

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse

Herausgeber: Schweizerischer Forstverein

Band: 165 (2014)

Heft: 6

Artikel: Gebietsfremde Staudenknöteriche im Schweizer Wald : Auswirkungen und Massnahmen

Autor: Gerber, Esther / Schaffner, Urs

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1097573>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 02.05.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Gebietsfremde Staudenknöteriche im Schweizer Wald – Auswirkungen und Massnahmen

Esther Gerber CAB International (CH)*
Urs Schaffner CAB International (CH)

Exotic knotweeds on Swiss forest sites: consequences and measures to take

Natural areas in Switzerland are home to an increasing number of non-native plant species, so-called neophytes. Some are highly prolific, causing damage to the environment and the economy. Especially some species originally imported as ornamental plants have been accidentally introduced into forest habitats, where their spread has become increasingly problematic. Using the example of exotic knotweeds (*Reynoutria* spp., *Syn Fallopia* spp.), which are among the most aggressive neophytes in Europe, we outline potential consequences of alien plant invasions in forests and give management recommendations to mitigate their negative effects on native ecosystems. Management options discussed include mechanical, chemical and biological methods of control. In regard to the latter, Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) is of particular interest as there is an ongoing classical biological control project against this species in Great Britain.

Keywords: ecosystem impact, forest, invasive plant species, non-native, alien plants, management, *Reynoutria japonica*, *Reynoutria × bohemica*, *Reynoutria sachalinensis*, Switzerland
doi: 10.3188/szf.2014.0150

* Rue des Grillons 1, CH-2800 Delémont, E-Mail e.gerber@cabi.org

Bis heute wurden in der Schweiz über 600 gebietsfremde Pflanzen nachgewiesen (Conedera & Schoenenberger 2014, dieses Heft). Die meisten kommen allerdings nur als unbeständige Arten oder Adventive vor und sind in der einheimischen Flora kaum integriert. Gewisse Arten breiten sich jedoch aus, nehmen einen grossen Flächenanteil in heimischen Habitaten ein und verursachen dabei ökologische Schäden und hohe Kosten. Diese Arten werden invasive Neophyten genannt (Küffer et al 2014, dieses Heft). Während in anderen Erdteilen und auf Inseln die Problematik invasiver Neophyten schon lange bekannt ist, wird das Thema in der Schweiz und im angrenzenden Ausland erst seit Kurzem auch in der Öffentlichkeit wahrgenommen.

Auf der «Schwarzen Liste»¹ des nationalen Daten- und Informationszentrums der Schweizer Flora (Info Flora) werden diejenigen invasiven Neophyten der Schweiz zusammengefasst, die in den Bereichen Biodiversität, Gesundheit oder Ökonomie Schäden verursachen und deren Ausbreitung verhindert werden soll. Die Liste, die zurzeit überarbeitet wird, umfasst 24 Arten. Zudem sind weitere 22 Neophyten auf der «Watch-Liste» (Beobachtungsliste) als Arten eingestuft, die das Potenzial haben, Schäden zu verursachen, und deren Ausbreitung daher überwacht und wenn nötig eingedämmt werden soll.

Mehrere dieser invasiven Neophyten breiten sich auch im Schweizer Wald aus (Tabelle 1). Insbesondere die ursprünglich als Zierpflanzen eingeführten Neophyten werden häufig unbeabsichtigt in die Wälder verschleppt (Nobis 2008). Rusterholz et al (2012) fanden in einem Waldstück in der Nordwestschweiz in der Nähe von Abfallentsorgungsstellen alle 37 in der Nordwestschweiz nachgewiesenen gebietsfremden Pflanzenarten, während auf nahe gelegenen Kontrollflächen nur drei dieser Arten gefunden wurden. Diese Studie weist darauf hin, dass das illegale Entsorgen von Gartenabfällen stark zur Ausbreitung invasiver Pflanzen im Schweizer Wald beiträgt. Daneben führen insbesondere entlang von Strassen und Wegen das Ausbringen von kontaminierter Erde (z.B. bei Wegunterhaltsarbeiten) und das unbeabsichtigte Verschleppen mittels ungereinigter Fahrzeuge oder Arbeitsgeräte zu einer Verbreitung der unerwünschten Arten. Neben diesen anthropogenen Verbreitungsmöglichkeiten gibt es bei einigen Arten auch natürliche Vektoren für die Samenausbreitung. So können beerentragende Neophyten wie der Kirschlorbeer (*Prunus laurocerasus*) zum Beispiel von Vögeln verbreitet werden.

¹ www.infoflora.ch/de/flora/neophyten/listen-und-infoblätter.html (16.1.2014)

Art	Listenstatus	Auswirkungen
Armenische Brombeere (<i>Rubus armeniacus</i>)	Schwarze Liste	V
Bastard-Staudenknöterich (<i>Reynoutria × bohemica</i>)	Schwarze Liste	V, D
Drüsiges Springkraut (<i>Impatiens glandulifera</i>)	Schwarze Liste	V, D
Falsche Akazie, Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	Schwarze Liste	V
Götterbaum (<i>Ailanthus altissima</i>)	Schwarze Liste	V
Henrys Geissblatt (<i>Lonicera henryi</i>)	Watch-Liste	V
Herbstkirsche (<i>Prunus serotina</i>)	Schwarze Liste	V
Japanische Fächerpalme, Hanfpalme (<i>Trachycarpus fortunei</i>)	Watch-Liste (Art mit lokaler bis regionaler Bedeutung)	V
Japanischer Staudenknöterich (<i>Reynoutria japonica</i>)	Schwarze Liste	V, D
Japanisches Geissblatt (<i>Lonicera japonica</i>)	Schwarze Liste	V
Kirschlorbeer (<i>Prunus laurocerasus</i>)	Schwarze Liste	V
Mahonie (<i>Mahonia aquifolium</i>)	Watch-Liste	V
Runzelblättriger Schneeball (<i>Viburnum rhytidophyllum</i>)	Watch-Liste	
Sachalin-Staudenknöterich (<i>Reynoutria sachalinensis</i>)	Schwarze Liste	V, D
Sommerflieder, Schmetterlingsstrauch (<i>Buddleja davidii</i>)	Schwarze Liste	V

Tab 1 Neophyten der Schwarzen Liste und der Watch-Liste, welche in Schweizer Wäldern vorkommen, und ihre Auswirkungen gemäss Info Flora. D = Destabilisierung von Böden, Förderung von Erosion; V = Verdrängung einheimischer Arten.

Generell werden gebietsfremde Pflanzen durch Störungen des Habitats gefördert; dies trifft auch für Neophyten im Wald zu. Die Herbstkirsche (*Prunus serotina*) zum Beispiel profitiert von natürlichen und anthropogenen Störungen des Waldhabitats. Je mehr Licht durch die Baumschicht auf den Boden fällt, desto höher sind die Keimlingsdichten (Godefroid et al 2005). Der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) kommt ebenfalls vorwiegend in Lichtungen oder an Waldrändern vor und scheint sich nur temporär in geschlossenen Habitaten zu halten. Nach einem Waldbrand im Tessin nahm die Dichte des Götterbaums und auch der Robinie (*Robinia pseudoacacia*), des häufigsten Neophyten im Schweizer Wald (Nobis 2008), sprunghaft zu (Maringer et al 2012). Beide Arten dürften im Verlauf einer ungestörten Sukzession von anderen Baumarten wieder verdrängt werden (Arnaboldi et al 2002). Allerdings sondert der Götterbaum Substanzen in den Boden ab, die das Wachstum von einheimischen Arten einschränken oder verhindern können (Gomez-Aparicio & Canham 2008). Sollten sich diese allelopathischen Substanzen auch auf das Wachstum der heimischen Bäume auswirken, könnte sich der Götterbaum auch in Waldhabitaten dauerhaft etablieren.

Der Klimawandel kann als eine andere Form der «Störung» von Lebensräumen betrachtet werden.

Mehrere Untersuchungen deuten darauf hin, dass auch hier gebietsfremde Pflanzen besonders profitieren. Eine Bewertung dieser Veränderung ist manchmal schwer vorzunehmen, wie das Beispiel der immergrünen Neophyten im Tessiner Wald zeigt (Conedera & Schoenenberger 2014, dieses Heft). Mit der Abnahme der Frosttage im Tessin in den letzten Jahrzehnten nahm nicht nur die Anzahl der sich aus den Gärten ausbreitenden, gebietsfremden immergrünen Laubgehölze zu, sondern viele dieser Arten konnten sich gegenüber den einheimischen Laubgehölzen durchsetzen und im Wald etablieren (Walther 2009). Da das Klima eine entscheidende Rolle bei der Zusammensetzung von Pflanzengesellschaften spielt, sind rasche Reorganisationen von Lebensgemeinschaften im Wald als Anpassung an klimatische Veränderungen zu erwarten. Während gebietsfremde Pflanzenarten in diesen neuen Lebensgemeinschaften eine wichtige strukturelle oder funktionelle Rolle spielen können, ist ihr invasives Verhalten im Voraus nicht klar abzuschätzen. Mehrere der in Südeuropa und in anderen Erdteilen aufgrund der ihnen zugesprochenen, positiven Ökosystemdienstleistungen eingeführten Holzpflanzen (z.B. Arten der Gattungen *Acacia*, *Pinus* oder *Prosopis*) gehören heute zu den invasivsten Neophyten der Welt (Lowe et al 2000).

Im Folgenden soll am Beispiel der gebietsfremden Staudenknöteriche (*Reynoutria* spp., Syn. *Fallopia* spp.), die auch als asiatische Staudenknöteriche bezeichnet werden, ausführlicher aufgezeigt werden, welche Auswirkungen invasive, gebietsfremde Pflanzen in heimischen Habitaten haben können und wie sie bekämpft beziehungsweise wie ihre negativen Auswirkungen vermindert werden können.

Gebietsfremde Staudenknöteriche

Im 19. Jahrhundert wurden einige Staudenknötericharten aus Ostasien als Zierpflanzen nach Europa und Nordamerika eingeführt. In der Zwischenzeit haben sie sich stark ausgebreitet und werden heute weltweit unter den hundert schlimmsten invasiven Arten aufgelistet (Lowe et al 2000). In der Schweiz findet man heute zwei Staudenknötericharten und eine Hybridart. Der Japanische Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*, Syn. *Fallopia japonica*) und der Sachalin-Staudenknöterich (*Reynoutria sachalinensis*, Syn. *Fallopia sachalinensis*) können anhand von Stängelfarbe und Blattform leicht unterschieden werden: Die Stängel des Japanischen Staudenknöterichs sind hellgrün mit braun-rötlichen Flecken, die beim Sachalin-Staudenknöterich fehlen. Die Blätter des Japanischen Staudenknöterichs sind 10 bis 18 Zentimeter lang und am Blattansatz gerade, während der Sachalin-Staudenknöterich herzförmige Blätter hat, die bis zu vierzig Zentimeter lang sein können (Abbildung 1). Die Blattunter-

Abb 1 Grössenvergleich zwischen einem Blatt des Japanischen Staudenknöterichs (kleines Blatt) und einem Blatt des Sachalin-Staudenknöterichs (grosses Blatt).



seite des Sachalin-Staudenknöterichs ist behaart, die Blätter des Japanischen Staudenknöterichs sind haarlos. Der Bastard-Staudenknöterich (*Reynoutria × bohemica*), der Hybrid zwischen dem Japanischem und dem Sachalin-Staudenknöterich, ist oftmals nur schwer von der einen oder der anderen Elternart zu unterscheiden, zumindest ohne genetische Analysen. Alle drei Arten weisen eine ähnliche Biologie auf, haben ähnliche Verbreitungsgebiete in Europa und verursachen ähnliche Schäden. Daher werden sie meist zusammenfassend als gebietsfremde Staudenknöteriche bezeichnet.

Gebietsfremde Staudenknöteriche sind ausdauernde Pflanzen, deren oberirdische Teile schon beim ersten Frost völlig absterben. Zeitig im Frühjahr treiben die neuen Stängel aus dem grossen unterirdischen Wurzelstock (Rhizom) wieder aus. Dieser unterirdische Teil macht rund zwei Drittel der gesamten Pflanzenmasse aus, stellt also einen gewal-

tigen Nährstoffspeicher dar, der es dem Staudenknöterich im Frühjahr ermöglicht, durch sein schnelles Wachstum die langsameren einheimischen Pflanzenarten zu übertreffen. Gebietsfremde Staudenknöteriche haben legendäre Regenerationseigenschaften: Der Japanische Staudenknöterich regeneriert sich aus Rhizomstückchen von nur 0.7 Gramm Gewicht oder einigen Millimetern Länge sowie aus kleinsten Stängelstücken (Brock & Wade 1992). Überflutungen fördern die Ausbreitung von Rhizom- oder Stängelstücken, sodass die gebietsfremden Staudenknöteriche vor allem entlang von Gewässern und in Feuchtgebieten zum Problem werden. Sie sind jedoch nicht auf feuchte Standorte begrenzt, sondern besiedeln eine Vielzahl von Habitaten (Deponien und Halden, Strassenränder, Gleisanlagen, Brachen und andere gestörte Bereiche). Auch in baumbestanden Flächen können sie sich trotz Schattendach der Baumkronen etablieren (Abbildung 2). Menschliche Aktivitäten, vor allem das Deponieren von Pflanzenabfällen und Erde, die mit Rhizomresten verseucht sind, haben die Ausbreitung dieser Arten über ganz Europa beschleunigt.

Auch geschlechtliche Vermehrung kann bei gebietsfremden Staudenknöterichen vorkommen, wobei der Japanische Staudenknöterich ein Spezialfall ist, da seine männlich-sterilen Blüten keine begattungsfähigen Pollen produzieren. Allerdings können die Blüten vom Pollen des Sachalin-Staudenknöterichs und des Bastard-Staudenknöterichs befruchtet werden. Samenansatz an Pflanzen des Japanischen Staudenknöterichs deutet also auf Hybridisierung hin. Samen der gebietsfremden Staudenknöteriche sind keimfähig, und gekeimte Jungpflanzen können sich in freier Natur etablieren (Saad et al 2011). Es ist jedoch noch unklar, wie wichtig die geschlechtliche Vermehrung zur Ausbreitung des Sachalin- und des Bastard-Staudenknöterichs ist. Sicher ist jedoch, dass die Verhinderung der vegetativen Ausbreitung zurzeit höchste Priorität hat.



Abb 2 Flächiges Vorkommen eines gebietsfremden Staudenknöterichs in einem Waldbestand.

Einfluss auf die Umwelt

Gebietsfremde Staudenknöteriche zählen zu den aggressivsten invasiven Pflanzenarten in Europa, und ihre Ausbreitung hat weitreichende Folgen für die einheimische Biodiversität. Am augenfälligsten ist ihr Einfluss auf die einheimische Vegetation (Abbildung 3 links). An vielen Standorten bilden gebietsfremde Staudenknöteriche dichte, manchmal fast monokulturartige Bestände, in denen die meisten einheimischen Arten nur in geringer Dichte vorkommen oder vollständig fehlen. Verschiedene Mechanismen tragen zur Verdrängung einheimischer Arten bei: Beschattung durch schnelles Wachstum der Stängel und grosse Blätter früh im Jahr, Konkurrenz um Nährstoffe im Boden sowie Absonderung

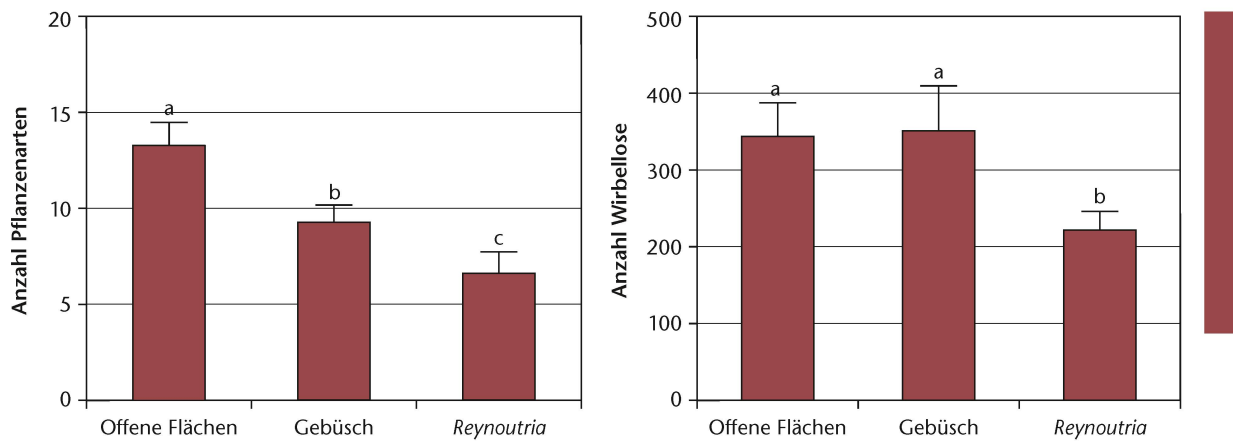


Abb 3 Vergleich der Anzahl Pflanzenarten (links) und der Wirbellosenabundanz (rechts) an Standorten in Westeuropa mit natürlicher Vegetation (offene Flächen und Gebüsch) und Staudenknöterichflächen (Reynoutria). Dargestellt sind Mittelwerte (Säulen) und Standardfehler. Verschiedene Buchstaben über den Balken geben statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen an (t-Test, $p < 0.05$). Quelle: Gerber et al 2008.

von Substanzen in den Boden, die das Wachstum anderer Pflanzenarten hemmen (Murrell et al 2011). Bienen und andere Bestäuber meiden das Innere von dichten Staudenknöterichbeständen, sodass die Samenproduktion von Pflanzen, die auf Insekten angewiesen sind, abnimmt. Die Samenproduktion der Roten Waldnelke (*Silene dioica*) ist, wie eine Studie zeigte, innerhalb von Staudenknöterichbeständen im Vergleich zu ausserhalb um 93% reduziert (Gerber et al 2007). Zudem bildet die dicke Lage absterbender Staudenknöterichstängel und -blätter eine sich nur langsam zersetzende Schicht, welche die Keimung anderer Pflanzenarten erschwert. Gebietsfremde Staudenknöteriche wirken sich auch nachteilig auf einheimische Wirbellose aus, da sie eine minderwertigere Futterquelle für pflanzenfressende Wirbellose darstellen (Krebs et al 2011), was zu einer Abnahme der Häufigkeit und Artenvielfalt dieser wichtigen Organismengruppe führt (Abbildung 3 rechts; Gerber et al 2008b, Stoll et al 2012). Zudem sind viele Insektenarten eng an einheimische Pflanzenarten gebunden. Werden diese von Staudenknöterichen verdrängt, verschwinden auch sie. Auch weitere Wirbelosengruppen (Zersetzer und räuberische Wirbellose wie z.B. Spinnen) sind betroffen (Gerber et al 2008b). Nimmt aber der Wirbellosenbestand in einem Lebensraum ab, werden als Folge davon auch eine Vielzahl von anderen Organismen in Mitleidenschaft gezogen: insektenfressende Vogelarten, Amphibien, Fledermäuse und viele mehr (z.B. Maerz et al 2005).

Gebietsfremde Staudenknöteriche können auch beachtliche wirtschaftliche Schäden anrichten, denn ihre kräftigen Triebspitzen durchdringen Asphaltdecken, Gebäudefundamente, Betonmauern und Entwässerungsrohre. Bei grösseren Neubau- oder Renovierungsprojekten können die geschätzten zusätzlichen Kosten für die sachgemässe Entfernung von gebietsfremden Staudenknöterichen bis zu 10% der Gesamtkosten ausmachen (Shaw & Sei-

ger 2002). Kontaminierter Boden muss als Sondermüll behandelt werden, da sich die Pflanzen aus kleinsten Rhizomresten regenerieren können. Stark befallene Gewässerläufe führen bei Hochwasser weniger Wasser ab, was das Überflutungsrisiko erhöht. Im Winter führen die oberirdisch abgestorbenen Bestände zudem zu einem erhöhten Erosionsabtrag von ungeschützten Uferbänken (Child et al 1992). Dominanzbestände verhindern in der Forstwirtschaft die Naturverjüngung und verursachen Schäden in Pflanzungen, da durch die starke Konkurrenz das Wachstum von Jungbäumen behindert wird (Aguilera et al 2010, Green 2013). Auch die natürliche Verjüngung von Ufergehölzen ist in Beständen gebietsfremder Staudenknöteriche nicht mehr möglich.

Bekämpfung

Überall in Europa gibt es Anstrengungen, die gebietsfremden Staudenknöteriche zurückzudrängen. Dies ist jedoch sehr arbeitsintensiv, da die Pflanzen von ihrem grossen, unterirdischen Rhizomwerk profitieren. Ein einmaliges Ausreissen der Pflanzen hilft nur bei sehr kleinen Beständen. Bei grossen und mehrjährigen Beständen dauert die Bekämpfung, unabhängig davon, welche Methode angewendet wird, länger, und die Massnahmen müssen konsequent über mehrere Jahre durchgeführt werden. Folgende Kategorien von Massnahmen können unterschieden werden: mechanische, chemische und biologische Bekämpfung. Gewisse Massnahmen können auch in Kombination angewendet werden, zum Beispiel chemische und mechanische Bekämpfung. Vor einer Bekämpfung soll das Ziel geklärt werden. Soll der Bestand getilgt (vollständig beseitigt) werden, handelt es sich um eine eigentliche Rhizombekämpfung, weil das schwierige Beseitigen oder Abtöten der Rhizome im Vordergrund steht. Geht es darum, die weitere Ausbreitung zu unterbinden oder die negativen Aus-

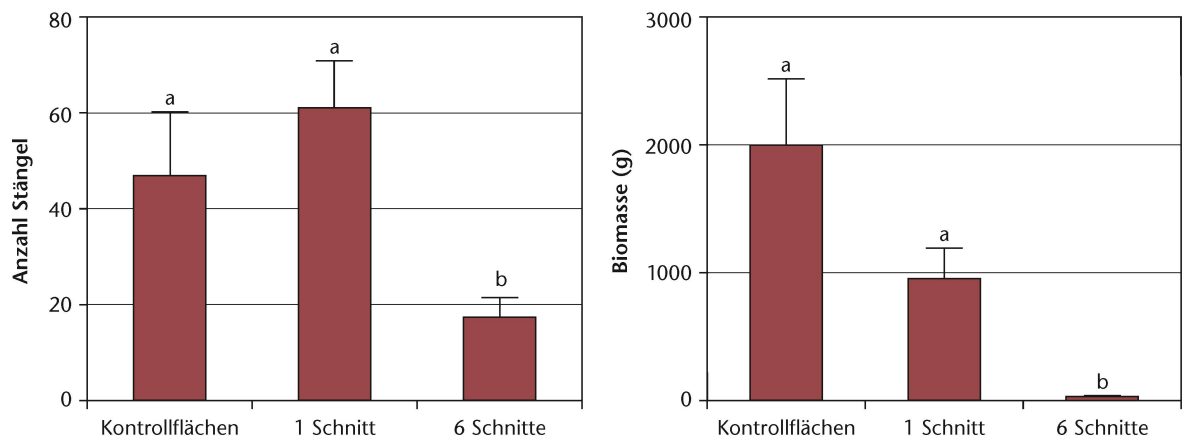


Abb 4 Anzahl Staudenknöterichstängel (links) und Biomasse (rechts) im Mai 2008 nach drei Jahren Behandlung (ein Schnitt und sechs Schnitte während der Vegetationsperiode) im Vergleich zu unbehandelten Staudenknöterichflächen (Kontrollflächen) in Belfort, Frankreich. Dargestellt sind Mittelwerte (Säulen) und Standardfehler. Verschiedene Buchstaben über den Balken geben statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen an (t-Test, $p < 0.05$). Quelle: Gerber et al, unveröffentlicht.

wirkungen auf das Ökosystem abzuschwächen, kann sich die Behandlung vor allem auf die Reduktion der oberflächlichen Pflanzenmasse beschränken.

Mechanische Bekämpfung

Gebietsfremde Staudenknöteriche können durch mehrjähriges und häufiges Entfernen (Abschneiden, Abreissen, Abbrennen) aller oberirdischen Teile deutlich geschwächt werden. Untersuchungen haben gezeigt, dass bei einer regelmässigen Mahd (mindestens sechsmal während der Wachstumsphase) der oberirdische Austrieb sichtlich verringert werden kann (Gerber et al, unveröffentlicht²). Im Frühling des dritten Jahres war die oberirdische Biomasse gegenüber unbehandelten Kontrollbeständen um über 90% zurückgegangen (Abbildung 4). In der Folge konnte von einem sechsmaligen Schnitt auf ein zwei- bis dreimaliges Ausreissen der nachwachsenden Sprossen übergegangen werden. Gleichzeitig stieg die Anzahl einheimischer Pflanzenarten und Wirbellose auf den behandelten Flächen wieder an, d.h., die negativen ökologischen Auswirkungen der gebietsfremden Staudenknöteriche konnten teilweise wieder rückgängig gemacht werden. Auch weniger aufwendige Massnahmen wie etwa nur eine Mahd pro Jahr können die negativen Auswirkungen der gebietsfremden Staudenknöteriche auf die einheimischen Pflanzen mindern, da die Zahl der einheimischen Arten auf den gemähten Flächen wieder ansteigt (Gerber et al, unveröffentlicht²). In einem anderen Pilotversuch führte auch eine mehrjährige und sechs Mal in der Saison durchgeführte Mahd der oberirdischen Triebe nicht zur Tilgung gebietsfremder Staudenknöteriche (Bollens & Fischer 2013). Bei diesen Formen der mechanischen Bekämpfung (Mahd oder Ausreissen) ist es entscheidend, dass die Behandlung kontinuierlich über mehrere Jahre angewendet wird und dass das anfallende Schnittgut sachgemäss entsorgt wird, damit die Verbreitung der Staudenknöteriche nicht noch gefördert wird.

Andere mechanische Bekämpfungsstrategien richten sich gegen die unterirdischen Speicherorgane: Ein mit Staudenknöterichrhizomen versetzter Boden kann ausgehoben, wegtransportiert und speziell entsorgt werden. Es besteht auch die Möglichkeit, das ausgehobene Material vor Ort zu dekontaminieren. Hierfür muss das verseuchte Bodenmaterial mithilfe eines Schaufelseparators zerkleinert und danach während etwa eines Jahres unter einer Plastikfolie gelagert werden (Abbildung 5; Boyer 2013). An verschiedenen Standorten konnte mit dieser Methode der oberirdische Austrieb von gebietsfremden Staudenknöterichen um 100% reduziert werden.³ Beim Ausgraben muss darauf geachtet werden, dass das gesamte Rhizom ausgehoben wird, da die Pflanze sonst wieder austreiben kann. Ausserdem muss, wie auch bei allen anderen Methoden, mit denen Rhizome freigelegt werden, darauf geachtet werden, dass eine Verschleppung verhindert wird. Sämtliche Arbeitsgeräte, die bei der Staudenknöterichbekämpfung verwendet wurden, müssen sorgfältig gereinigt werden.

Weitere mechanische Methoden wie das Abdecken der Pflanzen mit Plastikfolie oder Geotextil (Gerber et al, unveröffentlicht²), das Einbringen von heissem Dampf⁴ oder das Einleiten von elektrischem Strom in befallene Flächen mit dem Ziel, unterirdische Staudenknöterichteile abzutöten,⁵ haben

2 GERBER E, MURRELL C, KREBS C, BILAT J, SCHAFFNER U (2010) Evaluating non-chemical management methods against invasive exotic knotweeds, *Fallopia* spp. Delémont: CABI Europe, unveröffentlicht.

3 BOYER M (2013) Expérimentations d'une méthode de gestion mécanisée des Renouées exotiques envahissantes (*Fallopia* spp) en France, Suisse et Allemagne. www.gt-ibma.eu/fiches-exemples (27.1.2014).

4 www.daempfen-dampfkessel-blog.de/2009/10/das-regierungsprasidium-freiburg-bekampft-das-ingeschleppte-wildkraut-japan-knoterich-mit-heissem-dampf (27.1.2014)

5 MÜLLER C (1998) Wirksame Methoden zur Bekämpfung des Japanischen Staudenknöterichs (*Reynoutria japonica*). Zwischenbericht zuhanden Schweiz. Bundesbahnen.



Abb 5 Staudenknöterichstandort im Jura bevor (oben), während (Mittel) und unmittelbar nach (unten) der Rhizomquetschungsbehandlung. Fotos: M. Boyer und E. Gerber

sich nicht bewährt oder sind zu teuer im Vergleich zu ihrer Wirksamkeit.

Chemische Bekämpfung

Verschiedene Möglichkeiten, gebietsfremde Staudenknöteriche mithilfe von Herbiziden zu eliminieren, wurden ausprobiert, wobei unterschiedliche Wirkstoffe und Spritzmittelkonzentrationen getestet wurden (Bollens & Fischer 2013). Oft werden Herbizidbehandlungen mit Glyphosat eingesetzt. In einem in der Schweiz laufenden Versuch werden sieben verschiedene Anwendungszeitpunkte und Applikationsmethoden untersucht (Bollens & Fischer 2013). Auch vier verschiedene Kombinationen von Bodenbearbeitung und Herbizidanwendung werden getestet. Mit dem Einsatz von Herbizid über vier Jahre ist es gelungen, die Biomasse von gebietsfremden Staudenknöterichen im Mittel um über 99% zu verringern. 38% der behandelten Flächen waren nach vier Jahren oberirdisch frei von gebietsfremden Staudenknöterichen. Die Rhizome der Staudenknöteriche können jedoch über eine lange Zeit ruhen und nach Abschluss der Herbizidanwendung wieder austreiben. Unbestätigten Beobachtungen

zufolge sollen sie mehr als zehn Jahre lang überleben können (Trevor Renals, Invasive Species Advisor, Environment Agency, Cornwall UK, persönliche Mitteilung). Auch in der Studie von Bollens und Fischer (2013) trieben Rhizomstücke, welche in Flächen ohne oberirdischen Austrieb entnommen worden waren, in Topfversuchen wieder aus. Es ist daher unumgänglich, ehemals befallene Standorte nach der Behandlung über viele Jahre zu beobachten.

In den erwähnten Versuchen waren die Kosten für die chemischen Bekämpfungsmassnahmen tiefer als für die mechanischen (Bollens & Fischer 2013). Allerdings besteht das Problem, dass fast alle Herbizide in den meisten europäischen Ländern in Feuchtgebieten und an Fliessgewässern verboten sind, also genau dort, wo sich gebietsfremde Staudenknöteriche am stärksten ausgebreitet haben. Im Wald ist der Einsatz von Herbiziden ebenfalls generell verboten.

Biologische Bekämpfung

Konkurrenzexperimente mit verschiedenen einheimischen Krautpflanzen (Rohrglanzgras, *Phalaris arundinacea*; Gemeine Pestwurz, *Petasites hybridus*; Sumpfschilf, *Carex acutiformis*; Schilf, *Phragmites australis*) und Gehölzarten (Schwarzerle, *Alnus glutinosa*; Purpurweide, *Salix purpurea*) zeigten, dass keine der eingesetzten Pflanzenarten gebietsfremde Staudenknöteriche am Wachstum hindern, geschweige denn diese verdrängen konnten (Alberternst 1998). Gute Erfahrungen wurden einzig mit sogenannten Weidenspreitlagen an Fliessgewässern gemacht. Eine bodendeckende Lage aus austriebsfähigen Ruten von Strauchweiden kann das Nachwachsen gebietsfremder Staudenknöteriche lokal verhindern und dient gleichzeitig dem Hochwasserschutz (Walser 1995). Die Staudenknöteriche werden dadurch aber nicht eliminiert, und die Gefahr einer seitlichen Ausbreitung bleibt bestehen.

Eine weitere Möglichkeit der biologischen Bekämpfung von gebietsfremden Staudenknöterichen bietet die klassische biologische Kontrolle. Unter dieser Methode versteht man die gezielte Freisetzung von spezialisierten Gegenspielern, meist pflanzenfressenden Insekten oder Erregern von Pilzkrankheiten, aus dem ursprünglichen Verbreitungsgebiet der Pflanze, mit dem Ziel, deren Häufigkeit im Invasionsgebiet unter einen ökologischen oder ökonomischen Schwellenwert zu drücken oder deren Ausbreitung zu bremsen. Diese Methode wird weltweit seit mehr als hundert Jahren und in vielen Fällen mit gutem Erfolg eingesetzt (Moran et al 2005, Palmer et al 2010). Die klassische biologische Kontrolle kommt in der Regel dann zu Anwendung, wenn andere Methoden ausgeschöpft oder finanziell nicht durchführbar sind. Eine in England durchgeführte Analyse aller traditionellen (chemischen und mechanischen) Bekämpfungsmassnahmen gegen gebietsfremde Staudenknöteriche kam zum Schluss, dass bisher trotz

hohen Investitionen (1.5 Mia. GBP allein im Jahr 2003) keine der angewandten Methoden erfolgreich war (Kabat 2006). Angesichts dieser Situation schlossen sich private und öffentliche Organisationen zu einem Konsortium zusammen, das im Jahr 2001 ein Forschungsprogramm zur Abklärung der Möglichkeiten einer klassischen biologischen Kontrolle des Japanischen Staudenknöterichs in England startete.

In Asien leben rund 200 Insekten- und 40 Pilzarten auf dem Japanischen Staudenknöterich. Einige dieser Arten wurden von Forschern in Japan gesammelt und in eine Quarantänestation in England gebracht, wo sie auf ihre Wirtsspezifität hin untersucht wurden. Nach einer fünfjährigen Testphase wurde der Antrag gestellt, die japanische Blattflohart *Aphalara itadori* in England auszusetzen. Dieses Pflanzensaft saugende Insekt, das nach seiner Wirtspflanze Itadori, dem japanischen Wort für Japanischer Staudenknöterich, benannt ist, hat einen sehr engen Wirtspflanzenbereich. Von den 87 getesteten Pflanzenarten und -varietäten konnte sich *A. itadori* nur auf gebietsfremden Staudenknöterichen entwickeln (Shaw et al 2009). Im März 2010 genehmigte das englische Ministerium für Naturschutz die Freisetzung, und im April 2010 wurden die ersten Insekten ausgesetzt. Drei Jahre später befinden sich die Populationen des Blattfloh immer noch im Aufbau. Sollte der Blattfloh in England in der Bekämpfung von gebietsfremden Staudenknöterichen erfolgreich sein, könnte er auch auf dem europäischen Festland und in anderen Regionen der Welt, in denen der Japanische Staudenknöterich invasiv ist, freigesetzt werden. So ist beim Landwirtschaftsdepartement der USA kürzlich ein Antrag zur Freisetzung von *A. itadori* eingereicht worden. Zur Abklärung der Risiken einer bewussten oder zufälligen Etablierung des Blattfloh in der Schweiz laufen zurzeit zusätzliche Wirtsspezifitätsabklärungen mit einheimischen, dem Japanischen Staudenknöterich nahe verwandten Pflanzenarten, die in den englischen Studien nicht berücksichtigt wurden.

Ausblick

Während invasive Neophyten in Wäldern der Südschweiz bereits stark verbreitet sind, ist ihr Vorkommen in den Wäldern der Deutschschweiz bisher lokal begrenzt. Ihre Ausbreitung wird aber auch hier vielerorts beobachtet, und lokale Probleme sind bekannt. Die Erfahrungen mit invasiven Baum- und Straucharten in Südeuropa und in anderen Erdteilen deuten klar darauf hin, dass biologische Invasionen auch vor Wäldern nicht haltmachen. Es ist deshalb wichtig, die Ausbreitung invasiver Pflanzenarten auch im Wald zu beobachten und mögliche negative Auswirkungen sich ausbreitender Arten zu dokumentieren und wo möglich zu minimieren. Illegales

Entsorgen von Gartenabfällen oder die Verschiebung kontaminierter Erde (z.B. im Zusammenhang mit dem Waldstrassenunterhalt oder der Benutzung verschmutzter Forstmaschinen) muss vermieden werden. Im kürzlich erstellten «Konzept zum Umgang mit biotischen Gefahren für den Wald» (IC Infraconsult 2011) werden verschiedene Massnahmen skizziert, die zum Schutz des Waldes vor invasiven Neophyten und anderen invasiven Organismen zu ergreifen sind. Dabei umfasst der Massnahmenkatalog nicht nur die Prävention (z.B. Verbesserung der phytosanitären Einfuhrkontrollen) und die Bekämpfung (Festlegung von organismusspezifischen Bekämpfungsstrategien, Stärkung der kantonalen Forst- und Pflanzenschutzdienste), sondern auch die Vernetzung und Koordination (z.B. Intensivierung der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit, Stärkung der Vollzugsstruktur im Bundesamt für Umwelt), die Aus- und Weiterbildung (z.B. Überprüfung und Anpassung von Lehr- und Studienplänen) sowie die Information und Sensibilisierung (Information der Öffentlichkeit, Fachstellen und Branchenverbände). Eine Schätzung der mit den Massnahmen verbundenen Kostenfolgen soll im Rahmen einer Umsetzungsplanung vorgenommen werden (IC Infraconsult 2011). ■

Eingereicht: 30. September 2013, akzeptiert (mit Review): 10. Januar 2014

Literatur

- AGUILERA AG, ALPERT P, DUKES JS, HARRINGTON R (2010) Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biol Invasions* 12: 1243–1252.
- ALBERTERNST B (1998) Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von *Reynoutria*-Sippen in Baden-Württemberg. Freiburg: Culterra Band 23. 198 p.
- ARNABOLDI F, CONEDERA M, MASPOLI G (2002) Distribuzione e potenziale invasivo di *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle nel Ticino centrale. *Boll Soc Ticin Sci Nat* 90: 93–101.
- BOLLENS U, FISCHER D (2013) Pilotversuch zur Bekämpfung des Japanknöterichs: Schlussbericht 2012. Zürich: Baudirektion Kanton Zürich. 104 p.
- BOYER M (2013) Eliminer la renouée du Japon. *Espaces Naturels* 42: 37.
- BROCK J, WADE M (1992) Regeneration of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) from rhizomes and stems: observation from greenhouse trials. In: Proceedings of the IXth International Symposium on the Biology of Weeds, 16–18 Sep 1992, Dijon, France. pp. 85–94.
- CHILD LE, DE WAAL LC, WADE PM, PALMER JP (1992) Control and management of *Reynoutria* species (Knotweed). *Asp Appl Biol* 29: 295–307.
- CONEDERA M, SCHOENENBERGER N (2014) Wann werden gebietsfremde Gehölze invasiv? Ein methodologischer Ansatz. *Schweiz Z Forstwes* 165: 158–165. doi: 10.3188/szf.2014.0158
- GERBER E, JAEGLE B, HEINRICH F, SCHAFFNER U (2007) Impact des renouées exotiques envahissantes *Fallopia* spp. sur les pollinisateurs, ainsi que sur la reproduction d'une espèce végétale indigène. *Actes de la Société jurassienne d'Emulation*: 37–46.

- GERBER E, KREBS C, MURRELL C, MORETTI M, ROCKLIN R ET AL (2008B) Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biol Cons* 141: 646–654.
- GODEFROID S, PHARTYAL SS, WEYEMBERGH G, KOEDAM N (2005) Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. *For Ecol Manage* 210: 91–105.
- GOMEZ-APARICIO L, CANHAM CD (2008) Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *J Ecol* 96: 447–458.
- GREEN S (2003) A review of the potential for the use of bioherbicides to control forest weeds in the UK. *Forestry* 76: 285–298.
- INFRACONSULT (2011) Konzept zum Umgang mit biotischen Gefahren für den Wald. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt und des Bundesamtes für Landwirtschaft. Bern: IC Infraconsult. 58 p.
- KABAT TJ, STEWART GB, PULLIN AS (2006) Are Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) control and eradication interventions effective? www.environmentalevidence.org/Documents/Completed_Reviews/SR21.pdf (2.2.2014)
- KREBS C, GERBER E, MATTHIES D, SCHAFFNER U (2011) Herbivore resistance of invasive *Fallopia* species and their hybrids. *Oecologia* 167: 1041–1052.
- KUEFFER C, BUGMANN H, CONEDERA M (2014) Invasive Neobiota im Wald: Konzepte und wissenschaftliche Grundlagen. *Schweiz Z Forstwes* 165: 124–131. doi: 10.3188/szf.2014.0124
- LAUBER K, WAGNER G, GYGAX A (2012) *Flora Helvetica*. Bern: Haupt, 5 ed. 1656 p.
- LOWE S, BROWNE M, BOUDJELAS S, DE POORTER M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database. www.issg.org/database/species/reference_files/100English.pdf (2.2.2014)
- MAERZ JC, BLOSSEY B, NUZZO V (2005) Green frogs show reduced foraging success in habitat invaded by Japanese knotweed. *Biodiv Cons* 14: 2901–2911.
- MARINGER J, WOHLGEMUTH T, NEFF C, PEZZATTI GB, CONEDERA M ET AL (2012) Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. *Flora* 207: 19–29.
- MORAN VC, HOFFMANN JH, ZIMMERMANN HG (2005) Biological control of invasive alien plants in South Africa: necessity, circumspection, and success. *Front Ecol Environ* 3: 71–77.
- MURRELL C, GERBER E, KREBS C, PAREPA M, SCHAFFNER U (2011) Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. *Am J Bot* 98: 1–6.
- NOBIS M (2008) Invasive Neophyten auch im Wald? *Wald Holz* 89 (8): 46–49.
- PALMER WA, HEARD TA, SHEPPARD AW (2010) A review of Australian classical biological control of weeds programs and research activities over the past 12 years. *Biol Cont* 52: 271–287.
- RUSTERHOLZ HP, WIRZ D, BAUR B (2012) Garden waste deposits as a source for non-native plants in mixed deciduous forests. *Appl Veg Sci* 15: 329–337.
- SAAD L, TIÉBRÉ MS, HARDY OJ, MAHY G, VANDERHOEVEN S (2011) Patterns of hybridization and hybrid survival in the invasive alien *Fallopia* complex (Polygonaceae). *Plant Ecol Evol* 144: 12–18.
- SHAW RH, SEIGER LA (2002) Japanese knotweed. In: Blossey B, Hoddle M, Reardon R, editors. *Biological control of invasive plants in the eastern United States*. Morgantown, WV: USDA Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team. pp. 159–166.
- SHAW RH, BRYNER S, TANNER R (2009) The life history and host range of the Japanese knotweed psyllid, *Aphalara itadori* Shinji: Potentially the first classical biological weed control agent for the European Union. *Biol Cont* 49: 105–113.
- STOLL P, GATZSCH K, RUSTERHOLZ H-P, BAUR B (2012) Response of plant and gastropod species to knotweed invasion. *Basic Appl Ecol* 13: 232–240.
- WALSER B (1995) Praktische Umsetzung der Knöterichbekämpfung. In: Böcker R, Gebhardt H, Konold W, Schmidt-Fischer S, editors. *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management*. Landsberg: Ecomed. pp. 161–172.
- WALTHER GR, ROQUES A, HULME PE, SYKES MT, PYSEK P ET AL (2009) Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends Ecol Evol* 24: 686–693.

Gebietsfremde Staudenknöteriche im Schweizer Wald – Auswirkungen und Massnahmen

Immer mehr gebietsfremde Pflanzen, sogenannte Neophyten, etablieren sich in der Schweiz in der freien Wildbahn. Einige davon breiten sich stark aus und verursachen ökologische Schäden und hohe Kosten. Insbesondere manche ursprünglich als Zierpflanzen eingeführte Neophyten werden unbeabsichtigt auch in die Wälder verschleppt, wo sie sich – häufig nach Störungen des Habitats – ausbreiten und Probleme verursachen können. Am Beispiel der gebietsfremden Staudenknöteriche (*Reynoutria* spp., Syn. *Fallopia* spp.), die zu den aggressivsten invasiven Pflanzenarten in Europa zählen, beschreiben wir, welche Auswirkungen invasive Neophyten im Schweizer Wald haben können und wie sie bekämpft beziehungsweise ihre negativen Auswirkungen vermindert werden können. Dabei wird zwischen mechanischer, chemischer und biologischer Bekämpfung unterschieden. Der Japanische Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*) ist dabei von besonderem Interesse, weil diese Art in England Ziel eines Programmes zur klassischen biologischen Bekämpfung ist.

Renouées exotiques dans la forêt suisse – conséquences et mesures

Toujours plus de plantes exotiques, les néophytes, s'établissent dans les espaces naturels de la Suisse. Certaines prolifèrent et causent des dommages écologiques ainsi que des coûts importants. En particulier, certains néophytes, importés à l'origine comme plantes ornementales, ont été accidentellement amenées en forêt, où elles se sont répandues, surtout sur des sites perturbés, et causent des problèmes. A l'exemple des renouées exotiques (*Reynoutria* spp., Syn. *Fallopia* spp.), qui comptent parmi les plantes envahissantes les plus agressives d'Europe, nous décrivons les conséquences potentiels des néophytes envahissants en forêt et les moyens de les combattre, ou, au moins, de limiter leurs effets négatifs. Nous distinguons à cet effet la lutte mécanique, chimique et biologique. La renouée du Japon (*Reynoutria japonica*) est particulièrement intéressante, car elle fait l'objet en Grande-Bretagne d'un programme de lutte biologique classique.