dans la propagation de la plante.
- **Largeur ripisylve, continuité de la ripisylve** : ces variables ont pour objectif de caractériser les ripisylves des tronçons envahis.
- **Canne de Provence, Roseaux, Joncs, Pétasites** : ces plantes présentent de nombreuses caractéristiques proches de celles des renouées (caractère pionnier ou envahissant, multiplication par rhizome notamment). Elles sont donc susceptibles de concurrencer les renouées.
- **Impacts visuels ou paysagers** : ces variables relativement subjectives permettent de mieux apprécier l'impact local de la plante.

En fait, on verra dans le tome 2, que certains relevés n'ont pas donné de résultats intéressants car l'échelle d'analyse (le tronçon d'1 km) n'était pas assez précise. Il s'agit des variables 8 à 13 et 31 à 34 (analyses des strates au niveau des berges envahies et recherche des plantes éventuellement concurrentes).

¹¹ Après l'expérience tirée des relevés de terrain, il aurait sans doute été possible d'identifier les trois espèces et d'éviter ainsi cette ambiguïté, car l'hybride apparaît comme extrêmement fréquent alors que l'espèce pure *Fallopia sachalinense* semble beaucoup plus rare.

5. ENQUETE POSTALE

Il n'était pas possible de former sur le terrain les destinataires de l'enquête. Par ailleurs, il fallait que la fiche puisse être remplie par quelqu'un connaissant bien le cours d'eau mais sans retourner obligatoirement sur le terrain. Pour répondre à ces contraintes, la fiche initiale a été simplifiée en supprimant les variables suivantes :

- diversité des strates végétales sur les berges envahies ;
- présence de foyers en dehors du cours d'eau ;
- granulométrie et dynamique du lit ;
- largeur de ripisylve ;
- plantes concurrentes.

Une variable « curage », qu'il était difficile d'inclure dans la fiche de base, a par contre été rajoutée ainsi que deux variables sur les éventuels programmes de lutte. Ces données sont en effet souvent connues des gestionnaires.

Pour le Rhône et la Saône, les gestionnaires ont été rencontrés. Les secteurs mal connus ont été visités pour compléter ses données. Il n'était pas possible de distinguer les espèces ou de décrire les sites envahis et seule la variable « Densité de massifs » a donc été renseignée.

6. ANALYSE DES DONNEES

La base de données obtenue a été analysée soit à partir d'un tableur Excel pour la description simple des résultats obtenus, soit à partir d'un logiciel d'analyses statistiques pour des analyses un peu plus complexes (analyse de la répartition des effectifs).

7. ETUDES DE CAS

Les analyses décrites précédemment n'auraient pas permis de comprendre les mécanismes d'invasion, si elles n'avaient pas été accompagnées de réflexions plus approfondies et d'études de détail sur des réseaux hydrographiques complets.

C'est pourquoi, des analyses spécifiques ont été menées sur les rivières suivantes pour mieux comprendre l'envahissement :

- **les rivières du bassin Bièvre-Valloire** (affluents du Rhône) sur les départements de la Drôme et de l'Isère. Cette étude spécifique de l'envahissement a été conduite en parallèle de l'étude d'un plan de gestion des boisements de berge demandée par la Communauté de Communes Rhône Valloire. Elle a permis de comprendre certains mécanismes d'envahissement et de proposer une stratégie de lutte sur le bassin versant.
- **la Veyre** et ses affluents (affluent de la Saône), situés entre Mâcon et Bourg en Bresse, rivières actuellement peu envahies par les renouées du Japon; il s'agit de cours d'eau de plaine à faible pente ;
- **l'Arre** et ses affluents situés dans le département du Gard et affluent de l'Hérault, au niveau du Vigan, rivières aujourd'hui très envahies par les renouées du Japon ; la dynamique hydraulique du cours d'eau est beaucoup plus importante que celle de la Veyre et l'on a disposé de plusieurs données historiques grâce au syndicat local.

BIBLIOGRAPHIE – ARTICLES FRANÇAIS

- Dutartre, A., Haury J. & Planty-Tabacchi A.M., 1997. Introductions de macrophytes aquatiques et riverains dans les hydrosystèmes français métropolitains : essai de bilan. Bull. Fr.s Pêche Piscic., Nos 344-3445, 1 & 2:407-426.
- Marigo, Gérard, Pautou, 1998 – Phenology, growth and ecophysiological characteristics of *Fallopia sachalinensis* – *Journal of Vegetation Science* 9 : 379-386.
- Planty-Tabacchi, A.M., 1995. Invasions des bords de rivières par des espèces d'origine étrangère. Revue de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, juillet 1995, 63 : 7-12.
- Planty-Tabacchi, A.M., Tabacchi E., Naiman R.J., DeFerrari C., & Décamps H. 1996. Invasibility of species-rich communities in riparian zones. *Conserv. Biol.*, 10(2), 598-607.
- Réaumbourg François, 1998. Le cas Renouée pour le Syndicat Intercommunal de la Vallée de l'Orge Aval (synthèse bibliographique des connaissances sur les renouées).
- Schnitzler, A. et Muller, S. 1997. Ecologie et biogéographie des plantes hautement invasives en Europe : les renouées géantes du Japon (*Fallopia japonica* et *F. sachalinensis*). *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 53: 3- 38.
- Schnitzler, A., Muller, S. et Schleisier, S. 1997. Ecologie, biogéographie et possibilités de contrôle des renouées asiatiques (*Fallopia japonica* et *F.sachalinensis*) en Europe. Le cas du Bassin Rhin-Meuse. Rapport Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 35 p. + Annexes.
- Tabacchi E., Correll D., Hauer R., Pinay G., Wissmar R. & Planty-Tabacchi, A.M. 1998 Role of Riparian Vegetation in the Landscape. *Freshwater Biology*, 40:
- Tabacchi E., Lambs L., Guilloy G., Planty-Tabacchi A.M., Muller E. and Décamps H., 2000. Impacts of Riparian Vegetation on Hydrological Processes. 2000. *Hydrological Processes* (sous presse).

ANNEXE 1 : SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LES RENOUÉES DU JAPON

Une excellente synthèse des données scientifiques sur la biologie des renouées du Japon a été écrite en 1991 par Leslie Seiger de l'université de Washington. Cet article destiné à diffuser la plus largement possible les connaissances actuelles sur les renouées du Japon est reproduit ci-après dans sa version traduite en français¹² et originale en anglais.

Traduction française

EXTRAIT DE RAPPORT DU CONSERVATOIRE DE LA NATURE
POUR *POLYGONUM CUSPIDATUM* Sieb. & Zucc.
(*Reynoutria japonica* Houtt.) (*Fallopia baldschuanica*)

I/ Identification de la plante

Nom commun : renouée du Japon, Bambou mexicain.

Description générale :

Polygonum cuspidatum a été classifiée sous le nom *Reynoutria japonica* par Houttuyn en 1777 et sous le nom *Polygonum cuspidatum* par Siebold en 1846. Ce n'est pas avant le début du XXI^{ème} siècle que l'on a découvert qu'il s'agissait de la même plante (Bailey, 1990). Les auteurs japonais et américains y font référence en la nommant *Polygonum cuspidatum*, les Britanniques et Européens en la nommant *Reynoutria japonica*. De récentes recherches proposent de classer cette plante comme *Fallopia japonica* (Bailey, 1990).

La suite se base sur les descriptions de Fernald (1950), Muenscher (1955), Locandro (1973, 1978) et Ohwi (1965).

Polygonum cuspidatum est une plante herbacée vivace qui forme de vastes massifs de 1 à 3 mètres de haut. Elle est totalement dioïque et se reproduit grâce à des graines et des rhizomes qui peuvent atteindre 5 à 6 m de long. Ses tiges sont solides et creuses et ressemblent à du bambou. Elles ont une base verticale et ne sont munies que d'une ou un petit nombre de ramifications et sont glabres avec de fines protections membraneuses. Ses feuilles sont globalement ovales, tronquées de manière cunéiforme à la base et se terminent en pointe. Elles mesurent 5 à 15 cm de long, 5 à 12 de large, avec des pétioles de 1 à 3 cm. Ses fleurs sont vert pâle, mesurent 2.5 à 3 mm de long, et sont densément arrangées en panicule axillaire ; les fleurs possèdent trois styles ou 8 à 10 étamines avec de longues anthères. Le fruit a une forme d'aile de 6 à 10 mm de long. Les graines sont d'un marron-noir brillant, de 3 à 4 mm de long, particulièrement triangulaires.

¹² Traduction Cedrat-Développement, relecture Mireille Boyer

Les ramifications des panicules des fleurs mâles sont généralement dressées vers le haut avec les ramifications les plus longues situées à la base. A contrario, les ramifications des panicules des fleurs femelles sont orientées indifféremment vers le bas ou le haut, et les ramifications les plus longues se situent dans la partie finale. Les fleurs mâles comme les fleurs femelles possèdent des organes atrophiés de l'autre sexe.

Polygonum cuspidatum ressemble fortement à *Polygonum sachalinense* (*Reynoutria sachalinensis*), une espèce exotique venant du Japon et des îles Sakhaline (Ohwi, 1965). *P. sachalinense* se distingue de prime abord par une taille plus grande, des fleurs verdâtres et des feuilles cordées s'effilant graduellement jusqu'à la pointe (Fernald, 1950). *Polygonum cuspidatum* s'hybride notablement avec *Polygonum sachalinense* et avec *Fallopia baldschuanica* (Bailey, 1985, 1988). Des hybrides entre *Polygonum cuspidatum* et *Polygonum sachalinense* ont été fréquemment pris pour des *Polygonum cuspidatum* au Royaume-Uni (Bailey, 1990).

II/ Etendue actuelle de la plante

Polygonum cuspidatum est largement installé dans la majeure partie de l'Est des Etats Unis. En Pennsylvanie occidentale il occupe déjà des centaines d'hectares de marais, berges de torrents et flancs de collines, s'est répandu le long des rives de l'Allegheny et de l'Ohio et est prépondérant sur les rives de beaucoup d'îles de ces rivières (Wiegman, communication personnelle). Il est présent dans au moins deux sites appartenant à la section de Pennsylvanie du Conservatoire de la Nature (Long Pond dans les Poconos et Bristol Marsh, une réserve urbaine près de Philadelphie) et est devenu un problème dans les ruisseaux des banlieues de Philadelphie (Braoddu, communication personnelle). Il représente aussi un sérieux problème à Rock Creek Park, un parc national de Washington. Au Royaume-Uni, il est considéré comme une mauvaise herbe majeure et une menace pour l'environnement. Il est par ailleurs légalement interdit d'introduire la renouée du Japon dans la nature (Beerling, 1990 ; Nature Conservancy Council, 1989 ; Palmer, 1990). Son développement précoce allié à une grande hauteur provoque un ombrage important et empêche la régénération des autres espèces (Sukopp et Sukopp, 1988). Cela réduit ainsi la diversité spécifique et altère l'habitat naturel (Palmer, 1990 ; Scott et Mars, 1984 ; Wiegman, communication personnelle). Les renouées du Japon ne semblent pas être une menace dans les forêts non perturbées et autres endroits à faible luminosité, mais il est probable, sinon vérifié, qu'elles continueront de s'étendre dans les habitats ouverts. Une fois établies, elles forment de larges massifs, quasiment constitués uniquement de cette espèce, qu'il est difficile d'éradiquer tant ils sont persistantes.

III/ Historique de l'implantation de la plante et habitats

Habitat

Polygonum cuspidatum est originaire d'Asie orientale. Il a été introduit du Japon au Royaume-Uni comme plante d'ornement en 1825, et de là en Amérique du Nord à la fin du XIX^{ème} siècle (Conolly, 1977 ; Patterson, 1976 ; Pridham et Bing, 1975). Au Japon, *Polygonum cuspidatum* est largement répandu et se retrouve généralement dans les endroits ensoleillés des collines ou hautes montagnes (Kanai, 1983 ; Ohwi, 1965). Il se comporte comme une espèce pionnière dominante dans les successions primaires sur les pentes volcaniques et aussi fréquemment comme un colonisateur dans les successions secondaires (Hirose, 1984).

Au Royaume Uni, *Polygonum cuspidatum* s'est largement répandu avec un massif quasiment tous les 10 km² (Nature Conservancy Council, 1989). La taille varie d'une tige unique à des massifs de plus de 500 m² (Palmer, 1990). *Polygonum cuspidatum* s'est aussi acclimaté dans la majeure partie de l'Europe centrale (Sukopp et Sukopp, 1988). En Amérique du Nord, on en retrouve beaucoup dans l'Est des Etats Unis, et on en a observé au nord jusqu'à Nova Scotia et New Foundland, au sud jusqu'en Caroline du Nord et dans la plupart des régions côtières des états de

Washington et d'Oregon (Locandro, 1978 ; Patterson, 1976 ; Pauly, 1986). De vastes implantations ont été remarquées dans l'Ouest de la Pennsylvanie, en particulier le long des berges de l'Ohio et de l'Allegheny et sur les îles de ces rivières (Wiegman, communication personnelle). *Polygonum cuspidatum* s'étend principalement le long des rives, mais croît aussi dans les marais, dépôts d'ordures, le long de routes et dans d'autres environnements perturbés (Beerling, 1990 ; Conolly, 1977 ; Muenscher, 1950).

Polygonum cuspidatum peut se développer dans une vaste gamme d'habitats. Au Japon, il peut pousser sur des sols volcaniques fortement sulfurés de pH inférieur à 4 (Conolly, 1977). Aux États-Unis, il a été observé dans de nombreux types de sols, incluant de la vase, du terreau, du sable et dans des sols de pH compris entre 4.5 et 7.4 (Locandro, 1973). Des analyses de sols provenant de 17 implantations différentes du Pays de Galles n'ont montré aucun lien entre la taille et la vigueur de l'implantation et les caractéristiques du sol. Les implantations étudiées évoluaient dans des sols aux propriétés pH-métriques, organiques et nutritives variées (Palmer, 1990). Au Japon, le développement de *Polygonum cuspidatum* est lent mais régulier dans les zones à faibles ressources nutritives et rapide dans les zones à fortes ressources nutritives (Hirose, 1984). Dans les endroits où *Polygonum cuspidatum* a été introduit, il se trouve d'abord dans les habitats humides et lumineux. Les cartes au Royaume Uni montrent qu'il est généralement associé aux régions à fortes précipitations (Conolly, 1977). Locandro (1973) rapporte que cette plante pousse aux États Unis aussi bien dans des habitats secs que humides. Elle se retrouve principalement dans des habitats ouverts, et son développement et son abondance décroissent dans les zones ombragées (Beerling, 1991 ; Seiger, données non publiées).

Polygonum cuspidatum fleurit de juin à octobre au Japon (Ohwi, 1965) et d'août à septembre au Royaume Uni et aux États Unis (Conolly, 1977 ; Fernald, 1950 ; Muenscher, 1955). Il est pollinisé par les abeilles et autres insectes (Bailey, 1990 ; Locandro, 1978). Les graines apparaissent environ deux semaines après la floraison (observation personnelle) et sont dispersées avec le vent (Maruta, 1976). Au Japon, la reproduction de *Polygonum cuspidatum* se caractérise par une forte production de graines et une faible survie des plants, mais, une fois établies, ces plantes ont une forte probabilité de survie (Hirose et Tatenno, 1984). Cependant, les graines ne semblent pas être un vecteur significatif de reproduction aux États Unis, au Royaume Uni et en Europe. Lors d'une étude sur la reproduction de populations de *Polygonum cuspidatum* au New Jersey, Locandro (1973) a découvert du pollen reproductif, mais a noté que les mâles fertiles étaient rares. La germination des graines a été observée en présence de mâles, mais, durant 5 années d'observations, aucune survie de jeune plant n'a été observée. En l'absence de mâles, les femelles produisent des graines vides. Au Royaume Uni, la production de fruit est très rare : cela était à l'origine attribué à la rareté des fleurs mâles fertiles (Conolly, 1977). Il a été découvert depuis qu'il n'existe pas de forme mâle fertile de *Polygonum cuspidatum* en Angleterre et que l'origine du pollen est en fait un hybride entre *Polygonum cuspidatum* et *Polygonum sachalinense* (Bailey, 1990). *Polygonum cuspidatum* s'hybride aussi avec *Fallopia baldschuanica* (Bailey, 1985, 1988, 1990). Aux États Unis, des hybrides de morphologie similaires à celles entre *Polygonum cuspidatum* et *Fallopia baldschuanica* ont été cultivés à partir de graines ramassées dans les champs, mais aucune implantation de jeunes plants n'a été observée dans la nature (Seiger, données non publiées).

Le principal mode de reproduction aux États Unis et au Royaume Uni vient des longs rhizomes qui peuvent atteindre 15 à 20 m (Conolly, 1977 ; Locandro, 1973). La dispersion peut se produire naturellement quand les fragments de rhizomes sont emportés par le courant et déposés sur les rives ou, plus couramment, quand les sols sont transportés par les hommes dans les remblais et ordures (Conolly, 1977 ; Locandro, 1978). Les rhizomes peuvent se régénérer à partir de petits fragments, et on en a même observé des régénérations à partir de tissus inter-nodaux (Locandro, 1973). Les rhizomes peuvent se régénérer jusqu'à un mètre de profondeur, et on a même observé

des repousses au travers de 2 cm d'asphalte (Locandro, 1978 ; Pridham et Bing, 1975). Il a été montré que la capacité des rhizomes à générer de nouvelles pousses était influencée par l'origine et la taille des fragments, et la profondeur à laquelle ils sont enterrés, la profondeur optimale étant juste sous la surface (Locandro, 1973).

Polygonum cuspidatum nécessite des environnements très éclairés et de fait rivalise pour obtenir cette lumière en émergeant tôt dans le printemps et en utilisant ses grandes réserves de rhizomes pour rapidement atteindre une hauteur de deux à trois mètres. Généralement, les pousses commencent à poindre en avril et des développements dépassant huit cm par jour ont été observés (Locandro, 1973). Par ailleurs, son système racinaire profond lui donne un avantage dans la recherche de nutriments et d'eau, et contribue à la stabilisation des sols dans les sites perturbés (Hirose et Tateno, 1984 ; Nakamura, 1984). Hirose et Tateno (1984) ont découvert que les taux d'azote organique sur le Mont Fuji augmentaient la colonisation continue par *Polygonum cuspidatum* dans les déserts volcaniques et conclurent que *Polygonum cuspidatum* contribuait partiellement au développement de l'écosystème en agissant comme un réservoir à nutriments.

Polygonum cuspidatum se trouve dans des sites ouverts et ne semble pas être capable de coloniser les sous-bois à cause de ses grands besoins de lumière (Beerling, 1991). Des études sur le très proche *Polygonum sachalinense* montrent que les plants se développant en milieu peu éclairé présentaient des taux de photosynthèse voisins des plants se développant en milieu éclairé, et donc qu'ils étaient peu susceptibles de s'adapter dans les sites ombragés (Patterson, Longstreth et Peet, 1977). Des études de transplantations de *Polygonum cuspidatum* dans des sous-bois fermés montrent de faibles taux de survie et de développement par rapport aux sites ouverts, confirmant que ce sont bien des facteurs environnementaux et non pas des limitations de dispersion qui empêche *Polygonum cuspidatum* de se développer dans les sous-bois (Seiger et Merchant, 1991). Des études complémentaires en serre ont montré que *Polygonum cuspidatum* se développant sous des niveaux lumineux comparables à ceux que l'on trouve dans des sous-bois ont largement moins de réserves de rhizomes à la fin de la saison que les plantes se développant sous un plein soleil (Seiger, données non publiées).

Polygonum cuspidatum se retrouve dans la plupart des régions tempérées des Etats Unis. Bien que n'étant pas encore une mauvaise herbe majeure aux Etats Unis, il s'étend toujours, particulièrement dans les états de l'Est. La dispersion est limitée aux régions où les fragments de rhizomes provenant de massifs existants sont transportés par les rivières ou par les hommes. Une fois établi, il forme de larges et mono-spécifiques implantations qui annihile quasiment toute autre végétation. Son établissement peut être évité en contrôlant son apparition et en retirant manuellement la plante entière. Les petites implantations peuvent être contrôlées par des fauches répétitives et si besoin par une revégétalisation du site, une fois que le développement de *Polygonum cuspidatum* a été réduit. Pour l'instant, la seule méthode de contrôle des vastes implantations est l'application répétée d'herbicides. Une éradication totale ne peut pas être possible.

V. Gestion et contrôle de la plante

Les méthodes actuelles de contrôles (mécaniques, herbicides) nécessitent un traitement continu pour éviter une réintroduction de *Polygonum cuspidatum*. Il pourrait être possible de réintroduire des compétiteurs comme alternative au traitement continu. Des recherches plus approfondies sur la réelle efficacité de certaines espèces autochtones en tant que compétitrices ainsi que sur la méthode d'introduction sont nécessaires. Pour l'instant, seul un travail préliminaire a été effectué sur le contrôle biologique de *Polygonum cuspidatum* et d'autres recherches restent à faire (voir ci-dessous)

L'Institut International pour le Contrôle Biologique, en collaboration avec le Centre National de Recherche Agronomique du Japon a produit une liste partielle d'insectes herbivores du Japon liés à *Polygonum cuspidatum*. Un certain nombre de pathogènes ont été rassemblés au Japon par CAB International et se trouvent à l'Institut Mycologique International (Fowler et Schroeder, 1990). Il est prévu de commencer une étude de *Polygonum cuspidatum* dans son habitat d'origine (Fowler, communication personnelle).

Contact :

Dr. Simon V. Fowler
International Institute of Biological Control
Silwood Park
Buckhurst Road
Ascot, Berks, SL5 7TA, UK

De récentes études à Rock Creek Park, Washington DC montrent une possibilité de contrôle mécanique associé à une revégétalisation (Seiger, données non publiées). Les tests sur le terrain ont été conduits en 1992.

Contact :

Leslie Seiger
Dept. Biological Sciences
The George Washington University
Washington, DC 20052
(202)994-7144

Dans les endroits où *Polygonum cuspidatum* ne s'est pas encore établi, l'objectif de gestion doit être d'empêcher l'implantation en contrôlant les apparitions de la plante dans ces zones et en détruisant les nouveaux plants avant qu'ils ne se développent.

Le contrôle manuel consiste en l'arrachage des rhizomes ou la coupe des tiges. L'arrachage est un travail extrêmement laborieux et tend à propager les fragments de rhizomes ; il n'est pas recommandé (Palmer, 1990). Par ailleurs, la fauche peut être assez efficace pour l'élimination de *Polygonum cuspidatum*. Il a été observé que *Polygonum cuspidatum* ne s'établit pas sur les parcelles où le pâturage est important (Beerling, 1990 ; Palmer, 1990). Dans un bilan des méthodes de contrôle, Palmer (1990) note que l'éradication n'est pas complète par la simple fauche, mais a presque été atteinte dans certains cas et devrait être possible en persistant. Un certain nombre d'auteurs affirment que la fauche est inefficace (Pauly, 1986 ; Pridham et Bing, 1975 ; Orchowski, 1991). Ces conclusions proviennent de l'observation de régénérations de pousses après une coupe. Cependant, une étude en serre montre que la coupe des tiges conduit à une réduction significative des réserves de rhizomes. La même étude constate également que la coupe est aussi efficace quel que soit le moment durant la saison végétative, avant le début de la sénescence (Seiger, données non publiées). Le contrôle manuel peut être un travail laborieux mais est peut-être la meilleure solution dans les endroits où les populations sont petites et isolées. Aucune recherche n'a été menée pour tester l'effet d'un brûlage. Il pourrait agir de la même façon que la coupe en éliminant les parties aériennes.

L'ombrage, principalement en conjonction avec la coupe, peut être un autre moyen de contrôle des petits massifs. Des études montrant que *Polygonum cuspidatum* nécessite des environnements fortement éclairés suggère que couvrir les massifs avec du plastique noir ou un tissu foncé peut

réduire le développement. Pridham et Bing (1975) affirment que l'application de plusieurs couches de film noir en polyéthylène recouvert d'asphalte ou de pierres sur une surface aplanie peut apporter une certaine efficacité. Cependant, ils ont aussi noté que *Polygonum cuspidatum* est capable d'émerger à travers l'asphalte. En cas d'installation d'un tissu ombrageant (ou film plastique) sans procéder à une coupe préalable de *Polygonum cuspidatum*, pour empêcher que les plants ne percent le tissu, celui-ci doit être soit placé sur les pousses après que les plants aient atteint leur grandeur maximale, soit placé juste au-dessus des nouveaux plants, soit élevé au fur et à mesure que les plantes grandissent.

Un certain nombre d'herbicides chimiques ont montré leur efficacité contre *Polygonum cuspidatum*. La plupart sont déconseillés dans les zones naturelles protégées, car ils ne sont pas sélectifs, peuvent persister dans le sol et/ou ne pas être sûr à proximité d'eau. Un moyen couramment utilisé pour minimiser les effets des herbicides non sélectifs sur les espèces non visées est de les appliquer directement sur les plantes visées (Broaddus, communication personnelle). Pour un accès plus facile aux renouées du Japon, cela demanderait probablement une coupe préliminaire dans le cas d'une application sur des plants ayant atteint leur hauteur maximale. Les herbicides semblent être plus efficaces quand ils sont associés à une fauche (Scott et Mars, 1984 ; Orchowski, 1991).

Le glyphosate [N-(phosphonométhyl)glycine] s'est montré très efficace contre *Polygonum cuspidatum* (Ahrens, 1975 ; Beerling, 1990 ; Pauly, 1986). Le glyphosate est un herbicide systémique non sélectif avec une vie résiduelle courte (Ahrens, 1975; Lynn, Rogers et Graham, 1979). L'application est plus efficace en automne quand les réserves contenues dans les feuilles vont se déplacer vers les rhizomes (Lynn et autres, 1979). Le Conservatoire Britannique de la Nature (1989) recommande l'application de 2.0 kg/ha en août avec une coupe préalable en fin de printemps ou début d'été. Le glyphosate est disponible chez Monsanto sous les marques Roundup™ et Rodeo™. Seul Rodeo a été agréé pour une utilisation près de l'eau (Bender, 1988). Le glyphosate a été utilisé avec un succès limité dans certaines réserves naturelles au Royaume Uni (Palmer, 1988). Des applications répétées sur plusieurs années peuvent être nécessaires (Beerling, 1990; Palmer, 1990; Pauly, 1986).

Le Conservatoire de la Nature (1989) recommande aussi le picloram en application à la dose de 2.6 kg/ha au printemps. Le picloram est un herbicide sélectif qui persiste dans le sol. Il ne doit pas être utilisé près d'eau, excluant de facto bien des zones où *Polygonum cuspidatum* est un problème (Gritten, 1990; Scott et Mars, 1984). Le dicamba (3,6-dichloro-o-anisique acide) s'est aussi avéré efficace contre *Polygonum cuspidatum*, mais est persistant et non sélectif (Pridham et Bing, 1975). Un certain nombre d'autres herbicides a été testé contre *Polygonum cuspidatum*, seul ou en combinaison avec d'autres herbicides (Orchowski, 1991; Scott et Mars, 1984). Si le traitement chimique doit être utilisé pour les massifs de grandes dimensions, il n'est toutefois pas conseillé dans les réserves naturelles à cause de ses effets secondaires sur d'autres biotopes et de la nécessité de répéter les applications pour contrôler *Polygonum cuspidatum*.

Que le contrôle soit manuel ou chimique, aussi longtemps que des rhizomes restent dans le sol, *Polygonum cuspidatum* revient une fois le traitement arrêté (Beerling, 1990; Nature Conservancy Council, 1989; Palmer, 1990). Il a été suggéré que la réintroduction d'une compétition efficace puisse être possible (Eaton, 1986).

Les recherches ont commencé depuis peu sur le contrôle biologique. Les herbivores et pathogènes de *Polygonum cuspidatum* au Pays de Galles ont été examinés comme agents de contrôle potentiels (Fowler et Schroeder, 1990). Un programme est en cours à l'Institut National de Contrôle Biologique pour identifier des agents de contrôle (Fowler, communication personnelle).

L'uniformité biologique de *Polygonum cuspidatum* en fait un bon candidat pour le contrôle biologique (Bailey, 1990). Le contrôle biologique pourrait être nécessaire où *Polygonum cuspidatum* a envahi de vastes étendues comme au Royaume Uni, mais il faudra certainement des années avant qu'un agent de contrôle efficace soit découvert.

Les personnes suivantes sont familières de *Polygonum cuspidatum* et de son contrôle en milieu naturel :

Leslie Seiger
The Dept. of Biological Sciences
The George Washington University
Washington, D.C. 20052
(202)994-7144

John Palmer
Richards Moorehead & Laing Ltd
3 Clwyd Street
Ruthin
Clwyd LL15 1HF, Wales

VI. Recherche

Il est extrêmement difficile, voire impossible, d'éradiquer de larges implantations de *Polygonum cuspidatum*. Cependant, la colonisation d'un site peut être évitée assez facilement en éliminant *Polygonum cuspidatum* avant qu'il ne devienne invasif. L'installation de la plante devrait être contrôlée dans les zones connues pour être situées à proximité de sites envahis, notamment celles situées en aval.

Les personnes suivantes ont une expérience directe du contrôle de *Polygonum cuspidatum* :

Leslie Seiger
Dept. Biological Sciences
The George Washington University
Washington DC 20052
(202)994-7144

Robert Orchowski, Director, Air Quality, Environmental Affairs Unit
Duquesne Light
One Oxford Center
301 Grant Street
Pittsburgh, PA 15279
(412)393-6099

John Palmer
Richards Moorehead & Laing Ltd
3 Clwyd Street
Ruthin
Clwyd LL15 1HF, Wales

David Beerling
School of Pure & Applied Biology
University of Wales
PO Box 915
Cardiff CF1 3TL, Wales

Version américaine originale

ELEMENT STEWARDSHIP ABSTRACT

For *Polygonum cuspidatum*

Japanese knotweed, Mexican bamboo

To the User:

Element Stewardship Abstracts (ESAs) are prepared to provide The Nature Conservancy's Stewardship staff and other land managers with current management-related information on those species and communities that are most important to protect, or most important to control. The abstracts organize and summarize data from numerous sources including literature and researchers and managers actively working with the species or community.

We hope, by providing this abstract free of charge, to encourage users to contribute their information to the abstract. This sharing of information will benefit all land managers by ensuring the availability of an abstract that contains up-to-date information on management techniques and knowledgeable contacts. Contributors of information will be acknowledged within the abstract and receive updated editions. To contribute information, contact the editor whose address is listed at the end of the document.

For ease of update and retrievability, the abstracts are stored on computer at the national office of The Nature Conservancy. This abstract is a compilation of available information and is not an endorsement of particular practices or products.

Please do not remove this cover statement from the attached abstract.

Authors of this Abstract : Leslie Seiger

©

THE NATURE CONSERVANCY

1815 North Lynn Street, Arlington, Virginia 22209 (703) 841 5300

I. IDENTIFIERS

Common Name: Japanese knotweed, Mexican bamboo

General Description:

Polygonum cuspidatum was classified as *Reynoutria japonica* by Houttuyn in 1777 and as *Polygonum cuspidatum* by Siebold in 1846. It was not until the early part of the 20th century that these were discovered to be the same plant (Bailey, 1990). The plant is generally referred to as *Polygonum cuspidatum* by Japanese and American authors and as *Reynoutria japonica* in the United Kingdom and Europe. Recent evidence suggests that this plant should be reclassified as *Fallopia japonica* (Bailey, 1990).

The following is based on descriptions by Fernald (1950), Muenscher (1955), Locandro (1973,1978), and Ohwi (1965).

Polygonum cuspidatum is an herbaceous perennial which forms large clumps 1-3 meters high. It is fully dioecious and can reproduce by seed and by large rhizomes which may reach a length of 5-6 meters. The stout stems are hollow and bamboo-like, extend from an erect base and are simple or little branched and glabrous with thinly membranous sheaths. Leaves are broadly ovate, truncate to cuneate at base, abruptly cuspidate, 5-15 cm long, 5-12 cm broad, with petioles 1-3 cm long. Greenish white flowers 2.5-3 mm long, densely arranged in axillary panicles; 3 styles; 8-10 stamens with longitudinally dehiscent anthers. Fruiting calyx wing-angled, 6-10 mm long. Achenes shiny black-brown, 3-4 mm long, acutely trigonous. Male flowers have branched panicles on upright racemes with the distal end of the raceme in the highest position; individual panicles generally point up. Female flowers are drooping or decumbent with the distal end in the lowest position; individual panicles are not oriented in a particular direction. Both male and female flowers possess vestigial organs of the other sex.

Polygonum cuspidatum closely resembles *Polygonum sachalinense* (*Reynoutria sachalinensis*), an exotic species native to northern Japan and the Sakhalin Islands (Ohwi, 1965). *P. sachalinense* can be distinguished primarily

by its larger size, greenish flowers and cordate leaves which gradually taper to the tip (Fernald, 1950). *Polygonum cuspidatum* is known to hybridize with *Polygonum sachalinense* and with *Fallopia baldschuanica* (Bailey, 1985,1988). Hybrids between *Polygonum cuspidatum* and *Polygonum sachalinense* have been frequently mistaken for *Polygonum cuspidatum* in the U.K. (Bailey, 1990).

II. STEWARDSHIP SUMMARY

Polygonum cuspidatum is widely distributed in much of the eastern U.S. In western Pennsylvania it already occupies hundreds of acres of wetlands, streambanks and hillsides and has spread along the banks of the Allegheny and Ohio Rivers and dominates the edges of many of the islands in these rivers (Wiegman, pers.comm.). It is present on at least two sites belonging to the Pennsylvania Chapter of The Nature Conservancy (Long Pond in the Poconos and Bristol Marsh, an urban preserve near Philadelphia) and has become a problem on creeks in suburban Philadelphia (Broadus, pers. comm.). It is also a serious problem in Rock Creek Park, a national park in Washington D.C. In the U.K., it is considered a major weed and a threat to conservation, and it is legally prohibited to introduce Japanese knotweed into the wild (Beerling, 1990; Nature Conservancy Council, 1989; Palmer, 1990). Its early emergence and great height combine to shade out other vegetation and prohibit regeneration of other species (Sukopp and Sukopp, 1988). Thus it reduces species diversity and damages wildlife habitat (Palmer, 1990; Scott and Mars, 1984; Wiegman, pers. comm.). It does not appear to be a threat in undisturbed forest and other low light areas, but it is likely that, if unchecked, it will continue to expand its range in open habitats. Once *Polygonum cuspidatum* has established it forms large, almost pure stands which are extremely persistent and difficult to eradicate.

III. NATURAL HISTORY

Habitat:

Polygonum cuspidatum is native to eastern Asia. It was introduced from Japan to the United Kingdom as an ornamental in 1825, and from there to North America in the late nineteenth century (Conolly, 1977; Patterson, 1976; Pridham and Bing, 1975). In Japan, *Polygonum cuspidatum* is widely distributed and is usually found in sunny places on hills and high mountains (Kanai, 1983; Ohwi, 1965). It is a dominant pioneer in the primary succession of volcanic slopes and is frequently a colonizer in secondary succession (Hirose, 1984).

In the U.K., *Polygonum cuspidatum* has spread extensively, occurring in virtually every 10 km square (Nature Conservancy Council, 1989). Stands range in size from individual plants to clumps more than 500 square meters (Palmer, 1990). *Polygonum cuspidatum* has also become naturalized in much of central Europe (Sukopp and Sukopp, 1988). In North America, it is widely found in the eastern U.S. and has been observed as far north as Nova Scotia and New Foundland, as far south as North Carolina, in much of the midwest and in the coastal areas of Washington and Oregon (Locandro, 1978; Patterson, 1976; Pauly, 1986). Large stands have been noted in western Pennsylvania, in particular along the banks of the Ohio and Allegheny Rivers and on the islands in these rivers (Wiegman, pers. comm.). *Polygonum cuspidatum* spreads primarily along river banks, but also grows in wetlands, waste places, along roadways, and in other disturbed areas (Beerling, 1990; Conolly, 1977; Muenscher, 1950).

Polygonum cuspidatum can thrive in a wide variety of habitats. In Japan, it can grow on volcanic soils high in sulfur and having a pH less than 4 (Conolly, 1977). In the U.S., it has been observed growing in a variety of soil types, including silt, loam, and sand, and in soils with pH ranging from 4.5 to 7.4 (Locandro, 1973). Analyses of soils from 17 stands in Wales showed no correlation between stand size and vigor and soil characteristics. The stands studied grew in soils with a broad range of pH, organic matter and nutrients (Palmer, 1990). In Japan, *Polygonum cuspidatum* growth is slow, but steady in nutrient poor sites, and rapid in nutrient rich sites (Hirose, 1984). In areas where *Polygonum cuspidatum* has been introduced, it is found primarily in moist, unshaded habitats. Distribution maps from the U.K. show that it is generally associated with regions of high precipitation (Conolly, 1977). Locandro (1973) reports it growing on xeric as well as hydric sites in the U.S. Its distribution appears to be limited by light. It is found primarily in open sites, and its growth and abundance are depressed in shady sites (Beerling, 1991; Seiger, unpublished data).

Polygonum cuspidatum flowers from July to October in Japan (Ohwi, 1965) and in August and September in the U.K. and North America (Conolly, 1977; Fernald, 1950; Muenscher, 1955). It is pollinated by bees and other insects (Bailey, 1990; Locandro, 1978). Seeds appear about two weeks after flowering (personal observation) and are wind dispersed (Maruta, 1976). In Japan, reproduction in *Polygonum cuspidatum* is characterized by high seed production and low seedling survival, but plants have a very high probability of survival once established (Hirose and Tateno, 1984). However, in the U.S., U.K. and Europe, seeds do not appear to be a significant mode of reproduction. In a study of the reproductive ecology of *Polygonum cuspidatum* populations in New Jersey, Locandro (1973) found viable pollen, but noted that fertile males were rare. Seedling germination was observed in the presence of males, but no seedling survival was recorded during five years of observation. In the absence of males, females produced empty achenes. In the U.K., fruit set is very rare. This was originally attributed to the rarity of male fertile flowers (Conolly, 1977). It has since been found that there are no male fertile forms of *Polygonum cuspidatum* in England and that the pollen source is actually a hybrid between *Polygonum cuspidatum* and *Polygonum sachalinense* (Bailey, 1990). *Polygonum cuspidatum* also hybridizes with *Fallopia baldschuanica* (Bailey, 1985, 1988, 1990). In the U.S., hybrids morphologically similar to those between *Polygonum cuspidatum* and *Fallopia baldschuanica* have been grown from seeds collected in the field, but seedling establishment has not been observed in the wild (Seiger, unpublished data).

The primary mode of reproduction in the U.S., U.K. and Europe is through extensive rhizomes which can reach 15-20 meters in length (Conolly, 1977; Locandro, 1973). Dispersal can occur naturally when rhizome fragments are washed downstream by the current and deposited on banks or, as more commonly occurs, when soil is transported by humans as fill dirt (Conolly, 1977; Locandro, 1978). Rhizomes can regenerate from small fragments, and have even been observed to regenerate from internode tissue (Locandro, 1973). Rhizomes can regenerate when buried up to 1 meter deep and have been observed growing through two inches of asphalt (Locandro, 1978; Pridham and Bing, 1975). The ability of rhizomes to generate shoots was found to be affected by the source of rhizome fragments, fragment size and depth planted, the optimal depth being just below the surface (Locandro, 1973).

Polygonum cuspidatum requires high light environments and effectively competes for light in such environments by emerging early in the spring and using its extensive rhizomatous reserves to quickly attain a height of 2-3 meters. Shoots generally begin to emerge in April and growth rates exceeding 8 cm per day have been recorded (Locandro, 1973). In addition, its deep root system gives it an advantage in foraging for nutrients and water, and contributes to soil stabilization on disturbed sites (Hirose and Tateno, 1984; Nakamura, 1984). Hirose and Tateno (1984) found that organic nitrogen levels on Mt. Fuji increased following colonization by *Polygonum cuspidatum* on bare volcanic desert and concluded that *Polygonum cuspidatum* contributes to the development of the ecosystem, in part, by acting as a nutrient reservoir.

Polygonum cuspidatum is found on open sites and does not appear to be able to invade forest understory due to its high light requirements (Beerling, 1991). Studies of the very closely related *Polygonum sachalinense* indicated that *Polygonum sachalinense* plants grown in low light did not have higher photosynthetic rates than plants grown in high light, and thus would not be expected to adapt to sites with low light intensity (Patterson, Longstreth and Peet, 1977). Transplant studies of *Polygonum cuspidatum* in closed understory sites showed poor survival and growth compared to open bank sites, confirming that it was environmental factors and not limitations on dispersal which exclude *Polygonum cuspidatum* from understory sites (Seiger and Merchant, 1991). Follow-up studies in the greenhouse showed that *Polygonum cuspidatum* grown under light levels comparable to those found in the understory had significantly less rhizomatous reserves at the end of the season than did plants grown under full sunlight (Seiger, unpublished data).

Polygonum cuspidatum occurs in much of the temperate U.S. Though not yet a major weed in the U.S., it is spreading, particularly in the eastern states. Dispersal is limited to areas where rhizome fragments from existing stands are washed downstream or soil containing rhizomes is transported by humans. Once established, it forms large, monospecific stands which displace virtually all other vegetation. Establishment can be prevented by monitoring for the introduction of *Polygonum cuspidatum* and manually removing the entire plant. Small stands may be controlled by repeated cutting, which may need to be supplemented by revegetation once growth of *Polygonum cuspidatum* has been reduced. At present, the only method to control large stands is with repeated application of herbicides. Complete eradication may not be possible.

IV. MANAGEMENT/MONITORING

Management Requirements:

Current control methods (mechanical, herbicidal) require continued treatment to prevent reestablishment of *Polygonum cuspidatum*. It may be feasible to reintroduce competitors as an alternative to continued treatment. There is a need for more research on whether native species might serve effectively as competitors and methods of reintroduction. Only very preliminary work has been done towards developing a biological control for *Polygonum cuspidatum* and much research remains to be done (see below).

The International Institute for Biological Control in conjunction with the National Agricultural Research center in Japan has produced a partial list of insect herbivores in Japan which are associated with *Polygonum cuspidatum*. A number of pathogens have been collected from Japan by CAB International and are held at the International Mycological Institute (Fowler and Schroeder, 1990). Plans are under way to begin a study of *Polygonum cuspidatum* in its native habitat (Fowler, pers. comm.).

Contact :

Dr. Simon V. Fowler
International Institute of Biological Control
Silwood Park
Buckhurst Road
Ascot, Berks, SL5 7TA, UK

Recent studies in Rock Creek park, Washington, D.C. indicate potential for control by mechanical means combined with revegetation (Seiger, unpublished data). Field tests will be conducted in 1992.

Contact :

Leslie Seiger
Dept. Biological Sciences
The George Washington University
Washington, DC 20052
(202)994-7144

In areas where *Polygonum cuspidatum* has not yet become established, the focus of management should be to prevent establishment by monitoring areas for introductions of *Polygonum cuspidatum* and eradicating newly established stands before they can become established.

Manual control consists of digging out the rhizomes or cutting the stalks. Digging is extremely labor intensive and tends to spread the rhizome fragments and promote disturbance and is not recommended (Palmer, 1990). Cutting, on the other hand, may be quite effective in eliminating *Polygonum cuspidatum*. It has been observed that *Polygonum cuspidatum* does not establish where grazing pressure is high (Beerling, 1990; Palmer, 1990). In a review of control methods, Palmer (1990) noted that eradication is not complete with cutting alone, but has been nearly achieved in some cases and should be feasible with persistence. A number of authors claim that cutting is ineffective (Pauly, 1986; Pridham and Bing, 1975; Orchowski, 1991). These conclusions are based on the observation that shoots are regenerated following cutting. However, a greenhouse study found that cutting stems results in a significant reduction of rhizomatous reserves. The same study also found that cutting was equally effective at any time during the growing season prior to the beginning of senescence (Seiger and Merchant, 1990). A study of the effects of repeated cutting showed that at least three cuts are needed in a growing season to offset rhizome production (Seiger, unpublished data). Manual control can be labour intensive, but where populations are small and isolated, may be the best option. No research has been done to test the effectiveness of burning. It may act similarly to cutting by removing above ground material.

Shading, particularly in conjunction with cutting, may be another useful means of control on smaller stands. Studies showing that *P. cuspidatum* requires high light environments suggest that covering stands with black plastic or shade cloth may reduce growth. Pridham and Bing (1975) state that applying several layers of black polyethylene film covered by asphalt, blocks or stones to a leveled soil surface may provide some control. However, they also note that *P. cuspidatum* is able to emerge through asphalt. If shade cloth (or plastic) is to be applied without cutting, then, to prevent *P. cuspidatum* from emerging through the covering, shade cloth should be placed over shoots after the plants have reached their full height or placed well above newly emerging shoots, or raised as plants grow.

A number of biocidal chemicals have been found to be effective against *Polygonum cuspidatum*. Most of these are undesirable for use in conservation areas because they are nonselective, may be persistent in the soil and/or are not safe for use near water. One frequently used way to minimize the effects of non-selective herbicides on non-target species is to paint herbicides directly onto the target plants (Broaddus, pers. comm.). In the case of *P. cuspidatum*, this would probably require prior cutting for easier access if herbicides are to be applied after the plants have reached their full height. Herbicides appear to be more effective when combined with cutting (Scott and Mars, 1984; Orchowski, 1991).

Glyphosate [N-(phosphonomethyl)glycine] has been found to be very effective against *Polygonum cuspidatum* (Ahrens, 1975; Beerling, 1990; Pauly, 1986). Glyphosate is a nonselective systemic herbicide with a short residual life (Ahrens, 1975; Lynn, Rogers and Graham, 1979). Application is more effective in the fall when leaves are translocating to rhizomes (Lynn, et al, 1979). The British Nature Conservancy Council (1989) recommends applying 2.0 kg/ha in August with a prior cut in late spring or early summer. Glyphosate is available from Monsanto under the trade names RoundupTM and RodeoTM. Only Rodeo has been approved for use near water (Bender, 1988). Glyphosate has been used with limited success on some nature reserves in the U.K. (Palmer, 1990). Repeated applications over several years may be necessary (Beerling, 1990; Palmer, 1990; Pauly, 1986).

The Nature Conservancy Council (1989) also recommends picloram to be applied at a rate of 2.6 kg/ha in the spring. Picloram is a selective herbicide which is persistent in the soil. It must not be used near water, thus excluding its use in many of the areas where *Polygonum cuspidatum* is a problem (Gritten, 1990; Scott and Mars, 1984). Dicamba (3,6-dichloro-o-anisic acid) has also been found to be effective against *Polygonum cuspidatum*, but is persistent in the soil and nonselective (Pridham and Bing, 1975). A number of other herbicides have been tested against *Polygonum cuspidatum*, both alone and in combination with other herbicides (Orchowski, 1991; Scott and Mars, 1984). Herbicide may have to be used on stands that have been allowed to attain a large size. However, their use is not recommended in nature reserves because of their undesirable effects on other biota and the need for repeated applications to maintain control of *Polygonum cuspidatum*.

Regardless of whether control is manual or chemical, as long as some rhizomes remain in the soil *Polygonum cuspidatum* returns once management is relaxed (Beerling, 1990; Nature Conservancy Council, 1989; Palmer, 1990). It has been suggested that the reintroduction of effective competition might be possible (Eaton, 1986).

Research has only recently begun on biological control. The herbivores and pathogens of *Polygonum cuspidatum* in Wales have been examined for their potential as control agents (Fowler and Schroeder, 1990). A program is underway at the International Institute of Biological Control to identify biological control agents (Fowler, pers. comm.). The genetic uniformity of *Polygonum cuspidatum* makes it a good candidate for biological control (Bailey, 1990). Biological control may be necessary where *Polygonum cuspidatum* has taken over vast areas as it has done in the U.K., but it may be years before a successful control agent can be found.

The following individuals are familiar with *Polygonum cuspidatum* and its control in natural areas :

Leslie Seiger The Dept. of Biological Sciences The George Washington University Washington, D.C. 20052 (202)994-7144	John Palmer Richards Moorehead & Laing Ltd 3 Clwyd Street Ruthin Clwyd LL15 1HF, Wales
---	---

V. RESEARCH

Management Research Programs:

It is extremely difficult, if not impossible to eradicate large established stands of *Polygonum cuspidatum*. However, establishment can be prevented fairly easily by removing *Polygonum cuspidatum* before it becomes firmly entrenched. Areas known to be near established stands of *Polygonum cuspidatum*, particularly those downstream from such stands, should be monitored for the introduction of *Polygonum cuspidatum*.

The following individuals have direct experience monitoring *Polygonum cuspidatum* :

Leslie Seiger Dept. Biological Sciences The George Washington University Washington DC 20052 (202)994-7144	Robert Orchowski, Director, Air Quality, Environmental Affairs Unit Duquesne Light One Oxford Center 301 Grant Street Pittsburgh, PA 15279 (412)393-6099	John Palmer Richards Moorehead & Laing Ltd 3 Clwyd Street Ruthin Clwyd LL15 1HF, Wales	David Beerling School of Pure & Applied Biology University of Wales PO Box 915 Cardiff CF1 3TL, Wales
---	---	---	--

Bibliography :

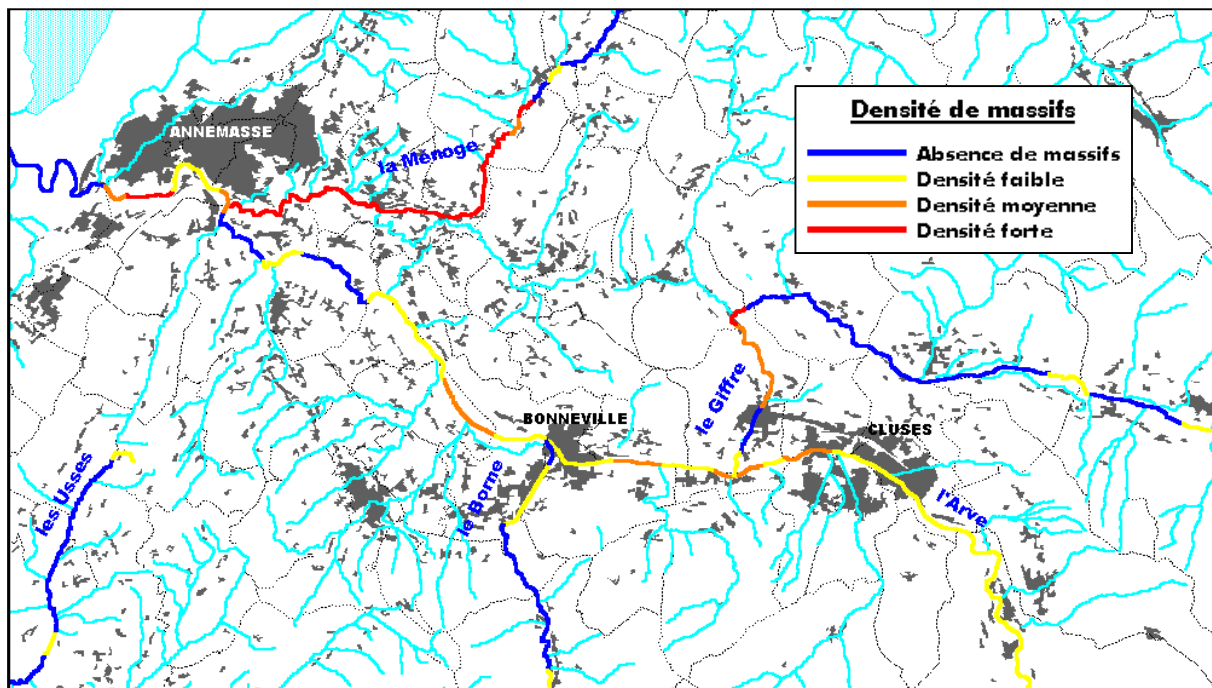
- Ahrens, J.F. (1975). Preliminary results with glyphosate for control of *Polygonum cuspidatum*. Proc. Northeast. Weed Science Soc. 29:326.
- Bailey, J.P. (1985). Chromosome numbers of some alien Reynoutria species in the British Isles. Watsonia, 15:269-277.
- Bailey, J.P. (1988). Putative Reynoutria 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. In: The biology and control of invasive plants. Conference organized by the Industrial Ecology Group of the British Ecological Society at the University of Wales College of Cardiff, September 20-21, 1990.
- Beerling, D.J. (1990). The use of non-persistent herbicides to control riparian stands of Japanese Knotweed (Reynoutria Japonica Houtt). In: The biology and control of invasive plants. Conference organized by the Industrial Ecology Group of the British Ecological Society at the University of Wales College of Cardiff, September 20-21, 1990.
- Beerling, D.J. (1991). The effect of riparian land use on occurrence and abundance of Japanese knotweed Reynoutria japonica on selected rivers in South Wales. Biol. Cons. 55:329-337.
- Bender, J. (1988). Element Stewardship Abstract for Lythrum salicaria. The Nature Conservancy.
- Broadbush, L. (1992). The Nature Conservancy, Pennsylvania Chapter. Memorandum to Leslie Seiger, March 6, 1992.
- Conolly, A.P. (1977). The distribution and history in the British Isles of some alien species of Polygonum and Reynoutria. Watsonia 11:291-311.
- Eaton, J.W. (1986). Waterplant ecology in landscape design. In Ecology and design in landscape. The 24th symposium of the British Ecological Society, Manchester 1983. A.D. Bradshaw, D.A. Goode, E.H.P. Thorp (Eds.). Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Fernald, M.L. (1950). Gray's Manual of Botany. 8th Ed. American Book Company, N.Y.

- Fowler, S.V. (1991). International Institute of Biological Control. Silwood Park, Buckhurst Road, Ascot, Berks, SL5 7TA, UK. Letter to Leslie Seiger, January 8, 1991.
- Fowler, S.V. and D. Schroeder (1990). Biological control of invasive plants in the UK - prospects and possibilities. In: The biology and control of invasive plants. Conference organized by the Industrial Ecology Group of the British Ecological Society at the University of Wales College of Cardiff, September 20-21, 1990.
- Gritten, R. (1990). The control of invasive plants in the Snowdonia National Park. In: The biology and control of invasive plants. Conference organized by the Industrial Ecology Group of the British Ecological Society at the University of Wales College of Cardiff, September 20-21, 1990.
- Hirose, T. (1984). Nitrogen use efficiency in growth of *Polygonum cuspidatum* Sieb. et Zucc. *Annals of Botany*, 54:695-704.
- Hirose, T., and M. Tateno (1984). Soil nitrogen patterns induced by colonization of *Polygonum cuspidatum* on Mt. Fuji. *Oecologia* 61:218-223.
- Kanai, H. (1983). Study on the distribution patterns of Japanese plants (5): Accumulation of phytogeographical data of popular plants, points and measures. *Journ. Jap. Bot.*, 59: 257-269.
- Locandro, R.R. (1973). Reproduction ecology of *Polygonum cuspidatum*. Ph.D. thesis. Rutgers University.
- Locandro, R.R. (1978). Weed watch: Japanese bamboo - 1978. *Weeds Today* 9:21-22.
- Lynn, L.B., R.A. Rogers, and J.C. Graham (1979). Response of woody species to glyphosate in northeastern United States. *Proc. Northeast Weed Sci. Soc.* 33:336-342.
- Maruta, E. (1976). Seedling establishment of *Polygonum cuspidatum* on Mt. Fuji. *Jap. J. Ecol.* 26:101-105.
- Maruta, E. (1983). Growth and survival of current-year seedlings of *Polygonum cuspidatum* at the upper distributional limit on Mt. Fuji. *Oecologia* 60:316-320.
- Muenscher, W.C. (1955). *Weeds*. Second edition. McMillan Press, New York.
- Nakamura, T. (1984). Vegetational recovery of landslide scars in the upper reaches of the Oi River, Central Japan. *J. Jap. For. Soc.* 66(8):328-332.
- Nature Conservancy Council (1989). Japanese knotweed. In *Urban Wildlife News*, 6(2):3.
- Ohwi, J. (1965). *Flora of Japan*. Smithsonian Institute, Washington, DC.
- Orchowski, R.W. (1991). Knotweed control pilot program Brunot Island Wildlife Habitat Enhancement Project. Presented at the 3rd Annual Wildlife Enhancement Council Symposium, Washington, DC, November 19, 1991.
- Palmer, J.P. (1990). Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) in Wales. In: The biology and control of invasive plants. Conference organized by the Industrial Ecology Group of the British Ecological Society at the University of Wales College of Cardiff, September 20-21, 1990.
- Patterson, D.T. (1976). The history and distribution of five exotic weeds in North Carolina. *Castanea* 41:177-180.
- Patterson, D.T., D.J. Longstreth, and M.M. Peet (1977). Photosynthetic adaptation to light intensity in Sakhalin knotweed (*Polygonum sachalinense*). *Weed Science* 25:319-323.
- Pridham, A.M.S. and A. Bing (1975). Japanese-bamboo plants. *Gard.* 31:56-57.
- Pauly, W.R. (1986). Summary of Mexican bamboo control methods (Wisconsin). *Restoration and Management Notes*, 4(1):37-38.
- Scott, R., and R.H. Mars (1984). Impact of Japanese knotweed and methods of control. *Aspects of applied biology* 5, Weed control and vegetation management in forestry and amenity areas pp. 291-296.
- Seiger, L.A. and H.C. Merchant (1990). The ecology and control of *Polygonum cuspidatum*. *Bull. Ecol. Soc. Am.* 71(2 suppl.):322.
- Seiger, L.A. and H.C. Merchant (1991). Effects of site on survivorship and size of *Polygonum cuspidatum*. *Bull. Ecol. Soc. Am.* 72(2 suppl.):247.
- Sukopp, H. and U. Sukopp (1988). *Reynoutria japonica* Houtt. in Japan und in Europa. *Veroff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rubel, Zurich* 98:354-372.
- Wiegman, P. (1992). Director of natural science and stewardship, Western Pennsylvania Conservancy, Pittsburgh, PA. Telephone conversation with Leslie Seiger, February 25, 1992.

DOCUMENT PREPARATION & MAINTENANCE

Edition Date: ~1991

Contributing Author : Leslie Seiger



Le rapport d'étude présente les résultats cartographiques sur le bassin RMC (hors bassin petite Saône-Doubs) montrant l'extension des renouées du Japon, *Fallopia sachalinense* et *Fallopia japonica*, plante herbacée géante introduite en France il y a quelques décennies et devenue très envahissante sur les cours d'eau.

Cette cartographie a permis de donner les principales caractéristiques actuelles de cette invasion :

- 15 % du linéaire principal et la moitié des cours d'eau principaux du bassin étudié sont touchés par la plante ;
- les secteurs colonisés par les renouées sont répartis pour le 1/3 dans des zones urbaines ou industrielles, et pour les 2/3 dans des zones agricoles, rurale, ou sauvages. 14% des tronçons envahis sont situés dans des tronçons de rivières entièrement naturels.
- tous les types de cours d'eau peuvent être envahis, mais l'invasion est plus rapide sur les cours d'eau à forte dynamique hydraulique ainsi que sur les cours d'eau artificialisés.

Par ailleurs, les données obtenues mettent en évidence que :

- la progression de la plante sur le réseau hydrographique est étroitement liée à la dynamique des crues (propagation amont->aval) et aux interventions humaines ;
- la ripisylve n'a pas d'effet sur la dynamique invasive de la plante, dont l'habitat préféré se situe sur les berges et les atterrissements donc toujours en lisière des milieux forestiers ;
- les rivières des massifs calcaires n'apparaissent pas comme plus résistantes à l'invasion que celles des massifs de nature plus acide ;
- il existe sans doute vers le Sud un facteur climatique limitant pour la plante lié à une alimentation en eau insuffisante.

Le rapport conclut sur la nécessité et l'urgence de mettre en place des stratégies de lutte à l'échelle de réseaux hydrographiques cohérents, définit les grands principes de ces stratégies et décrit les différents moyens de développement d'une politique plus globale à l'échelle du bassin RMC pour soutenir ces programmes de lutte.

Mots Clefs : *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinense*, *Polygonum cuspidatum*, plante envahissante, plante exotique, plante introduite, invasion, envahissement, cartographie.

Date de réalisation : 2001

Réalisation de l'étude

Concept. Cours. d'EAU.
Bureau d'étude
Gestion et Restauration
des cours d'eau
chemin du Tilleret
73230 Vêrel-Pragondran
Mireille BOYER, ingénieur-conseil

CEDRAT
DEVELOPPEMENT

Agence de l'Eau
rhône méditerranée corse