

„Invasive gebietsfremde Knötericharten“ Management- und Maßnahmenblatt

1. Metainformationen

1.1. Dokument

Management- und Maßnahmenblatt zur Verordnung (EU) Nr. 1143/2014

1.2. Rechtlicher Bezug

- Verordnung (EU) Nr. 1143/2014, hier „VO“ genannt
- Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141, aktualisiert durch die Durchführungsverordnungen (EU) 2022/1203 und 2025/1422, hier „Unionsliste“ genannt

1.3. Version

Vor Öffentlichkeitsbeteiligung 2026, Stand: Juli 2026

1.4. Ziele dieses Dokumentes

Das vorliegende Dokument beschreibt die Managementmaßnahmen nach Art. 19 der VO. Es dient in der Entwurfsfassung der Öffentlichkeitsbeteiligung nach Art. 26 der VO.

Es betrifft die am 07.08.2025 neu gelisteten Flügelknötericharten und integriert das Management- und Maßnahmenblatt Fliederknöterich (Listung am 02.08.2022).

Das Risk Assessment (Beringen et al. 2022) und die Management Notes (Tanner 2018, Berchová Bímová 2023) bilden neben weiterer Literatur die Grundlage dieses Dokuments.

2. Artinformationen

2.1. Betroffene Art/Artengruppe und wissenschaftliche Namen

„Invasive gebietsfremde Knötericharten“ nach Unionsliste

1. Flieder-Knöterich

Koenigia polystachya (Wall. ex Meisn.) T.M. Schust. & Reveal

Synonyme: Himalaya-Bergknöterich, *Aconogonon polystachyum* (Wall. ex Meisn.) Small; *Polygonum polystachyum* Wall. ex Meisn.

EASIN Code : R11145

2. Japanischer Flügelknöterich

Reynoutria japonica Houtt.

Synonyme: Japanischer Staudenknöterich, *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr., *Polygonum cuspidatum* Siebold & Zucc.

EASIN Code: R18201

3. Sachalin-Flügelknöterich

Reynoutria sachalinensis (F. Schmidt) Nakai

Synonyme: Sachalin-Staudenknöterich, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decr., *Polygonum sachalinense* F. Schmidt

EASIN Code: R18205

4. Bastard-Flügelknöterich

Reynoutria × bohemica Chrtek & Chrtová

(Hybrid aus der Kreuzung *Reynoutria japonica* × *Reynoutria sachalinensis*)

Synonyme: Bastard-Staudenknöterich, *Fallopia × bohemica* (Chrtek & Chrtová) J. P. Bailey, *Polygonum × bohemicum* (Chrtek & Chrtová) Zika & Jacobson

EASIN Code: R18189

2.2. Status, Verbreitung und Datenlage

Status in Deutschland: Etabliert (alle 3 Arten sowie der Hybrid)

Der Flieder-Knöterich ist in den meisten Bundesländern wild lebend nachgewiesen, vor allem in Süddeutschland gibt es fest etablierte Bestände (BfN 2013). Der Japanische Flügelknöterich ist in ganz Deutschland häufig und sehr weit verbreitet. Der Sachalin-Flügelknöterich und der Bastard-Flügelknöterich sind ebenfalls in ganz Deutschland verbreitet, aber weniger häufig (BfN 2013). Generell können Verwechslungen der Flügelknötericharten untereinander und mit dem Hybrid nicht ausgeschlossen werden. Insbesondere der Bastard-Flügelknöterich ist vermutlich weiter verbreitet als angenommen (Nehring & Rabitsch 2025).

Status und Verbreitung im Bundesland: siehe Länderspezifische Anlage zur Verbreitung

Datenlage: Gesichert (Flieder-Knöterich, Japanischer Flügelknöterich, Sachalin-Flügelknöterich) bis überwiegend gesichert (Bastard-Flügelknöterich)

2.3. Wesentliche Einführungs-, Ausbringungs- und Ausbreitungspfade

Einführungspfade: im 19. Jh. als Garten-, Zier- und Nutzpflanze (Viehfutter, Gartenbau und Flieder-Knöterich auch als Bienenweide); der Bastard-Flügelknöterich ist als Hybrid aus Japanischem Flügelknöterich und Sachalin-Flügelknöterich in Europa entstanden und hat kein natürliches Areal. Der Hybrid wurde anhand von tschechischen Herbarbelegen von Wildfunden aus dem Jahr 1942 entdeckt und erstmals in Chrtek & Chrtková (1983) beschrieben.

Ausbringungspfade: Anpflanzung als Zier- und Nutzpflanze sowie Verunreinigung von Erdreich, Kies und totem Pflanzenmaterial oder ähnlichem (Gartenabfälle, Bodentransport, kontaminierte Arbeitsgeräte, bei der Mahd eingesetzte Werkzeuge oder Maschinen).

Ausbreitungspfade: eigenständig durch Verwildern aus Gärten und Parks sowie nach der Ausbringung von verunreinigtem Erdreich, Kies und totem Pflanzenmaterial oder ähnlichem, Verdriftung von Rhizomen und Sprosssteilen entlang von Fließgewässern. Die invasiven gebietsfremden Knötericharten besitzen ein hohes Reproduktionspotential durch klonales Wachstum (Nehring & Rabitsch 2025). Dabei können sie sowohl aus oberirdischen Spross- als auch Rhizomfragmenten wieder austreiben (Bímová et al. 2003, Jousson et al. 2024). Samenbildung spielt derzeit weniger eine Rolle, ist aber möglich. Bisher sind Sämlinge wegen ihrer Kälteempfindlichkeit in Europa kaum überlebensfähig (Engler et al. 2011).

3. Nachteilige Auswirkungen

Für die invasiven gebietsfremden Knötericharten ist eine Vielzahl an nachteiligen Auswirkungen, insbesondere auf die heimische Biodiversität, aber auch in wirtschaftlicher Hinsicht in der Gewässer- und Straßenunterhaltung bekannt.

Nachteilige Auswirkungen auf Ökosysteme:

- durch den Aufbau dichter Dominanzbestände, vor allem entlang von Fließgewässern, werden einheimische Pflanzen- und Insektenarten verdrängt (Lavoie 2017, Seeney et al. 2019), mit Auswirkungen auf weitere Artengruppen wie Amphibien (Maerz et al. 2005), Schnecken (Horácková et al. 2014) und Vögel (Serniak et al. 2017)

- über ihre Wurzeln können die Flügelknötericharten chemische Substanzen absondern, durch die die Keimung und das Wachstum anderer Pflanzen gehemmt wird (Allelopathie), das führt ferner zum Rückgang von Mykorrhizapilzen (Kato-Noguchi 2022, Zubek et al. 2022)
- auf Ökosystemebene sind Veränderungen von Vegetationsstrukturen, Bodenchemie, Nährstoffdynamik, Streuabbau (Hejda et al. 2009, Urgenson et al. 2009, Aguilera et al. 2010) und Nahrungsbeziehungen (Abgrall et al. 2018) möglich
- Auftreten führt in den Auwald-Lebensraumtypen (LRT) der Fauna-Flora-Habitat-(FFH)-Richtlinie (LRT 91E0*, LRT 91F0) sowie auch in weiteren Lebensraumtypen wie z. B. den Feuchten Hochstaudenfluren (LRT 6430), Mageren Flachland-Mähwiesen (LRT 6510) und Berg-Mähwiesen (LRT 6520) nach dem bundeseinheitlichen LRT-Bewertungsschlüssel zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes
- veränderte Verschattung von Gewässern sowie verringerter Laub- und Totholzeintrag durch die Unterdrückung des Aufwachsens von Bäumen im Uferbereich, infolgedessen kann die Stabilität der Uferbereiche reduziert werden (WSDA 2008, Hallworth & Sellentin 2011)

Nachteilige Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit: keine

Nachteilige wirtschaftliche Auswirkungen:

- beim Flieder-Knöterich weniger von Bedeutung aufgrund der aktuell geringeren Verbreitung im Vergleich zu den Flügelknötericharten
- Wasserwirtschaft: vermehrte Hochwasserschäden und zusätzlicher Pflegeaufwand in der Gewässerunterhaltung durch reduzierte Uferstabilität (Absterben der oberirdischen Pflanzenmasse bei Frost und der generell geringe Feinwurzelanteil im Boden erhöhen die Erosionsgefahr, insbesondere außerhalb der Vegetationsperiode), Verlangsamung des Abflusses und Schäden an Dämmen, Schleusen und Mauerwerk (LfU 1994, Hallworth & Sellentin 2011)
- Bauwerke, Verkehr: Schäden an Bauwerken und Verkehrswegen (Straßenbeläge) und zusätzlicher Pflegeaufwand in der Straßenunterhaltung (BASt 2024)

4. Maßnahmen

4.1. Ziele des Managements

Ziel des Managements ist, bei einer Bedrohung von Populationen seltener, gefährdeter oder geschützter Arten sowie gefährdeter oder geschützter Biotope bzw. FFH-Lebensraumtypen Initialbestände zu beseitigen und größere Bestände unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit (inkl. der Verbreitung im entsprechenden Bundesland/der Region), der Auswirkungen auf die Umwelt sowie der Kosten (Kosten-Nutzen-Analyse) zu kontrollieren. Präventiv sollte die weitere Verschleppung und (unbeabsichtigte) Ausbringung sowie Ausbreitung, insbesondere in noch nicht betroffene Bereiche oder Gebiete verhindert werden.

Die Bekämpfung in Mittel- und Unterläufen von Fließgewässern und deren Überschwemmungsgebieten ist oft nicht sinnvoll, solange Bestände im Oberlauf vorhanden sind, weil von einer wiederkehrenden Ausbreitung ausgegangen werden muss.

Vor Beginn von größeren Maßnahmen ist jeweils die damit angestrebte konkrete Naturschutzzielstellung verbindlich festzulegen. Weiterhin sind Festlegungen zum Monitoring und Nachweis des Maßnahmenenerfolgs zu treffen und zu dokumentieren. Kriterien zum Abbruch der Managementmaßnahme (z. B. nachgewiesene Erfolglosigkeit innerhalb eines konkret festgesetzten Zeitrahmens oder bei unerwarteten negativen Auswirkungen auf schützenswerte Nichtzielarten) sollten festgeschrieben werden.

4.2. Managementmaßnahmen

M 1: Öffentlichkeitsarbeit

Beschreibung: Information der Öffentlichkeit über die Invasivität der Arten und die damit verbundenen Auswirkungen auf die Biodiversität. Aufklärung über geltende rechtliche Restriktionen, wie Besitz-, Handels- und Transportverbote. Insbesondere ist auch auf die fachgerechte Entsorgung von Pflanzenresten und kontaminiertem Erdmaterial hinzuweisen. Zielgruppen sind neben der allgemeinen Öffentlichkeit vor allem die Sektoren Abfallwirtschaft, Bauwesen, Eisenbahnwesen, Forstwirtschaft, Gartenbau, Landwirtschaft, Straßenwesen und Wasserwirtschaft.

Aufwand und Wirksamkeit: Geringer Aufwand, geringe Kosten; die Wirkung wird als gut angesehen (Multiplikatoren-Wirkung).

Wirkung auf Nichtzielarten: Keine

Erfolgskontrolle: Nicht möglich

M 2: Ausreißen von Einzelpflanzen oder kleinen Initialbeständen

Beschreibung: Bei Einzelpflanzen oder kleineren, jungen Beständen ist es möglich, diese durch regelmäßiges Ausreißen der Pflanzen vollständig zu beseitigen. Dafür muss die mechanische Entfernung im Zeitraum April bis Oktober regelmäßig wiederholt (ca. alle 3 bis 4 Wochen) und über mehrere Jahre fortgesetzt werden. Es sollte versucht werden, so viel Rhizommasse wie möglich mit den oberirdischen Pflanzenteilen zu entfernen. Dazu sollte man die Sprosse ausreichend weit aufwachsen lassen, sodass sie sich beim Ausreißen vollständig greifen lassen und nicht nur oberflächlich entfernt werden. Die entfernten Pflanzenteile sollten direkt in verschlossenen Behältern oder stabilen Müllsäcken einer Verbrennungsanlage zugeführt werden (siehe auch unter 5.1). Aufgrund des enormen Regenerationspotentials bereits kleinster Spross- und Rhizomfragmente dürfen die Pflanzenteile auf keinen Fall in der Natur belassen, über den (heimischen) Kompost oder Biomüll entsorgt werden.

Aufwand und Wirksamkeit: Der Aufwand ist hoch, aber bei konsequenter Durchführung über mehrere Jahre hinweg kann eine vollständige Entfernung des Bestands erreicht werden. Der Aufwand hängt auch stark von der Größe des Bestands sowie der Zugänglichkeit ab.

Wirkung auf Nichtzielarten: Bei sorgfältiger Arbeit sollte die Wirkung auf Nichtzielarten vernachlässigbar sein. Eine Verwechslung mit heimischen Großstauden ist eher ausgeschlossen.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

M 3: Manuelles Ausgraben

Beschreibung: Einzelpflanzen und kleinere Initialbestände können manuell ausgegraben werden. Dabei sollte bis zu einer Tiefe von 25 bis 40 cm gegraben werden, um die oberflächennahen Rhizome zu entfernen. Diese Maßnahme ist im Zeitraum April bis November fünfmal zu wiederholen und über mehrere Jahre anzuwenden, bis kein Neuaustrieb mehr erfolgt. Die eingesetzten Geräte sind nach Gebrauch vor Ort gründlich zu reinigen. Die entfernten Pflanzenteile sollten direkt in verschlossenen Behältern oder stabilen Müllsäcken einer Verbrennungsanlage zugeführt werden (siehe auch unter 5.1). Aufgrund des enormen Regenerationspotentials bereits kleinster Spross- und Rhizomfragmente dürfen die Pflanzenteile auf keinen Fall in der Natur belassen, über den (heimischen) Kompost oder Biomüll entsorgt werden.

Aufwand und Wirksamkeit: Der Aufwand ist als hoch zu bewerten. Sorgfältig und fachgerecht durchgeführt kann die Maßnahme sehr wirksam sein.

Wirkung auf Nichtzielarten: Bei sorgfältiger Arbeit sollte die Wirkung auf Nichtzielarten vernachlässigbar sein.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

M 4: Ausbaggern

Beschreibung: Abgrenzbare kleinere bis mittelgroße Bestände können mittels eines Baggers entfernt werden. Die Festlegung der Eingriffstiefe richtet sich dabei nach Größe und Alter des Bestands sowie den Bodenbedingungen vor Ort, da davon abhängig ist, wie tief die Rhizome in den Boden reichen. Dabei ist die sichere Unterscheidung zwischen Rhizomen und Wurzeln wesentlich (Jousson et al. 2024). Die Rhizome liegen oberflächennäher, meist bis zu einer Tiefe von 50 cm, können aber bei älteren Beständen auch tiefer reichen. Rhizome besitzen immer sichtbare Knoten, aus denen sich potenziell neue Sprosse bilden können, und ein weiches Mark im Kern, da es nur am Rand Gefäßbündel besitzt. In tieferen Bodenschichten (meist über 50 cm tief) befinden sich hauptsächlich Wurzeln, die keine Knoten aufweisen und somit keine neuen Sprosse austreiben können. Wurzeln besitzen auch zentral im Kern Gefäßbündel, so dass dieser in der Konsistenz nicht weich, sondern gleichmäßig holzig ist.

Über eine Probegrabung vor Beginn der Maßnahme sollte geprüft werden, wie tief die Rhizome des Bestands in den Boden reichen, um die nötige Eingriffstiefe zur Entfernung der Rhizomschicht zu ermitteln. Bei der Maßnahme selbst sollte immer ein Pufferbereich über die zuvor ermittelte Eingriffstiefe und mindestens 3 m über den seitlichen Rand des Bewuchses hinaus ausgekoffert werden, um möglichst alle Rhizomausläufer zu entfernen. Das ausgebaggerte Material ist entweder vollständig fachgerecht zu entsorgen (siehe unter 5.1.) oder alle Pflanzenteile sind vollständig mit einem feinmaschigen Sieb (max. 5 mm Maschenweite) aus dem Bodenaushub zu entfernen. Eine weitere Möglichkeit ist die Behandlung des Bodensubstrats mit Heißdampf. Dabei wird das Bodenmaterial max. 80 cm hoch aufgehäuft und mit einer hitzebeständigen Folie abgedeckt. Anschließend erfolgt eine vierstündige Behandlung mit Heißdampf, wobei sichergestellt werden muss, dass das gesamte Bodenmaterial ausreichend erhitzt wird, damit die regenerationsfähigen Pflanzenteile im Boden absterben. Der vollständig gesiebte oder mit Heißdampf behandelte Bodenaushub kann wieder in den bearbeiteten Bereich eingebracht werden.

Die eingesetzten Maschinen/Geräte sind nach Gebrauch vor Ort gründlich zu reinigen. Das entfernte bzw. ausgesiebte rhizomhaltige Pflanzenmaterial ist in verschlossenen Behältern einer Verbrennungsanlage zuzuführen (siehe auch unter 5.1). Auf keinen Fall dürfen die Pflanzenteile dem (heimischen) Kompost oder Biomüll zugeführt werden.

Aufwand und Wirksamkeit: Der Aufwand ist als hoch zu bewerten. Sorgfältig und fachgerecht durchgeführt kann die Maßnahme sehr wirksam sein.

Wirkung auf Nichtzielarten: Die Maßnahme ist nicht selektiv. Die Wirkung auf Nichtzielarten ist jedoch vermutlich geringer als die negativen Auswirkungen dichter Knöterichbestände. Durch begleitende Einsaat kann das Aufkommen neuer Vegetation auf der Fläche unterstützt werden.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

M 5: Mahd

Beschreibung: Eine regelmäßige Mahd kann einen Bestand über einen langen Zeitraum schwächen und zur Kontrolle des Vorkommens dienen. In der Vegetationsperiode (April-Oktober) sollte bei einer Wuchshöhe von ca. 40 cm mit dem ersten Mähvorgang begonnen und im Idealfall alle 2 bis 3 Wochen wiederholt werden. Die Empfehlungen reichen von 6 bis 8 beziehungsweise 9 bis 11 Mal pro Jahr. Seltener Bearbeitungen verringern die Wirksamkeit. Im ungünstigsten Fall kann das Wachstum der Pflanzen angeregt werden. Beim Mähen ist darauf zu achten, dass keine Pflanzenteile außerhalb des Bestands verbracht werden. Hierfür sollte zuerst um den Bestand herum ein breiter Streifen (1,5 bis 2 m) als Pufferzone abgemäht werden, um anschließend die eigentliche Fläche zu bearbeiten.

Bei Arbeiten am Gewässer ist die Gefahr der Verdriftung von Sprossteilen, aus denen sich neue Bestände entwickeln können, sehr hoch. Das muss bei der Ausführung beachtet und vermieden werden (z. B. nahe am Gewässer stehende Pflanzen händisch entfernen, von der Wasserseite wegarbeiten, Mähkorb zum Auffangen des Schnittguts benutzen, in kleineren Gewässerläufen Sperrgitter während des Mähvorgangs flussabwärts installieren, um Treibgut aufzufangen und entfernen zu können).

Die Mahd sollte über mehrere Jahre durchgeführt und bei großen Beständen unter Umständen als dauerhafte Maßnahme eingeplant werden. Häufig kann nach mehreren Jahren, wenn die Knöterichbiomasse deutlich abgenommen hat, die Schnittfrequenz auf zwei bis viermaliges Mähen pro Jahr reduziert werden. Insbesondere für die Pufferzone ist eine möglichst schonende Mähtechnik (z. B. Balkenmäher) anzuwenden. Die eingesetzten Maschinen/Geräte sind nach Gebrauch vor Ort gründlich zu reinigen. Das Schnittgut ist von

der Fläche vollständig zu entfernen und in verschlossenen Behältern vorzugsweise einer Verbrennungsanlage zuzuführen. Alternativ kommt eine professionelle Entsorgung in einer Kompostierungsanlage entsprechend den Vorgaben der Bioabfallverordnung in Frage (thermophile Kompostierung: Erhitzung über 14 Tage auf mindestens 55°C, alternativ: 60°C über 6 Tage oder 65°C über 3 Tage), vorausgesetzt das Schnittgut enthält keine Rhizomfragmente (siehe auch unter 5.1.). Auf keinen Fall dürfen die Pflanzenteile in der Natur belassen, dem (heimischen) Kompost oder Biomüll zugeführt werden.

Aufwand und Wirksamkeit: Je nach Größe des Bestands, der Zugänglichkeit und der einsetzbaren Technik ist der Aufwand bei konsequenter Durchführung als mittel bis hoch und die Wirksamkeit als mäßig zu bewerten. Je häufiger die Mahd erfolgt, desto wirksamer ist die Maßnahme. Eine Kombination mit anderen Maßnahmen, wie der Beweidung, kann die Wirksamkeit nochmals nachhaltig verbessern (nach deutlicher Reduzierung des Bestands auch Kombination mit anderen Maßnahmen wie Ausreißen oder manuellem Ausgraben, im Einzelfall auch mit Einsatz von Herbiziden sinnvoll).

Wirkung auf Nichtzielarten: Die Maßnahme ist nicht selektiv. Die Wirkung auf Nichtzielarten ist jedoch vermutlich geringer als die negativen Auswirkungen dichter Knöterichbestände. Durch Einsaat kann das Aufkommen neuer Vegetation auf der Fläche unterstützt werden.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

M 6: Beweidung

Beschreibung: Als Maßnahme zur Bestandskontrolle kommt ebenfalls Beweidung in Frage. Junge Triebe können von Pferden, Rindern, Ziegen und Schafen gefressen werden. Dabei kann es notwendig sein, die alten, abgestorbenen Austriebe vom Vorjahr vor der Beweidung zu entfernen. Die Beweidung kann dabei sowohl die Dichte des Bestands als auch die Höhe der Pflanzen reduzieren. Sie sollte vorzugsweise ganzjährig oder mit mindestens 3 bis 4 Weidegängen pro Jahr und einem Besatz von mindestens 20 Tieren pro ha über einen Zeitraum von mindestens 5 Jahren erfolgen. Es ist darauf zu achten, dass die Beweidung nicht dazu führt, dass Pflanzenteile über den ursprünglichen Bestand hinaus verbreitet werden (eine zu starke Beweidungsintensität mit den entsprechenden Trittschäden könnte zur Verbreitung von Pflanzenteilen führen). Unter Umständen werden gerade junge, unerfahrene Tiere zu Beginn den Knöterich nicht fressen. In solchen Fällen kann es sinnvoll sein, Tiere hinzuzufügen, die schon erfolgreich in der Beweidung von Knöterichbeständen eingesetzt wurden. Es kann darüber hinaus hilfreich sein, die unerfahrenen Tiere gezielt in die Nähe oder sogar in die zu beweidenden Pflanzenbestände zu führen.

Aufwand und Wirksamkeit: Befindet sich der Knöterichbestand innerhalb einer sowieso beweideten Fläche, fällt kein zusätzlicher Aufwand an. Ansonsten hängt der Aufwand von der Lage, etwaigen Auflagen und der Verfügbarkeit von Weidevieh ab. Diese Maßnahme dient vorwiegend der Bestandskontrolle, da in der Regel keine vollständige Beseitigung erzielt werden kann. Eine Kombination mit anderen Maßnahmen, wie der Mahd, kann sinnvoll sein und die Wirksamkeit steigern (nach deutlicher Reduzierung des Bestands auch Kombination mit anderen Maßnahmen wie Ausreißen oder manuellem Ausgraben, im Einzelfall auch mit Einsatz von Herbiziden sinnvoll).

Wirkung auf Nichtzielarten: Beweidung wirkt sich in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität, der Weidetierart und der Beschaffenheit der Weidefläche auf Nichtzielarten aus.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

M 7: Abdecken in Kombination mit Ausbaggern

Beschreibung: Grundsätzlich kann der oberirdische Aufwuchs durch eine der zuvor genannten Maßnahmen entfernt oder die Maßnahme im Winter begonnen werden und anschließend die Fläche lichtundurchlässig abgedeckt werden (Gewebevlies, Geotextil), um so den Bestand langfristig zu kontrollieren. Bei einer solchen Methode ist das Material zum Abdecken allerdings nach einigen Jahren zu entfernen. Ein zu früher Abbruch der Maßnahme führt dann jedoch zu ihrer Unwirksamkeit. Aus diesem Grund empfiehlt sich eine komplexere Herangehensweise, welche verschiedene Maßnahmen kombiniert.

Im ersten Schritt sollte die oberirdische Biomasse vollständig entfernt werden. Hierbei ist wiederum auf einen Schutzbereich von 3 m zu achten, welcher mitbearbeitet werden muss. Im Anschluss wird im betroffenen Bereich inklusive des Schutzbereiches der Boden ausgehoben. Dabei sollte eine Eingriffstiefe von mindestens 50 cm nicht unterschritten werden. Mit dem Bodenaushub ist grundsätzlich wie in M 4 (Ausbaggern) zu verfahren. Am äußeren Rand ist ein mindestens 1 m tiefer Graben rund um die gesamte bearbeitete Fläche auszuheben. Der nun freigelegte Boden sollte mit einer Fräse zerkleinert werden, um eine Beschädigung der Abdeckung zu verhindern. Die Fläche sollte am Ende eben und möglichst feinkrümelig sein. Die so vorbereitete Fläche wird vollständig mit einem schwarzen, wurzeldichten (240 g/m²) Unkrautvlies abgedeckt. Es ist darauf zu achten, dass das Material für einen dauerhaften Verbleib in der Erde geeignet ist. Übergänge am Material (zum Beispiel zwischen zwei Bahnen Vlies) müssen sehr sorgfältig verschlossen werden. Am Rand wird das Abdeckmaterial in den vorbereiteten Graben gezogen. Am Ende wird das Abdeckmaterial mit unbelastetem Bodensubstrat bedeckt. Ist der vorher ausgehobene

Boden gründlich durchgesiebt oder mit Heißdampf behandelt worden (vgl. M 4), kann auch dieser verwendet werden. Es empfiehlt sich, die Fläche ggf. (je nach Folgenutzung) direkt mit geeignetem Saatgut einzusäen. Bei der Durchführung an Böschungen muss zudem eine Erosionsschutzmatte eingebracht werden.

Die eingesetzten Maschinen/Geräte sind nach Gebrauch vor Ort gründlich zu reinigen. Das entfernte bzw. ausgesiebte rhizomhaltige Pflanzenmaterial ist in verschlossenen Behältern einer Verbrennungsanlage zuzuführen (siehe auch unter 5.1.). Auf keinen Fall dürfen die Pflanzenteile dem (heimischen) Kompost oder Biomüll zugeführt werden.

Aufwand und Wirksamkeit: Der Aufwand der Maßnahme ist hoch. Bei sorgfältiger Durchführung ist dieses Vorgehen aber auch sehr wirksam.

Wirkung auf Nichtzielarten: Die Maßnahme ist nicht selektiv. Die Wirkung auf Nichtzielarten ist jedoch vermutlich geringer als die negativen Auswirkungen dichter Knöterichbestände. Durch Einsaat kann das Aufkommen neuer Vegetation auf der Fläche unterstützt werden.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

M 8: Einsatz von Herbiziden

Beschreibung: Im Einzelfall kann nach Abwägung aller anderen Optionen auch der Einsatz von Herbiziden eine Möglichkeit zur Beseitigung eines Bestands darstellen. Der Einsatz von Herbiziden ist durch rechtliche Regelungen auf landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich genutzte Flächen beschränkt und sie dürfen nicht unmittelbar an Gewässern ausgebracht werden. Auf Nichtkulturland ist eine Ausnahmegenehmigung der zuständigen Behörden nach § 12 Pflanzenschutzgesetz erforderlich, die nur Personen mit Sachkundenachweis im Pflanzenschutz erteilt werden kann. Wirksame Herbizide und optimale Anwendungszeitpunkte sind beim Pflanzenschutzdienst zu erfragen. Herbizide dürfen nur von Personen mit Pflanzenschutzsachkundenachweis verwendet werden. Es können verschiedene Wirkstoffe, die selektiv auf zweikeimblättrige Wildkräuter wirken, und Totalherbizide, die auf ein- und zweikeimblättrige Pflanzen wirken, zum Einsatz kommen. Die Ausbringung kann mit verschiedenen Spritzgeräten oder mit selektiv in Handarbeit einsetzbaren Injektions- oder Dochtstreichgeräten erfolgen. Auch beim Einsatz von Herbiziden sollte von der Notwendigkeit einer mehrmaligen Anwendung über mehrere Jahre ausgegangen werden. Es empfiehlt sich die Kombination mit einer vorbereitenden Mahd im Juni bei einer Bestandshöhe von 40 bis 60 cm (ggf. auch zweimalige Mahd bis zum Herbizideinsatz notwendig). Der Herbizideinsatz erfolgt dann im August/September. Zu

diesem Zeitpunkt ziehen die Pflanzen den Wirkstoff in die Rhizome/Wurzeln. Dieses Verfahren muss im Folgejahr wiederholt werden und ggf. auch darüber hinaus.

Aufwand und Wirksamkeit: Der Aufwand hängt stark von der Größe des Bestands und der Zugänglichkeit ab. Die Effektivität eines Herbizideinsatzes kann nur durch mehrjährige Kontrollen ggf. in Verbindung mit Nachbehandlungen sichergestellt werden. Sorgfältig und fachgerecht durchgeführt kann die Maßnahme sehr wirksam sein.

Wirkung auf Nichtzielarten: Herbizideinsätze sind je nach verwendetem Mittel und Ausbringungsmethode mit unterschiedlich starken Auswirkungen auf zahlreiche Nichtzielartengruppen verbunden. Die Anwendungsbestimmungen und Auflagen zum Schutz von Mensch und Umwelt sowie insbesondere bei der Anwendung (Anwendungssicherheit) sind einzuhalten. Ob ein Einsatz in Schutzgebieten zulässig ist, muss auf Basis der jeweiligen Schutzgebietsverordnung und der geltenden Länderbestimmungen geprüft werden.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

M 9: Pflanzung von Weidenspreitlagen

Beschreibung: An Gewässeruferrn, bei denen die Knöterichbestände noch nicht zu weit landeinwärts vordringen konnten, kann durch das ingenieurblogische Anlegen von lebenden Weidenruten, sogenannte Weidenspreitlagen, als Konkurrenzpflanzung lokal das Nachwachsen des Knöterichs eingeschränkt werden. Dabei dient die Anpflanzung auch der Ufersicherung (Erosionsschutz). Ist das Ufer durch den vorhandenen Knöterichbestand bereits stark erodiert, sollte zuerst das ursprüngliche Uferprofil durch den Einbau bindigen Bodens wiederhergestellt werden. Bei Frostfreiheit im Frühjahr und vor dem Austreiben des Knöterichs werden zu 100 % austriebsfähige Ruten von Strauchweiden auf der kontaminierten Fläche und mindestens 2 m darüber hinaus ausgebracht. Weidenfaschinen (lange Rollen aus gebündelten Zweigen und dünnen Ästen, die entlang des Uferhangs verlegt und mit Holzpflöcken oder Steinen verankert werden) werden als Fußschutz eingebaut, um eine Unterspülung bei Hochwasser zu verhindern. Es kann auch anstehendes Geschiebe zur Fußsicherung verwendet werden. Zur Erreichung des späteren Baumbestands werden standortgerechte Ufergehölze als zwei- bis dreijährige Sämlinge in die Weidenspreitlage gepflanzt. Aufwachsende Sprosse des Knöterichs müssen gemäht oder ausgerissen werden.

Aufwand und Wirksamkeit: Je nach Größe des Bestands, der Zugänglichkeit und der einsetzbaren Technik ist der Aufwand als mittel bis hoch zu bewerten. Durch die Beschattungswirkung sollte der Knöterichbestand auf natürliche Weise reduziert werden.

Wirkung auf Nichtzielarten: Die Maßnahme ist nicht selektiv. Die Wirkung auf Nichtzielarten ist jedoch geringer als die negativen Auswirkungen dichter Knöterichbestände. Durch das Anpflanzen standortgerechter Ufergehölze wird das Aufkommen neuer Vegetation auf der Fläche unterstützt.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

M 10: Heißwasser

Beschreibung: Kleine bis mittelgroße Bestände können durch die Behandlung mit heißem Wasser zurückgedrängt werden. Dabei wird ca. 99 °C heißes Wasser auf die oberirdischen Sprosse gespritzt und anschließend mit einer Lanze in die obere Bodenschicht appliziert, um das Rhizom-Wurzel-System zu schädigen. Die Lanze sollte dazu in einem relativ engen Raster von ca. 30 x 30 cm und bis in eine Tiefe von 10 bis 20 cm in den Boden eingestochen werden. Durch die Hitzebehandlung wird der Verrottungsprozess angeregt. Das gekochte Pflanzenmaterial muss nicht entsorgt werden und kann auf der Fläche verbleiben. Die Behandlung muss vier- bis fünfmal pro Jahr (später seltener) im Zeitraum von April bis Oktober und über mindestens 3 Jahre wiederholt werden.

Aufwand und Wirksamkeit: Der Aufwand ist hoch, aber es fallen keine Entsorgungskosten an, da das gekochte Pflanzenmaterial auf der Fläche verbleiben kann. Voraussetzungen für das Verfahren sind eine gute Zugänglichkeit zu Fuß, eine Abstellmöglichkeit des mobilen Kochgeräts in der Nähe der Behandlungsfläche (verfügbare Schlauchlängen zwischen 20 bis 80 m je nach Anbieter) und verfügbares Wasser zum Nachbetanken (eventuell wasserrechtliche Genehmigung zur Wasserentnahme erforderlich). Die Wirksamkeit ist ähnlich wie bei der Mahd als mäßig zu bewerten, da aufgrund der begrenzten Tiefenwirkung der Heißwasserbehandlung nicht die komplette Rhizomschicht erreicht wird. Die Bekämpfung wird umso langwieriger, je älter der Knöterichbestand ist. Nach deutlicher Reduzierung des Bestands kann eine Kombination mit Ausreißen oder manuellem Ausgraben die Wirksamkeit steigern.

Wirkung auf Nichtzielarten: Die Maßnahme ist nicht selektiv und kann sich erheblich auf ober- wie auch unterirdisch lebende Nichtzielarten auswirken.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

M 11: Strom (Elektrolanze)

Beschreibung: Die Bekämpfung mit Strom unter Hochspannung ist ein Verfahren, das vorwiegend für kleine Initialbestände bis maximal mittelgroße Bestände angewendet werden kann. Mittels einer handgeführten Lanze ist eine selektive Behandlung der Knöterichsprosse möglich. Durch das Berühren der Basis des Stängels mit der Handlanze dringt Hochspannungsstrom in die Pflanze ein, der das Gewebe an der Stängelbasis inklusive des angrenzenden Rhizomsystems erhitzt und zum Absterben bringt. Die Pflanzen sollten bei der Behandlung nicht höher als 40 cm sein (eventuell vorbereitende Mahd ca. 2 Wochen vor der ersten Strombehandlung nötig). Das mit der Stromlanze behandelte und verwelkende Pflanzenmaterial kann auf der Fläche verbleiben und muss nicht entsorgt werden. Die Behandlung sollte sechsmal pro Jahr (oder je nach Wiederaufkommen) im Zeitraum von April bis Oktober über mehrere Jahre wiederholt werden. Das Verfahren darf nur von geschultem Personal und mit der erforderlichen Schutzausrüstung ausgeführt werden. Um die für das Verfahren erforderliche elektrische Leitfähigkeit zu gewährleisten, darf der Boden nicht zu sehr ausgetrocknet sein. Bei sehr trockener Witterung und vertrockneter Biomasse im Umfeld der Behandlungsfläche besteht außerdem Brandgefahr, da es bei der Ausführung zu Lichtbögen und Funkenflug kommen kann.

Aufwand und Wirksamkeit: Der Aufwand ist hoch, aber es fallen keine Entsorgungskosten an, da das behandelte Pflanzenmaterial auf der Fläche verbleiben kann. Voraussetzung für das Verfahren ist eine gute Zugänglichkeit zu Fuß und eine Abstellmöglichkeit des mobilen Generators in der Nähe der Behandlungsfläche (Stromkabelänge ca. 20 m). Bei konsequenter Durchführung über mehrere Jahre hinweg kann eine vollständige Entfernung des Bestands erreicht werden. Die Bekämpfung wird umso langwieriger, je älter der Knöterichbestand ist.

Wirkung auf Nichtzielarten: Bei einer Einzelpflanzenbehandlung mit handgeführter Elektrolanze wirkt das Verfahren selektiv. Die Wirkung auf Nichtzielarten ist daher als gering zu bewerten.

Erfolgskontrolle: Auf der Fläche muss regelmäßig ein Monitoring über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

5. Sonstiges

5.1. Besondere Bemerkungen

- Die Ziele der FFH-Richtlinie (RL 92/43/EWG), der Vogelschutzrichtlinie (RL 2009/147/EG), der Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG) sowie der

Wiederherstellungsverordnung (VO 2024/1991) sind zu berücksichtigen. Weiterhin sind bei der Durchführung der Maßnahmen neben den rechtlichen Vorgaben des besonderen Artenschutzes (hier insbesondere bei hoch gewachsenen Flügelknöterichbeständen, die von heimischen Singvogelarten als Brutplatz genutzt werden können) auch die der Jagd und Fischerei sowie des Tierschutzes zu beachten.

- Zur Verhinderung der weiteren Verschleppung und (unbeabsichtigten) Ausbringung der invasiven gebietsfremden Knötericharten über mit Pflanzenteilen verunreinigtes Bodenmaterial sollten bei der Planung und Ausschreibung von Baumaßnahmen entsprechende Auflagen aufgenommen werden, die zum einen die fachgerechte Entsorgung von belastetem und zum anderen die Verwendung von unbelastetem Bodenmaterial sowie die Kontrolle dessen sicherstellen.

Spezielle Hinweise:

- Aufgrund der enormen Regenerationsfähigkeit der Knötericharten ist bei der Entsorgung von rhizomhaltigem Pflanzen- und Bodenmaterial besondere Sorgfalt wichtig, um eine unbeabsichtigte Weiterverbreitung zu vermeiden. Am sichersten ist die Entsorgung über die Verbrennungsanlage, da hierbei das gesamte lebensfähige Pflanzenmaterial komplett zerstört wird. Allerdings ist dies gerade bei großen Mengen rhizomhaltigen Bodenmaterials in der Regel nicht möglich. Wie in Maßnahme M 4 (Ausbaggern) beschrieben besteht hier die Möglichkeit die Pflanzenteile durch Aussieben aus dem Bodensubstrat zu entfernen oder den kontaminierten Bodenaushub mit Heißdampf zu behandeln. Eine Kompostierung rhizomhaltigen Pflanzen- oder Erdmaterials eignet sich nur, wenn auch sichergestellt werden kann, dass für eine vollständige Zersetzung der Rhizome ausreichend hohe Temperaturen von ca. 70 °C erreicht werden. Die herkömmliche thermophile Kompostierung nach Bioabfallverordnung reicht in der Regel dafür nicht aus. Für eine erfolgreiche Kompostierung wird ein Mischungsverhältnis von 1:1 mit Frischkompost (Grünschnitt 6 Wochen vorkompostiert) empfohlen. Auf Miete gesetzt sollten somit ausreichend hohe Temperaturen von ca. 69°C erreicht werden. Bei Temperaturabfall ist das Umsetzen der Miete erforderlich um Sauerstoff zuzuführen. Bei dieser Vorgehensweise sollten nach ca. 6 Wochen alle Rhizome zersetzt sein. Eine weitere

Methode ist das sogenannte „Rhizomcrushing“, bei der das rhizomhaltige Erdmaterial mit einem Schaufelseparator oder einer Steinbrechfräse behandelt und dann mit einer starken Baufolie ca. 18 Monate abgedeckt liegen gelassen wird, damit die zerkleinerten Rhizomteile verrotten. Die nach dem Rhizomcrushing resultierenden Rhizomfragmente sollten im Mittel nicht länger als 14 cm sein. Erfahrungsgemäß muss das Bodenmaterial dazu mehrmals den Schaufelseparator durchlaufen. Bei der Steinbrechfräse reichen häufig 2 Durchläufe. Der so behandelte Boden kann frühestens nach 18 Monaten wiederverwendet werden, vorausgesetzt, es sind keine lebensfähigen Rhizomteile mehr vorhanden (Kontrolle notwendig).

5.2. Weiterführende Literatur/Quellen

- Abgrall, C., Forey, E., Mignot, L. & Chauvat, M. (2018): Invasion by *Fallopia japonica* alters soil food webs through secondary metabolites. *Soil Biology and Biochemistry* 127, 100-109; <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.09.016>
- Aguilera A. G., Alpert, P., Dukes, J. S. & Harrington, R. (2010): Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions* 12, 1243-1252; <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9543-z>
- BAST – Bundesanstalt für Straßenwesen (Hrsg., 2024): Maßnahmen zum Umgang mit japanischem Staudenknöterich. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen Verkehrstechnik Heft V 380*, 223 S. [Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <https://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.]
- Berchová Bímová, K. (2023): The management of Knotweed (*Reynoutria spp.*). Information on measures and related costs in relation to species considered for inclusion on the Union List. 27 S.
- Beringen, R., Leuven, R. S. E. W., Odé, B., Verhofstad, M. & van Valkenburg, J. L. C. H. (2022): Risk assessment of four Asian knotweeds in Europe. *FLORON report*: 2018.049.e4
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2013): FloraWeb - Daten und Informationen zu Wildpflanzen Deutschlands: <https://www.floraweb.de/webkarten/karte.html?taxon-id=4792>; <https://www.floraweb.de/webkarten/karte.html?taxon-id=4793>; <https://www.floraweb.de/webkarten/karte.html?taxon-id=7381>;

<https://www.floraweb.de/webkarten/karte.html?taxon-id=4436>; abgerufen am 24.07.2026]

- Bímová, K., Mandák, B. & Pyšek, P. (2003): Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (Polygonaceae). Plant Ecology 166, 1-11; <https://doi.org/10.1023/A:1023299101998>
- Brandes, D. (1989): Hinweis auf Verwilderungen von *Polygonum polystachyum* Wall. ex Meisn. Floristische Rundbriefe 23 (1), 50-51
- Bundesamt für Naturschutz: <https://www.bfn.de/neobiota> [abgerufen am 24.07.2026]
- Chrtek, J. & Chrtková, A. (1983): *Reynoutria* × *bohemica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. Čas. Nár. Muz. Praze, Rada Přír. 152, 120
- Dusz, M.-A., Martin, F.-M., Dommanget, F., Petit, A., Dechaume-Moncharmont, C. & Evette, A. (2021): Review of existing knowledge and practices of tarping for the control of invasive knotweeds. Plants 10, 2152; <https://doi.org/10.3390/plants10102152>
- Eisel, T. (2018): Erfahrungen bei der herbizidfreien Bekämpfung von Staudenknöterich-Beständen. Eigene Veröffentlichung: http://gala-eisel.de/download/plantex_platinum_erfahrungen.pdf [abgerufen am 24.07.2026]
- Engler, J., Abt, K. & Buhk, C. (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>
- Hallworth, J. & Sellentin, E. (2011): Understanding & Controlling Knotweed in BC; https://www.coastalisc.com/wp-content/uploads/2014/06/Knotweed_Control_in_BC_Hallworth.pdf [abgerufen am 24.07.2026]
- Heděnek, P., Novotný, D., Ust'ak, S., Honzík, R., Kovářová, M., Šimáčková, H. & Frouz, J. (2014): Allelopathic effect of new introduced biofuel crops on the soil biota: A comparative study. European Journal of Soil Biology 63, 14-20; <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.05.002>
- Hering, J. (2019): Plädoyer für einen gehassten Neophyten: Staudenknöterich Bestände *Fallopia* spp. als wichtiger Neststandort für Singvögel. Vogelwarte 57, 99-114; <https://www.do->

[g.de/fileadmin/Ablage/Veroeffentlichen/Vogelwarte/2019_Band_57/Vowa_Heft_2_2019.pdf](https://www.g.de/fileadmin/Ablage/Veroeffentlichen/Vogelwarte/2019_Band_57/Vowa_Heft_2_2019.pdf) [abgerufen am 24.07.2026]

- Horáčová, J., Juříčková, L., Šizling, A. L., Jarošík, V. & Pyšek, P. (2014): Invasiveness does not predict impact: Response of native land snail communities to plant invasions in riparian habitats. PLoS ONE 9, e108296;
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108296>
- InfoFlora (2023) Vielähriger Knöterich (Knöterichgewächse) - *Polygonum polystachyum* Meisn. (Polygonaceae). Neophyten-Infoblatt;
https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/neophyten/inva_poly_pol_d.pdf [abgerufen am 24.07.2026]
- InfoFlora (2024) Asiatische Staudenknöteriche (Knöterichgewächse) - *Reynoutria japonica* aggr. (*R. japonica* Houtt., *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, *R. xbohemica* Chrtek & Chrtková; Polygonaceae). Neophyten-Infoblatt;
https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/neophyten/inva_reyn_jap_d.pdf [abgerufen am 24.07.2026]
- Jousson, A., Mini, A., Conedera, M., Morisoli, R. & Pezzatti, G.B. (2024): Bekämpfungsmethoden für Asiatische Staudenknötericharten. Bewertung der Wirksamkeit einiger Methoden und des Multi-Stress-Ansatzes. Forschungscampus Cadenazzo und Kanton Tessin, 23 S. www.cercleexotique.ch [abgerufen am 24.07.2026]
- Kato-Noguchi, H. (2022). Allelopathy of knotweeds as invasive plants. Plants 11, 3;
<https://doi.org/10.3390/plants11010003>
- korina – Koordinationsstelle Invasive Neophyten in Sachsen-Anhalt beim UfU e.V. (2013): Handlungsempfehlung zum Management der Staudenknöteriche in Schutzgebieten und deren Einzugsgebieten in Sachsen-Anhalt – Stand 23.3.2013, 9. S.;
https://www.korina.info/files/KORINA_2013_Handlungsempfehlungen_Fallopia-Stand_23.03.2013_0.pdf [abgerufen am 24.07.2026]
- LfU – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1994): Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern. I. Erprobung ausgewählter Methoden. Handbuch

Wasser 2, Stuttgart, 63 S.; <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/16390>
[abgerufen am 24.07.2026]

- Lavoie, C. (2017): The impact of invasive knotweed species (*Reynoutria spp.*) on the environment: review and research perspectives. Biological Invasions 19, 2319-2337; DOI 10.1007/s10530-017-1444-y
- Maerz, J. C., Blossey, B. & V. Nuzzo (2005): Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. Biodiversity and Conservation 14, 2901-2911; <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0223-0>
- Meinlschmidt, E., Pfüller, R. & Schindler, M. (2020): Untersuchungen zur Bekämpfung von Staudenknöterichen (*Fallopia japonica* Houtt, *Fallopia sachalinensis*). Ergebnisse der Freilandversuche des LfULG 2005 – 2018. Schriftenreihe des LfULG, Heft 10/2020, 44 S.; <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/36025/documents/55831>
[abgerufen am 24.07.2026]
- Nehring, S. & Rabitsch, W. (Hrsg., 2025): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen und Gesamtartenliste der in Deutschland wild lebenden gebietsfremden Gefäßpflanzen. BfN-Schriften 731, Bonn, 627 S.; DOI 10.19217/skr731
<https://www.bfn.de/publikationen/bfn-schriften/bfn-schriften-731-naturschutzfachliche-invasivitaetsbewertungen-und> [abgerufen am 24.07.2026]
- Ritter, S., Hoppe, I., Haase, M., Martini, P., Schenke, E., Schneider, K., Birger, J., Birger, A., Starfinger, U., Sölter, U. & Verschwele, A. (2022): Staudenknöterich-Arten (*Fallopia spec.*). In: Julius-Kühn-Institut (Hrsg., 2022): ENVISAGE – Erfassung und Management auf landwirtschaftlichen Nutzflächen zur Sicherung der landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen, Berichte aus dem Julius-Kühn-Institut. Julius-Kühn-Institut (Hrsg.), Braunschweig, S. 41-61; <https://doi.org/10.5073/20220427-102057>
- Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G., Nehring, S., Scheibner, C., Roth, M. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland. Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3513 86 0200). Naturschutz und Biologische Vielfalt 141/1, 709 S.;
<https://doi.org/10.19213/9731411>

- Seeney, A., Eastwood, S., Pattison, Z., Willby, N.J. & Bull, C.D. (2019): All change at the water's edge: invasion by non-native riparian plants negatively impacts terrestrial invertebrates. *Biological Invasions* 21, 1933-1946; <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01947-5>
- Serniak, L. T., Corbin, C. E., Pitt, A. L. & Rier, S. T. (2017): Effects of Japanese Knotweed on avian diversity and function in riparian habitats. *Journal of Ornithology* 158, 311-321; <https://doi.org/10.1007/s10336-016-1387-6>
- Soll, J. (2004): Controlling knotweed (*Polygonum cuspidatum*, *P. sachalinense*, *P. polystachyum* and hybrids) in the Pacific Northwest. Portland, Oregon, USA: Nature Conservancy, Oregon Field Office; https://salishsearestoration.org/wiki/Soll_2004_controlling_knotweed_in_pacific_northwest [abgerufen am 24.07.2026]
- Tanner, R. (2018): *Koenigia polystachya* (Wall. ex Meisn.) T.M.Schust. & Reveal – Template for Annex with evidence on measures and their implementation cost and cost-effectiveness. 7 S.
- Urgenson, L. S., Reichard, S. H. & Halpern, C. B. (2009): Community and ecosystem consequences of giant knotweed (*Polygonum sachalinense*) invasion into riparian forests of western Washington, USA. *Biological Conservation* 142, 1536-1541; <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.023>
- WSDA – Washington State Department of Agriculture (2008): Statewide Knotweed Control programm. 2008 Status Report, 19 S.; AGR PUB 805-252 (N/8/09) <https://cms.agr.wa.gov/WSDAKentico/Imported/252-2008KnotweedProgressReport.pdf> [abgerufen am 24.07.2026]
- Zubek, S., Kapusta, P., Stanek, M., Woch, M. W., Błaszowski, J. & Stefanowicz, A. M. (2022): *Reynoutria japonica* invasion negatively affects arbuscular mycorrhizal fungi communities regardless of the season and soil conditions. *Applied Soil Ecology* 169, 104152; <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104152>

6. Hinweis

Das vorliegende Dokument wurde durch die „Expertengruppe für den Vollzug der Regelungen zu IAS“ innerhalb des UAK „Vollzugsempfehlungen“ des ständigen Ausschusses „Arten- und Biotopschutz“ der LANA erarbeitet. Es führt vorhandene Erkenntnisse zusammen und vereinfacht so die Umsetzung von Managementmaßnahmen nach Art. 19 VO (EU) Nr. 1143/2014. Die weitere länderspezifische Priorisierung, Umsetzung und abschließende Festlegung der konkreten Maßnahmen obliegt dem jeweiligen Bundesland.

Länderspezifische Anlage zur Verbreitung

Baden-Württemberg

Flieder-Knöterich

Status: unbeständig

wenige vereinzelte Nachweise aus dem Karlsruher Raum und bei Zell im Wiesental

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

nahezu landesweit verbreitet

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

zerstreute Nachweise aus allen Landesteilen, jedoch meist Einzelvorkommen oder kleinere Fundortgruppen

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

geringe und räumlich stark fragmentierte Verbreitung und mit deutlich weniger Nachweisen als die beiden anderen Flügelknötericharten

Quellen: Umweltinformationssystem Baden-Württemberg und Botanische Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland

Bayern

Flieder-Knöterich

Status: etabliert

in wenigen Gebieten

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

Quelle: BIB – Botanischer Informationsknoten Bayern

Berlin

Flieder-Knöterich

Status: etabliert

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet, aber weniger häufig als der Japanische Flügelknöterich

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

weniger häufig als der Japanische Flügelknöterich, aber vermutlich häufiger als die derzeitige Datenlage vermuten lässt

Brandenburg

Flieder-Knöterich

Status: etabliert

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

Bremen

Flieder-Knöterich

Status: fehlend

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

Hamburg

Flieder-Knöterich

Status: fehlend

Außerhalb der freien Natur kommt der Flieder-Knöterich vereinzelt als beliebte Zierpflanze in Gärten und Parks in Hamburg vor.

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet

Hessen

Flieder-Knöterich

Status: unbeständig

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

Mecklenburg-Vorpommern

Flieder-Knöterich

Status: unbeständig

letzter Fund 2001 (www.flora-mv.de), keine Bestätigung/kein Wiederfund seit 2022

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet in ganz Mecklenburg-Vorpommern

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet, vor allem in Mecklenburg, Ostseeküstengebiet, seltener in Vorpommern

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

vermehrt in den letzten 10 Jahren, wahrscheinlich häufig übersehen, weil schwierige Bestimmung, Rückkreuzung

(Fundangaben zu den Flügelknötericharten sehr wahrscheinlich nicht vollständig)

Niedersachsen

Flieder-Knöterich

Status: etabliert

verstreutes Vorkommen in ganz Niedersachsen

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

landesweit verbreitet

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

landesweit verbreitet

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

verstreutes Vorkommen in ganz Niedersachsen

Nordrhein-Westfalen

Flieder-Knöterich

Status: unbeständig

Einzelfunde im Süden NRWs (Euskirchen, Koblenz)

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet, insbesondere entlang des Rheins, jedoch seltener als Japanischer Flügelknöterich

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet, insbesondere im Ruhrgebiet (Köln, Bonn), jedoch seltener als Japanischer Flügelknöterich

Rheinland-Pfalz

Flieder-Knöterich

Status: etabliert

in Teilen der Südpfalz, ansonsten unbeständig

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

flächendeckend verbreitet

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

Saarland

Flieder-Knöterich

Status: unbeständig

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

häufig

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

selten

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

mäßig häufig

Sachsen

Flieder-Knöterich

Status: unbeständig

bislang ein bekanntes Vorkommen

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

über gesamte Landesfläche weit verbreitet

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

über gesamte Landesfläche weit verbreitet

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

Vorkommen vor allem im westlichen Teil Sachsens

Sachsen-Anhalt

Flieder-Knöterich

Status: fehlend

bisher keine Nachweise in Sachsen-Anhalt

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

Es wird von einer flächendeckenden Verbreitung ausgegangen.

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

Es wird von einer flächendeckenden Verbreitung ausgegangen.

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

Es wird von einer flächendeckenden Verbreitung ausgegangen.

Schleswig-Holstein

Flieder-Knöterich

Status: unbeständig

wenige Einzelvorkommen

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

landesweit verbreitet

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

landesweit verbreitet

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

landesweit verbreitet

Thüringen

Flieder-Knöterich

Status: unbeständig

wenige Einzelvorkommen

Japanischer Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet und vielfach große Bestände aufbauend

Sachalin-Flügelknöterich

Status: etabliert

weit verbreitet, weniger häufig als der Japanische Flügelknöterich, aber teilweise auch große Bestände aufbauend

Bastard-Flügelknöterich

Status: etabliert

verstreute Vorkommen, vermutlich häufiger, als die derzeitige Datenlage vermuten lässt

Quelle: Datenbestand im Fachinformationssystem des Thüringer Landesamtes für Umwelt, Bergbau und Naturschutz; Stand 07/2026