info flora

www.infoflora.ch

Invasive Neophyten: Eine Bedrohung für die Biodiversität, Gesundheit und/oder Wirtschaft

Art der **Liste der invasiven gebietsfremden Arten**

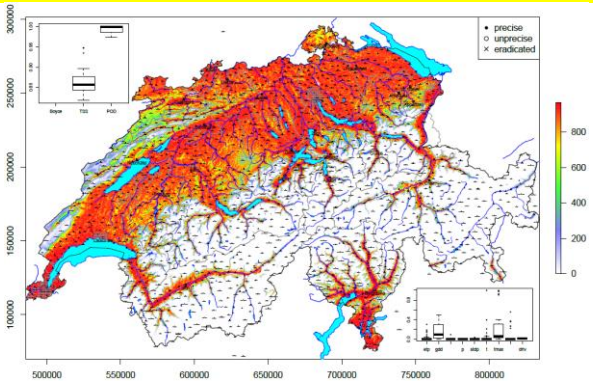
Art mit Umgangsverbot (FrSV, Anhang 2.1)

Asiatische Staudenknöteriche (Knöterichgewächse)

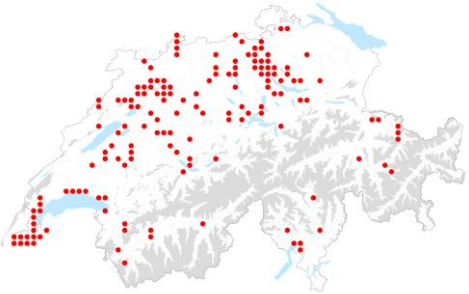
Reynoutria japonica aggr. (*R. japonica* Houtt., *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, *R.* ×*bohemica* Chrtek & Chrtková; Polygonaceae)

Die Asiatischen Staudenknöteriche wurden ab dem 19. Jh in Europa eingeführt. Der Japanische Staudenknöterich *R. japonica* und der Sachalin-Staudenknöterich *R. sachalinensis* wurden als Zier- und Futterpflanzen genutzt. Ihr Hybrid, der Bastard-Staudenknöterich *R.* x*bohemica* wurde aber erst ab 1983 in Osteuropa beschrieben. Das hohe Ausbreitungspotenzial der drei Asiatischen Staudenknöteriche wird durch Rhizom- und Sprossteile erreicht. Trotz ihrer breiten ökologischen Amplitude wachsen Asiatische Staudenknöteriche hauptsächlich an Ufern, entlang derer Pflanzenfragmente über weite Strecken transportiert werden können (vegetative Vermehrung). Sie bilden dichte Bestände, welche die Zusammensetzung der Vegetation und die Biodiversität der Wirbellosen stark verändern und somit direkte Auswirkungen auf einheimische Arten haben. Ihre oberirdischen Stängel sterben im Winter ab, hinterlassen einen nackten Boden und schwächen die dadurch erosionsgefährdeten Ufer.

R. japonica (Verbreitungskarte InfoFlora)



Potenzielle Ausbreitung von *R. japonica* (Universität von Lausanne)



R. sachalinensis (Verbreitungskarte InfoFlora)

R. ×*bohemica* (Foto: Antoine Jousson)

Inhaltsverzeichnis

Taxonomie und Nomenklatur **2**

Beschreibung des Aggregats **2**

Ökologie und Verbreitung **5**

Ausbreitung und Auswirkungen **6**

Gesetzliche Grundlagen **9**

Bekämpfung **9**

Fundorte melden **10**

Weitere Informationen **11**

Taxonomie und Nomenklatur

Wissenschaftlicher Name

Beide Arten und ihr Hybrid sind alle innerhalb des Aggregats *Reynoutria japonica* aggr. enthalten. Der Bastard-Staudenknöterich ist ein stabilisierter Hybrid (ohne Elternarten vorkommend). Der Hybrid entsteht aus der Kreuzung von *R. japonica* × *R. sachalinensis* und wird oft mit diesen verwechselt.

Japanischer Staudenknöterich
Akzeptierter Name (Flora Helvetica 2018/DB-TAXREFv1): *Reynoutria japonica* Houtt.
Synonyme: *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.; *Polygonum cuspidatum* Siebold & Zucc.

Sachalin-Staudenknöterich
Akzeptierter Name (Flora Helvetica 2018/DB-TAXREFv1): *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai
Synonyme: *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decr.; *Polygonum sachalinense* F. Schmidt.

Bastard-Staudenknöterich
Akzeptierter Name (Checklist 2017): *Reynoutria ×bohemica* Chrtek & Chrtková
Synonyme: *Fallopia ×bohemica* (Chrtek & Chrtková) J.P. Bailey; *Polygonum ×bohemicum* (Chrtek & Chrtková) Zika & Jacobson

Referenzen:
Weitere Informationen zur Nomenklatur des Aggregats und ihren möglichen Hybriden: Bailey et al. (2009)
The Plant List: www.theplantlist.org; Euro+Med PlantBase: www.emplantbase.org/home.html; Tropicos: www.tropicos.org; The International Plant Names Index: www.ipni.org

Volksnamen

Reynoutria japonica: Japanischer Staudenknöterich
Reynoutria sachalinensis: Sachalin-Staudenknöterich
Reynoutria ×bohemica: Bastard-Staudenknöterich

Beschreibung des Aggregats

Morphologische Merkmale des Japanischen Staudenknöterichs

- Imposante mehrjährige Staude mit **einer Wuchshöhe von 1-3 m**;
- **Stängel:** kräftig (Durchmesser zum Teil über 2 cm), kahl, hohl, **häufig dunkelrot angelaufen**;
- **Rhizome:** (unterirdische Stängel) dick, tief im Boden verwurzelt;
- **Blätter:** wechselständige Blätter mit einer familientypischen **Ochrea** (häutige Blattscheide den Stängel am Blattansatz umringend), gestielt, oval, **am Grunde gestutzt**, maximal **20 cm lang**, am Ende schmal zugespitzt. Unterseits kahl oder auf den Nerven warzig-papillös. Hauptnerv unterseits kantig;
- **Blütenstand:** männliche und weibliche Blütenstände an unterschiedlichen Individuen (zweihäusige Pflanzen), die Individuen in Europa sind alle weiblich;
- **Blüten:** weiss, grünlich oder rötlich, vielblütige **aufrechte** Blütenstände/Rispen, entomophil;
- **Blütezeit:** von Juli bis September;
- **Früchte:** selten, durch Hybridisierung entstanden.

Morphologische Merkmale des Sachalin-Staudenknöterichs

- Imposante, mehrjährige **1-4 m hohe Pflanze**;
- **Stängel: grün**;
- **Rhizome:** (unterirdische Stängel) dick, tief im Boden verwurzelt;
- **Blätter:** gestielt, **am Grunde herzförmig**, bis zu **40 cm** lang, unterseits mit weichen, 1-2 mm längen **Härchen.** Hauptnervatur unterseits abgerundet;
- **Blütenstand:** weibliche Blütenstände weissgrünlich, kurze, geneigte Rispen; hermaphroditische Blütenstände weisse, aufrechte Rispen an unterschiedlichen Individuen (gynodioische Populationen);
- **Blütenzeit:** von Juli bis September;
- **Früchte:** rot bis braun, etwa 4 mm lang, dreikantig und geflügelt.

Morphologische Merkmale des Hybriden: der Bastard-Staudenknöterich

- **Intermediäre Merkmale**, generell näher am japanischen Staudenknöterich.
- **Stängel**: teilweise rötlich gefleckt;
- **Rhizome:** (unterirdische Stängel) dick, tief im Boden verwurzelt;
- **Blätter:** am Grund gestutzt bis schwach herzförmig, **15-30 cm lang**, unterseits mit ca. 0.5 mm langen Härchen auf den Nerven;
- **Blütenstand:** Anwesenheit von weiblichen, hermaphroditischen und zwittrigen Blüten an unterschiedlichen Individuen (gynodioische Populationen);
- **Blütezeit:** von Juli bis September;
- **Früchte:** rot bis braun, etwa 4 mm lang, dreikantig und geflügelt.

Japanischer Staudenknöterich: Blätter rund bis oval mit aufgesetzter Spitze und am Grunde rechtwinklig gestutzt
(Foto: Sybil Rometsch)

Sachalin-Staudenknöterich: Blätter am Grunde herzförmig, bis zu 40 cm lang
(Foto: Sybil Rometsch)

Weiblicher Blütenstand des Japanischen Staudenknöterichs
(Foto: Sybil Rometsch)

Bastard-Staudenknöterich: intermediäre Merkmale
(Foto: Antoine Jousson)

Braune Früchte (dreikantig und geflügelt)
(Foto: Antoine Jousson)

Neuaustrieb eines Asiatischen Staudenknöterichs aus den Rhizomen
(Foto: Sybil Rometsch)

Rhizomstück mit neuem Austrieb aus einer Rhizomknospe beim Knoten
(Foto: Antoine Jousson)

Unterschiede zwischen Rhizomen (austriebsfähig, links) und Wurzel (nicht austriebsfähig, rechts):

Rhizome
Sichtbare Knoten mit Knospen (siehe Pfeile unten)

Mark am innersten Teil des Querschnitts (keine Leitbündel) weich und leicht durchdringbar

Wurzeln
Keine Knoten, unregelmässig verteilte Wurzelhaare

Leichtbündel auch im innersten Teil des Querschnitts, Organ gleichmässig von holziger Konsistenz (nicht weich)

Fotos: Antoine Jousson

Rhizome kolonisieren die oberen Bodenschichten, Wurzeln die tieferen Schichten (siehe Vermehrung und Biologie unten). Die Unterschiede zwischen Wurzeln und Rhizomen in diesen Bodenschichten sind daher nützlich bei der Festlegung der Eingriffstiefe im Falle von Bodenverbesserungsmassnahmen. Weitere Information zur Unterscheidung zwischen Rhizomen und Wurzeln: Jousson et al. 2024 et Youtube WSL-Agroscope Cadenazzo: https://youtu.be/3V8eHq5K5bA

Verwechslungsmöglichkeiten

Die verschiedenen Staudenknöteriche der Gattung *Reynoutria* können untereinander oder auch mit dem Vielährigen Knöterich (*Polygonum polystachyum*), ebenfalls ein invasiver Neophyt der Liste der invasiven gebietsfremden Arten, verwechselt werden. Alle gebietsfremden Knöteriche, einschliesslich Hybriden, sind gemäss die Freisetzungsverordnung verboten (Anhang 2.1, FrSV).

- ***Polygonum polystachyum* Meisn.**, Vielähriger Knöterich: Neophyt, 1-2 m hoch, kräftige, fleischige Stängel. Blätter bis 30 cm lang, am Grund pfeil- oder herzförmig. Blüten weiss oder rosa.

Vermehrung und Biologie

Generative Vermehrung:

- Im Ausbreitungsprozess der Asiatischen Knöteriche spielt die sexuelle Fortpflanzung i.d.R. eine geringere Rolle (Locandro, 1978), obwohl **Hybridindividuen** möglicherweise eine hohe Samenproduktion aufweisen (Bailey et al. 2009);
- In Europa sind alle Populationen vom **Japanischen Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*)** Klone eines oder zwei weiblichen Individuen, die sich vegetativ ausgebreitet haben (Mandák et al. 2003). Die wenigen Jungpflanzen, welche sich aus Samen entwickelt haben, sind die Folge einer Hybridisierung mit anderen Arten der Gattung *Reynoutria* (Forman & Kesseli, 2003; Engler et al. 2011). Zwittrige Pflanzen wurden jedoch in Amerika nachgewiesen (Forman & Kesseli, 2003). Der **Sachalin-Staudenknöterich** (*Reynoutria sachalinensis*) ist durch weibliche und männliche Individuen vertreten, eine geschlechtliche Vermehrung ist möglich (Levy et al. 2015). Der **Bastard-Staudenknöterich** kann sich ebenfalls geschlechtlich vermehren, die Produktion von lebensfähigen Samen in der Natur ist aber selten (Engler et al. 2011);
- In Mitteleuropa und Nordamerika ist die Vermehrung über Samen quasi Null, da die Jungpflanzen sehr frostempfindlich sind (FCBN, 2009). Die Faktoren, die die Produktion reifer Samen in den etablierten Gebieten hemmen, bleiben bisher unbekannt (Engler et all. 2011);

- Es ist wahrscheinlich, dass das Risiko von sexueller Vermehrung zukünftig aufgrund des Klimawandels und/oder genetischer Anpassung stärker wird (Bailey et al. 2009; Engler et al. 2011);
- In der Schweiz sind die Samen, die auf *R.* x*bohemica* und sogar auf *R. japonica* gesammelt werden, unter optimalen Bedingungen fruchtbar (Sasu I., pers. Komm., 2021; Jousson A., pers. Komm. 2024, Agroscope-WSL Cadenazzo). Mehr Informationen über die Keimraten der Asiatischen Staudenknöteriche unter natürlichen Bedingungen sind noch nicht verfügbar.

Vegetative Vermehrung:

Stängel

- **Extrem schnelles Wachstum**, Asiatische Staudenknöteriche bilden extrem dichte, monospezifische Bestände (Aguilera et al. 2010). Die Stängel können aus jedem Knoten wieder austreiben (Dommanget et al. 2019). Mähen ist wegen der Gefahr der Ausbreitung von Stängelfragmenten besonders kompliziert.

Rhizome

- Rhizome werden durch das Vorkommen von Mark im innersten Teil des Organs und durch das Vorhandensein von Knoten (regelmässig verteilte Quirle von Wurzeln) charakterisiert (Jousson et al. 2024). An jedem Knoten befindet sich eine potenziell austriebsfähige **Knospe** (Martin et al. 2020; Jousson et al. 2024);
- **Kleinste Rhizomstücke** und Stängelabschnitte haben eine extrem hohe Regenerationsfähigkeit. Ist ein Knoten vorhanden, regenerieren sich schon extrem kleine Stücke (0,5 g nach Lawson et al. 2021, sogar 0,12 g nach Jousson A., pers. Komm. 2024). Die neu gebildeten, im Querschnitt sehr hellen, fast weissen Rhizome sind besonders austriebsstark und haben unter Gewächshausbedingungen eine Regenerationsrate von fast 100 % (Jousson et al. 2024);
- Rhizome kolonisieren **die oberen Bodenschichten**, Wurzeln die tieferen Schichten (Dommanget et al. 2019; Jousson et al. 2024). Rhizome bilden dichte Bestände in den oberen Bodenschichten und sind in einer Tiefe von mehr als 70 cm kaum zu finden (Dommanget et al. 2019). Erratische Rhizome mit Explorationsfunktion hingegen befinden sich in den ersten 30 cm des Bodens und besiedeln neue, an den Bestand angrenzende Gebiete (Adachi, 1996; GT IBMA, 2016). Die nicht austriebsfähigen Wurzeln können bis zu 2 m tief in den Boden reichen (CABI, 2013; dessin de coupe GT IBMA, 2016);
- Auf die **Verwechslungsgefahr** zwischen den beiden unterirdischen Organen (Rhizom und Wurzel) achten. Viele Berichte beschreiben versehentlich Rhizome, die viel tiefer liegen und mehrere Meter tief im Boden zu finden sind (Dommanget et al. 2019; Jousson et al. 2024);
- Die Tiefe der Rhizome hängt aber auch von der **Geschichte des Bestandes und des Standorts** ab, auf dem sie wachsen (Dommanget et al. 2019). Bauarbeiten, Erdbewegungen oder natürliche Ereignisse (z.B. Überschwemmungen) können dazu führen, dass die Rhizome in grösseren Tiefen liegen;
- Die Rhizome sind bereits in einer Entfernung von mehreren Metern von den ersten Stängeln des Bestandes zu finden. (erratische Rhizome) (Dommanget et al. 2019);
- Rhizome sind **Speicherorgane**, die es der Pflanze ermöglichen, einen vorübergehenden Ressourcenmangel aufgrund von Stress oder Störungen leicht zu überwinden (Jónsdóttir & Watson, 1997; Liu et al. 2016). Vergrabene Rhizome können jahrelang in Dormanz überleben.

Ökologie und Verbreitung

Lebensräume (im ursprünglichen Verbreitungsgebiet / in der Schweiz)

In seinem **ursprünglichen Verbreitungsgebiet** ist der Staudenknöterich eine **Pionierpflanze**, welche exponierte, gestörte Böden, z.B. nach Vulkanausbrüchen, besiedelt. (Yoshioka, 1974; CABI, 2013). Sie wächst oft zusammen mit *Miscanthus sinensis* um aktive vulkanische Fumarolen (Adachi et al. 1996). Die kleinen geflügelten Früchte erleichtern die Ausbreitung auf diesen **primären Flächen** (Yoshioka, 1974). Nach 20, 50 oder noch mehr Jahren stirbt das Zentrum des Bestandes langsam ab und andere krautige Arten ersetzen den Staudenknöterich durch natürliche Sukzession (Adachi et al. 1996; Yoshioka, 1974).

Wie der Japanische Staudenknöterich kommt der Sachalin-Staudenknöterich auf einer breiten Vielzahl von Böden vor, von Vulkanasche bis zu schlammigen Flussufern (CABI, 2008). Er wächst und gedeiht auf sandigen, lehmigen und tonigen sowie auf sauren, neutralen und basischen Böden. Martin et al. (2020) wiesen nach, dass, wenn vollständige beschattet, *R. japonica* bei völliger Beschattung eine als «Guerilla» bezeichnete Wuchsform annimmt, bei der die Internodien auf der Suche nach Licht stark verlängert werden.

In Europa sind die Asiatischen Staudenknöteriche an anthropogenen Standorten mit Erdbewegungen von kontaminierten Böden aber auch an Flussufern, Weiderändern und an Waldrändern zu finden (Child & Wade, 2000; CABI, 2013). **In der Schweiz** bevorzugen sie Flussufer und sonnige Standorte (Eggenberg et al. 2022). Heute sind die Asiatischen Staudenknöteriche sehr häufig und aufgrund ihrer **breiten ökologischen Amplitude** nicht nur entlang von Ufern, sondern auch in Umgebungen mit sehr unterschiedlichen Bedingungen verbreitet. Besonders günstig sind künstliche oder gestörte Umgebungen wie z.B. Waldränder, Hecken, Schuttplätze, Strassen- und Bahnböschungen in tieferen und höheren Lagen.

Verbreitung ursprünglich / ausserhalb der ursprünglichen Verbreitung / 1. Auftreten in Europa

Weitverbreitet in seinem ursprünglichen Verbreitungsgebiet (Japan, China und Korea), der **Japanische Staudenknöterich** wurde in den 1820er Jahren in Grossbritannien und Ende des 19. Jh. in den USA als Zierpflanze eingeführt (Bailey & Conolly, 2000; CABI, 2013). Sie war in den Gärten der Ära der «Wilden Gärten» sehr beliebt, sie wurde auch als Sichtschutz und zur Bodenstabilisierung verwendet.

Das natürliche Verbreitungsgebiet des **Sachalin-Staudenknöterichs** umfasst den Süden der Halbinsel Sachalin und der Kurilen-Inseln, sowie die japanischen Inseln Hokkaido und Honshu (Bailey & Conolly, 2000). Ab 1863 wurde sie sowohl als Zierpflanze in die grossen Parks und Gärten Europas eingeführt als auch als Viehfutter und in Wäldern für das Wild angepflanzt (André, 1893).

Die ersten spontanen Populationen des Japanischen Staudenknöterichs wurden in Mittel- und Westeuropa etwa 50 Jahre nach seiner Einführung beobachtet, gefolgt vom Sachalin-Staudenknöterich und deren Hybrid, der erstmals 1983 in der Tschechischen Republik beschrieben wurde (Chrtek & Chrtková, 1983). Wenn er zusammen mit den zwei Elternarten vorkommt, dominiert er. Er scheint das konkurrenzstärkste der drei Taxa zu sein (Bímová et al. 2003; Pyšek et al. 2003).

Die Asiatischen Staudenknöteriche kommen sowohl in Nordamerika als auch in Australien und Neuseeland vor (CABI, 2013; Lowe et al. 2017). In Europa sind sie von Skandinavien bis nach Südfrankreich und von den Britischen Inseln bis zum Balkan verbreitet (CABI, 2013). Der Japanische Staudenknöterich steht auf der IUCN Liste der 100 schädlichsten invasiven gebietsfremden Arten der Welt (International Union for Conservation of Nature; Lowe et al. 2017).

In der Schweiz: Eintrittspforten und Ausbreitung

In der Schweiz sind alle drei Asiatischen Staudenknöteriche **über das ganze Land verteilt**. Ursprünglich wurden sie als **Zier- und Futterpflanze** eingeführt, sie sind aber schon seit Jahren nicht mehr im Handel zu finden oder absichtlich angepflanzt. Die Gefahr der Verbreitung von Fragmenten (vegetative Vermehrung) ist jedoch gross (Maschinen, unsachgemässe Entsorgung von Grünabfällen, Umgang mit kontaminiertem Boden, usw.), was die Kontrolle und die Bekämpfung dieser Arten erheblich erschwert.

Ausbreitung und Auswirkungen

Das Ausbreitungspotenzial einer gebietsfremden Art berücksichtigt sowohl die Methode ihrer sexuellen und vegetativen Reproduktion als auch das Ausmass der Verbreitung durch natürliche Faktoren und menschliche Aktivitäten. Unter Ausschluss menschlicher Aktivitäten ist das natürliche Ausbreitungspotenzial von asiatischen Knöterichen in der Schweiz gemäss Kriterienkatalog InfoFlora (2014 ff.) **hoch**, da sie sich sehr effizient vegetativ vermehren (siehe Kapitel Fortpflanzung) und ihre Verbreitunghauptsächlich auf Erdbewegungen als natürliche Vektoren zurückzuführen ist.

Ausbreitung durch natürliche Faktoren

Stängel- und Rhizomfragmente können durch Erdbewegungen, Flüsse und Überschwemmungen über grosse Entfernungen transportiert werden (Dawson & Holland, 1999; Dommanget et al. 2019).

Ausbreitung durch menschliche Aktivitäten

Der Mensch fördert leider auch die «spontane» Ausbreitung der Staudenknöteriche durch einige Tätigkeiten:

- **Baustellen:** Bodenaushub und Verschleppung durch von Rhizomen und Stängeln befallene Erde und durch nicht gereinigte Maschinen;
- **Unterhaltsarbeiten:** im Forst, an Gewässern, auf Baustellen usw. werden Staudenknöterich-Fragmente verschleppt;
- **Nicht fachgerechte Entsorgung:** illegale Deponien von Gartenabfällen in der Natur, Verlust beim Transport zu Kehrichtverbrennungsanlagen.

Auswirkung auf die Biodiversität

Das schnelle Wachstum der Staudenknöteriche kombiniert mit einer effizienten vegetativen Vermehrung führt zu **grossen monospezifischen Beständen**. Der dichte Blattwuchs verdrängt das Wachstum anderen Arten, **ein Rückgang der Artenvielfalt** wird in den Beständen beobachtet (Aguilera et al. 2010; Gerber et al. 2010; Hejda et al. 2009; Künzi et al. 2015; Lavoie, 2017; Maurel et al. 2010). Die Bestände verdrängen die einheimische Vegetation vollständig in natürlichen und halbnatürlichen Systemen (Gewässerufer, Feuchtwiesen oder gestörten Flächen, usw.). Von Asiatischen Staudenknöterichen befallene Standorte zeigen einen Verlust der Artenvielfalt von mehr als 70% (Heida et al. 2019).

Bestände von Staudenknöterichen verursachen eine Artenverschiebung Richtung mehr stickstoffliebende Arten (Fried et al. 2014). Die Asiatischen Staudenknöteriche können auch für die Verjüngung lichter Wälder und Waldränder problematisch werden, indem sie das Wachstum von Jungbäumen verhindern (Aguilera et al. 2010).

Die Bodenzusammensetzung und die **Artenvielfalt der Wirbellosen** sind auch direkt beeinträchtigt (Gerber et al. 2008; Topp et al. 2008). Befallene Böden weisen etwa 40% weniger Wirbellose auf als nicht befallene (Gerber et al. 2008). Die Zersetzung organischer Materie wird dadurch verlangsamt (Koutika et al. 2007; Künzi et al. 2015; Maurel et al. 2010). Asiatische Staudenknöteriche sekretieren auch **allelopathische Substanzen** - das heisst die Pflanze gibt Substanzen ab, die das Wachstum anderer verhindern (Novak et al. 2018).

Bastard-Staudenknöterich am Waldrand

Bastard-Staudenknöterich am Rand einer Wiese
(Kanton Tessin, Foto: Antoine Jousson)

Auswirkungen auf die Gesundheit

Es sind keine schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Tier bekannt.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Infrastruktur und menschliche Aktivitäten können durch die Ausbreitung der Asiatischen Staudenknöteriche geschädigt werden und es können zusätzliche Kosten daraus entstehen:

- **Zusatzkosten:** Der Unterhalt von Strassen- und Bahnböschungen generiert zusätzliche Kosten durch die aufwändige Bekämpfung und Beseitigung des Grünguts. Triebe des Asiatischen Staudenknöterichs können in Ritzen wachsen und damit Mauern, Strassen usw. beschädigen;
- **Zusatzkosten:** In der Landwirtschaft können die Bestände den Ertrag verringern und verursachen aufgrund der Bekämpfung und der fachgerechten Entsorgung zusätzliche Unterhaltskosten;
- **Erhöhtes Risiko von Erosion an Böschungen:** Die Böschungen an Wasserläufen sind gefährdet, da die Böden an Standorten der Staudenknöteriche im Winter kahl sind und durch den nackten Boden und das mehrfache Gefrieren und Auftauen eine erhöhte Erosionsgefahr besteht.

Bastard-Staudenknöterich in Ackerflächen (Foto: Antoine Jousson).

Gesetzliche Grundlagen

Umgangsverbot:

Der direkte Umgang mit Staudenknöterichen in der Umwelt ist gemäss Art. 15 Abs. 2 in Verbindung mit Anhang 2.1 Freisetzungsverordnung (FrSV, SR 814.911) verboten.

Bekämpfung

Die Ziele der Bekämpfung, ob Ausrottung, Eindämmung, Stabilisierung des Rückgangs oder Überwachung, hängen ab von den lokalen Auswirkungen auf die Biodiversität, von der Machbarkeit und der Priorisierung sowie den strategischen Zielen.

Da sich die Staudenknöteriche extrem schnell ausbreiten und monospezifische Bestände bilden, kommt es zu negativen Auswirkungen auf die Artenvielfalt. Es ist entscheidend, gezielte Massnahmen zur Verhinderung der Ausbreitung in den bekannten Gebieten (entlang von Gewässern, an Forstwegen, feuchten Säumen und in lichten Wäldern, auf Ruderalflächen wie Baustellen, gerodete Flächen, Schuttplätzen, Strassen- und Eisenbahnböschungen) zu ergreifen und laufend auszuführen, um frühzeitig neuen Beständen entgegenzuwirken.

Vorsichtsmassnahmen

Das grösste Risiko ist die Ausbreitung von Rhizomen- und Stängelstücken, welche neue Bestände bilden können. Dies zu verhindern ist sicher eine der wichtigsten Massnahmen.

- **Verzicht** auf die Nutzung von **Häckselmaschinen**, **Ästeschneidmaschinen**, Böschungsmäher, Mulcher und andere Maschinen, die die Stängel zerfetzen und Stängelfragmente verteilen;
- **Vorsicht** während der Reinigung von Maschinen, beim Transport und Entsorgen von Schnittgut mit Staudenknöterichen. Das Material soll in luftdichten Säcken transportiert werden;
- **Vorsicht** beim Aushub von Erde mit Staudenknöterich-Rhizomen. Die kontaminierte Erde soll in eine Anlage, die auf die Verarbeitung von kontaminierter Erde spezialisiert ist, entsorgt werden.

Methoden zur Bekämpfung

Die Auswahl einer Methode richtet sich nach den rechtlichen Grundlagen (chemische oder mechanische Bekämpfung), nach der Dringlichkeit einen Erfolg zu erzielen, der Machbarkeit, den finanziellen Ressourcen, den zur Verfügung stehenden Arbeitskräften, der Möglichkeit Arbeiten zu wiederholen, der Saison usw.

Für weitere Informationen siehe Merkblätter der WSL-Agroscope (Cadenazzo) in Zusammenarbeit mit dem Kanton Tessin: Asiatische Staudenknötericharten-Bekämpfungsmethoden. Bewertung der Wirksamkeit einiger Methoden und des Multi-Stress-Ansatzes. Online-Zugang: https://www4.ti.ch/generale/organismi/per-saperne-di-piu/documenti

- **Ausrottung neuer, kleiner Bestände:** von April bis Oktober so oft als möglich (mindestens 7x kontrollieren) Pflanzen ausreissen, mindestens während 3 Jahren wiederholen und im Folgejahr kontrollieren.
- **Isolierte kleine Bestände ausrotten:** mit einem Bagger die Erde 50 cm über den Rand und die Tiefe des besiedelten Bereichs hinaus abtragen. Im November desselben Jahres und im Jahr nach dem letzten Eingriff kontrollieren. Den freigelegten Boden so rasch als möglich mit einheimischen Arten bestücken (ansäen oder anpflanzen). Je nachdem muss der Vorgang wiederholt werden.
- **Mechanisch ausrotten:** je nach Region 6- bis 8- bis 12-mal pro Saison den Bestand mähen (mit einem Freischneider mit Klinge, um das Verteilen von Fragmenten zu vermeiden; sobald die ersten Triebe da sind, ab April/Mai bis September/Oktober alle 2-3 Wochen). Ende Oktober kontrollieren und eventuell nochmals mähen. Während 5 Jahren wiederholen – auch wenn die Biomasse des Bestandes abnimmt, beziehungsweise bis der Bestand weg ist. Wenn nur noch wenige Individuen übrigbleiben, können diese einzelnen ausgerissen werden. Nachher 1 bis 2-mal jährlich kontrollieren.
- **Mechanisch stabilisieren:** 1 bis 2-mal jährlich den Bestand schneiden – im Juni und August kurz vor der Blüte und/oder bei maximaler Biomasse zur Schwächung der Rhizome, die dann ihre Reserven abgebaut haben. Bei sehr grossen Beständen die ersten 5 m rund um den Bestand mähen, dies verhindert eine weitere Ausdehnung des Bestandes. Ziel dieser Massnahme ist es eine Ausweitung des Bestandes zu vermeiden. Erfolgskontrollen und Massnahmen bleiben über Jahre notwendig.
- **Chemische Bekämpfung:** Die Einschränkungen gemäss der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV) sind zu beachten. Die besten Erfolge werden erzielt, wenn der gesamte Bestand im Juni, kurz vor der Blüte und bei höchster Biomasse, geschnitten wird und dann die neu aufkommenden Triebe im August/September mit dem Herbizid (meist Glyphosat) behandelt werden. Das Glyphosat soll aufgenommen und in die unterirdischen Reserven transportiert werden, wo es auf die Rhizome einwirken soll (Ziel ist nicht die oberirdischen Teile (Blätter) zu vernichten).
- **Beweidung:** In der Schweiz fehlen Erfahrungen dazu, in anderen Ländern wurden bei grossen Beständen gute Erfolge erzielt durch Beweidung mit Rindern, Schafen oder Ziegen, insbesondere die jungen Triebe sind beliebt. Die Beweidung muss über Jahre wiederholt werden, der Bestand wird meist nur wenig eingedämmt, breitet sich aber nicht weiter aus.
- **Kontrollen:** Insbesondere freigelegte Flächen sollten immer auf Vorkommen invasiver Neophyten kontrolliert werden. Sie sind fast für alle Arten eine beliebte Eintrittspforte.

Beseitigung des Schnittgutes

Bei der Beseitigung grösseren Mengen ist das Schnittgut (Stängel, Rhizome, Blüten, Früchte) in einer KVA zu entsorgen. Kontaminierte Erde soll in einer Anlage, die auf die Verarbeitung von kontaminierter Erde spezialisiert ist, entsorgt werden. An Orten die sich nicht in der Nähe von Gewässern befinden ist es möglich, das Schnittgut ein oder zwei Tage an der Sonne trocknen zu lassen, um das Gesamtgewicht zu reduzieren, bevor es fachgerecht entsorgt wird. Für kleinere Mengen ist das Schnittgut (Stängel, Rhizome, Blüten, Früchte) mit Siedlungsabfällen im Kehricht zu entsorgen (zur Verbrennung, NIE auf dem Gartenkompost entsorgen).

Fundorte melden

Zur Verhinderung einer weiteren Ausbreitung der Asiatischen Staudenknöteriche ist es wichtig, Fundorte zu melden. Meldungen können über die Tools von InfoFlora gemacht werden:
über das Feldbuch https://www.infoflora.ch/de/mitmachen/daten-melden/neophyten-feldbuch.html
oder die App https://www.infoflora.ch/de/mitmachen/daten-melden/app/invasivapp.html.

Weitere Informationen

Links

- **InfoFlora** Nationales Daten- und Informationszentrum der Schweizer Flora, **Invasive Neophyten:** https://www.infoflora.ch/de/neophyten/
- **Cercle Exotique** (CE): www.kvu.ch / Plattform der kantonalen Neobiotafachleute (Arbeitsgruppen, Bekämpfungsblätter, Management usw.) https://www.kvu.ch/de/arbeitsgruppen?id=138

Publikationen

- **Adachi N., Terashima I. & M. Takahashi,** 1996. Central die-back of monoclonal stands of *Reynoutria japonica* in an early stage of primary succession on Mount Fuji. Annals of Botany, 77: 477-486. Central_Die-back_of_Monoclonal_Stands_of20160205-11315-l1x3mt-libre.pdf (d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net)
- **Aguilera A.G., Alpert P., Dukes J.S. & R. Harrington,** 2010. Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. Biological Invasions, 12: 1243-1252. Impacts_of_the_invasive_plant_Fallopia_j20160311-5688-1pe2ad7-libre.pdf (d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net)
- **André M.E.**, 1893. La Sacaline. Revue Horticole, 64: 326–327.
- **Bailey J.P., Bímová K. & B. Mandák,** 2009. Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed s.l. sets the stage for the "Battle of the Clones". Biological Invasions, 11: 1189-1203.
- **Bailey J.P. & A.P. Conolly,** 2000. Prize-winners to pariahs - a history of Japanese knotweed s.l. (Polygonaceae) in the British Isles. Watsonia, 23: 93-110.
- **Bímová K., Mandák B. & P. Pyšek**, 2003. Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (Polygonaceae). Plant Ecology, 166: 1-11. XPS (researchgate.net)
- **CABI,** 2008. *Fallopia sachalinensis* (giant knotweed). https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.107744
- **CABI,** 2013. *Fallopia japonica* (Japanese knotweed). https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.23875
- **Child L. & M. Wade**, 2000. The Japanese knotweed manual: the management and control of an invasive alien weed. The Japanese knotweed manual: the management and control of an invasive alien weed. 123 p.
- **Chrtek J. & A. Chrtková,** 1983. *Reynoutria* × *bohemica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. Čas. Nár. Muz. Praze, Rada Přír., 152: 120.
- **Dawson F.H. & D. Holland,** 1999. The distribution in bankside habitats of three alien invasive plants in the U.K. in relation to the development of control strategies. Hydrobiologia, 415: 193-201. http://proborshevik.ru/wp-content/uploads/2017/09/Dawson_HF_Holland_D_1999.pdf
- **Dommanget F., Evette A., Martin F.-M., Piola F., Thiébaut M.**, et al. 2019. Les renouées asiatiques, espèces exotiques envahissantes. Sciences Eaux & Territoires, 27: 8-13. https://hal.science/hal-02413271/file/an2019-pub00062133.pdf
- **Eggenberg S., Bornard C., Juillerat P., Jutzi M., Möhl A., Nyffeler R. & H. Santiago**, 2022. Flora Helvetica, Flore d'excursion, 2ème édition, Haupt: 737-745.
- **Engler J., Abt K. & C. Buhk**, 2011. Seed characteristics and germination limitations in the highly invasive *Fallopia japonica* s.l. (Polygonaceae). Ecological Research, 26: 555–562. https://doi.org/10.1007/s11284-011-0813-8
- **FCBN**, 2009. *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai. https://www.fcbn.fr/sites/fcbn.fr/files/ressource_telechargeable/fiche_reynoutria_sachalinensis_sr.pdf
- **Forman J. & R. Kesseli,** 2003. Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (Polygonaceae). American Journal of Botany, 90: 586-592. https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.3732/ajb.90.4.586
- **Fried G., Laitung B., Pierre C., Chagué N. & F.D. Panetta**, 2014. Impact of invasive plants in Mediterranean habitats: disentangling the effects of characteristics of invaders and recipient communities. Biological Invasions, 16: 1639–1658. Impact-of-invasive-plants-in-Mediterranean-habitats-Disentangling-the-effects-of-characteristics-of-invaders-and-recipient-communities.pdf (researchgate.net)
- **Gerber E., Krebs C., Murrell C., Moretti M., Rocklin R. & U. Schaffner**, 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. Biological Conservation, 141: 646-654. http://www.sciencedirect.com/science/journal/00063207

- **Gerber E., Murrell C., Krebs C., Bilat J. & U. Schaffner**, 2010. Evaluating non-chemical management methods against invasive exotic knotweeds, *Fallopia* spp. Final Report. Egham: CABI International. 24 p.
- **GT IBMA**, 2016. *Reynoutria japonica*. Base d'information sur les invasions biologiques en milieux aquatiques. Groupe de travail national Invasions biologiques en milieux aquatiques. UICN France et Onema. http://especes-exotiques-envahissantes.fr/espece/reynoutria-japonica
- **Hejda M., Pyšek P. & V. Jarosík**, 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. Journal of Ecology, 97: 393-403. https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x
- **Jónsdóttir I. & M. Watson**, 1997. Extensive physiological integration: an adaptive trait in resource-poor environments, 109-136. In: de Kroon H., van Groenendael J., eds. The ecology and evolution of clonal plants. Leiden: Backhuys Publishers, Leiden. 456 p.
- **Jousson A., Conedera M., Krebs P., Maspoli G. & G.B. Pezzatti**, 2024. Anatomical Characteristics and Resprouting Capacity of the Underground Organs of Bohemian knotweed (*Polygonum* ×*bohemicum*). Weed Science, 72: 172-181. https://doi.org/10.1017/wsc.2023.77
- **Jousson A., Mini A., Conedera M., Morisoli R. & G.B. Pezzatti**, 2024. Asiatische Staudenknötericharten-Bekämpfungsmethoden. Bewertung der Wirksamkeit einiger Methoden und des Multi-Stress-Ansatzes. Forschungscampus Cadenazzo und Kanton Tessin, 23 S. Online-Zugang: https://www.kvu.ch/de/arbeitsgruppen?id=138
- **Koutika L.S., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Dassonville N. & P. Meerts,** 2007. Assessment of changes in soil organic matter following invasion by exotic plant species. Biology and Fertility of Soils, 44: 331-341. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/57418/1/Koutika%20et%20al.%202007.pdf
- **Kriterienkatalog**, 2014. Beurteilung des Ausbreitungs- und Schadenspotentials von gebietsfremden Pflanzen in der Schweiz. https://www.infoflora.ch/de/assets/content/documents/neophyten/neophyten_diverses/Kriterienkatalog_ver2014_def.pdf
- **Künzi Y., Prati D., Fischer M. & S. Boch,** 2015. Reduction of native diversity by invasive plants depends on habitat conditions. American Journal of Plant Sciences, 6: 2718-2733. https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=98a22e8df5c30e211296cc537005886fe00cd8bd
- **Lawson J.W., Fennell M., Smith M.W. & K.L. Bacon,** 2021. Regeneration and growth in crowns and rhizome fragments of Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) and desiccation as a potential control strategy. PeerJ, 9: e11783. https://web.archive.org/web/20210812103031id_/https://peerj.com/articles/11783.pdf
- **Liu F., Liu J. & M. Dong,** 2016. Ecological consequences of clonal integration in plants. Frontiers in Plant Science, 7: 770-781. https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2016.00770/full
- **Levy V., Watterlot W., Buchet J., Toussaint B. & J.-C. Hauguel,** 2015. Plantes exotiques envahissantes du Nord-Ouest de la France : 30 fiches de reconnaissance et d'aide à la gestion. Centre régional de phytosociologie agréé Conservatoire botanique national de Bailleul, 140 p.
- **Locandro R.R.**, 1978. Weed watch. Japanese bamboo. Weeds Today, 9: 21-22.
- **Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & M. De Poorter**, 2007. 100 Espèces Exotiques Envahissantes parmi les plus néfastes au monde. Groupe de spécialistes des espèces envahissantes (Invasive Species Specialist Group – ISSG) un groupe de spécialistes de la Commission de la Sauvegarde des Espèces (CSE) de l'Union Mondiale pour la Nature (UICN). 12 p. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2000-126-Fr.pdf
- **Mandák B., Pyšek P., Lysák M., Suda J., Krahulcová A. & K. Bímová**, 2003. Variation in DNA-ploidy levels of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic. Annals of Botany, 92: 265-272. mcg141 265..272 (researchgate.net)
- **Martin F.M., Dommanget F., Lavallée F. & A. Evette,** 2020. Clonal growth strategies of *Reynoutria japonica* in response to light, shade, and mowing, and perspectives for management. NeoBiota, 56: 89-110. Clonal growth strategies of Reynoutria japonica in response to light, shade, and mowing, and perspectives for management (researchgate.net)
- **Maurel N., Salmon S., Ponge J.F., Machon N., Moret J. & A. Muratet**, 2010. Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands? Biological Invasions, 12: 1709-1719. https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=eeed6a8fe388be107999e666760b87693d3f2dc5

- **Novak N., Novak M., Barić K., Šćepanović M. & D. Ivić,** 2018. Allelopathic potential of segetal and ruderal invasive alien plants. Journal of Central European Agriculture, 19: 408-422. https://jcea.agr.hr/articles/773691_Allelopathic_potential_of_segetal_and_ruderal_invasive_alien_plants_en.pdf
- **Pyšek P., Brock J.H., Bímová K., Mandák B., Jarošík V., Koukolíková I., Pergl J. & J. Štepánek,** 2003. Vegetative regeneration in invasive *Reynoutria* (Polygonaceae) taxa: the determinant of invasibility at the genotype level. American Journal of Botany, 90: 1487-1495. https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.3732/ajb.90.10.1487
- **Topp W., Kappes H. & F. Rogers,** 2008. Response of ground-dwelling beetle (Coleoptera) assemblages to giant knotweed (*Reynoutria* spp.) invasion. Biological Invasions, 10: 381-390.
- **Yoshioka K.,** 1974. Volcanic vegetation, 237-267. In: Numata M., ed. The Flora and Vegetation of Japan Tokyo and New York. Tokyo: Kodansha; New York: Elsevier Scientific Pub. Co. 294 p.

Danksagung

Der Forschungsanstalt Agroscope und der WSL in Cadenazzo danken wir für die aktuellen Informationen.

Impressum

Herausgeber
InfoFlora
c/o Conservatoire et Jardin botaniques
Case postale 71
1, chemin de l'Impératrice
CH-1292 Chambésy-Genève
info@infoflora.ch
infoflora.ch

Redaktion & Gestaltung
Sektion Neophyten von InfoFlora

Copyright
© 2024 InfoFlora

Unterstützt durch
Bundesamt für Umwelt, BAFU.

Zitiervorschlag
InfoFlora (2024) *Reynoutria japonica* aggr. (Polygonaceae). Factsheet.
URL: https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/neophyten/inva_reyn_jap_d.pdf