

Fallstudien zu gebietsfremden Arten in Deutschland

**gemäß Beschluss-/Abschnittsnr. V/8 und V/19 der
5. Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die
biologische Vielfalt**

Case Studies on Alien Species in Germany

**according to Decision/Section no. V/8 and V/19 of the 5th Meeting
of the Conference of the Parties to the Convention on
Biological Diversity**

FKZ 363 01 026

**Hans Jürgen Böhmer¹
Tina Heger²
Ludwig Trepl²**

¹ Institut für angewandte ökologische Studien (IFANOS) (Institute of Applied Ecological Studies)
Hessestraße 4, D - 90443 Nürnberg, Germany

² Technische Universität München (Technical University of Munich),
Lehrstuhl für Landschaftsökologie (Department of Ecology),
Am Hochanger 6, D - 85350 Freising, Germany

- November 2000 -

English translation by M.N.L. Seaman

Redaktion: Umweltbundesamt
Fachgebiet II 1.3
Dr. Ulrike Doyle

Vorwort

Gebietsfremde invasive Arten können je nach Erdregion und Begleitumständen ein wichtiger Faktor für den Rückgang der biologischen Vielfalt sein. Diesem Problem wurde mit dem Artikel 8 (h) des Übereinkommens über die biologische Vielfalt von 1992¹ Rechnung getragen, in dem es heißt, dass die Vertragsstaaten die Verpflichtung eingehen, „... soweit möglich und sofern angebracht, die Einbringung gebietsfremder Arten, welche Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden, zu verhindern, und diese Arten zu kontrollieren oder zu beseitigen“.

Solche Verpflichtungen bestehen für Deutschland auch aufgrund einer Vielzahl anderer internationaler Artenschutzübereinkünfte wie z.B. der III. Seerechtskonvention (Art. 196 Abs. 1), des Bonner Übereinkommens zum Erhalt der wandernden wildlebenden Tierarten (Art. III Abs. 4 c), des Berner Übereinkommens über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume (Art. 11 Abs. 2 b), der Konvention zum Schutz der Alpen (Art. 17), der Vogelschutzrichtlinie (Art. 11) (Richtlinie 79/409/EWG), der Flora-, Fauna-, Habitat-Richtlinie (Art. 22) (Richtlinie 92/43/EWG), des Artikels 4 Abs. 6 d der EG-Artenschutz-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 338/97) und des Gesetzes zum Umweltschutzprotokoll zum Antarktis-Vertrag, Anlage II Art. 4 (1).

Die fünfte Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (COP-5) beschloss unter Beschluss-/Abschnittsnr. V/8 „gebietsfremder Arten, welche Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden“ bzw. Beschluss-/Abschnittsnr. V/19 „Nationalbericht“ das Einreichen von nationalen Fallstudien (*case studies*) zum Thema „Gebietsfremde Arten“ in englischer Sprache. Diese Fallstudien werden über den *Clearing-House Mechanism* (<http://www.biodiv.org/chm/index.html>) international zugänglich gemacht werden.

Die Gliederung für die einzureichenden Fallstudien wurde international abgestimmt und festgelegt im Dokument UNEP/CBD/COP/5/3 bzw. in den Beschlüssen der COP-5 (siehe auch <http://www.biodiv.org/Decisions/cop5/html/index.html>).

Vorgelegt werden hiermit sechs Fallstudien – zu je drei gebietsfremden invasiven Pflanzen und drei gebietsfremden invasiven Tierarten – in deutscher und englischer Sprache, strukturiert nach der international vorgegebenen Gliederung. Für die Auswahl der Arten galten überschneidend die beiden Kriterien, möglichst verschiedene Artengruppen abzudecken und/oder verschiedene Ausbreitungs- und Schadenstypen aufzuzeigen.

Die Fallstudien stellen kurz und prägnant die Erfahrungen mit diesen gebietsfremden Arten auf nationaler bzw. regionaler Ebene zusammenfassend dar. Jede Fallstudie ist auf die drei Gesichtspunkte der Prävention einer Einbringung, der Kontrolle und der Beseitigung fokussiert. Die Fallstudien enthalten die in der Gliederung vorgegebenen Punkte und geben unter jeder Überschrift eine Zusammenfassung zum angesprochenen Punkt. Vorhandene detailliertere Darstellungen werden zitiert. Wenn keine Informationen zu den vorgegebenen Überschriften vorhanden sind, wird diese Tatsache jeweils angegeben.

Die Studien zeigen, dass jede absichtlich oder unabsichtlich eingeführte Art einzeln bewertet werden muss.

¹ Deutschland hat das Übereinkommen über die biologische Vielfalt am 12. Juni 1992 unterzeichnet und am 21. Dezember 1993 ratifiziert. Es trat am 29. Dezember 1993 in Kraft.

***Reynoutria japonica* HOUTT., Japanischer Staudenknöterich**

[Syn. *Fallopia japonica* (HOUTT.) RONSE DECRAENE, *Polygonum cuspidatum* SIEB. ET ZUCC., *Polygonum reynoutria*, *Polygonum zuccarinii*, *Polygonum Sieboldii* Hortorum, *Pleuropterus zuccarinii*, *Pleuropterus cuspidatus* (SIEB. ET ZUCC.) H. GROSS, *Tiniaria japonica* (HOUTT.) HEDBERG]

Deutsche Synonyme: Japan-Knöterich, Japanischer Knöterich, Japanischer Flügelknöterich, Spitzblättriger Knöterich, Zugespitzter Knöterich, Spieß-Knöterich

Englische Synonyme: Japanese Bamboo, Mexican Bamboo, Fleece-flower, Hancock's curse

1 Problembeschreibung

Der Japanische Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*) hat sich in Deutschland stark ausgebreitet (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988, JÄGER 1995). Die Art wächst hauptsächlich an Bach- und Flussufern, ferner auf Industriebrachen, Ruderalstellen, Wegböschungen, Bahndämmen, Kohlehalden und in Waldsäumen. Sie bildet dort stellenweise weitläufige, dichte Bestände und übt großen Konkurrenzdruck auf die übrige Vegetation aus. *R. japonica* kann Struktur und Arteninventar betroffener Ökosysteme vollkommen verändern. Als problematisch wird insbesondere die Veränderung bzw. Verdrängung der autochthonen Vegetation von Flußauen eingestuft. Damit verbunden ist auch eine erhöhte Erosionsanfälligkeit betroffener Uferpartien.

1 (a) Ort der Fallstudie

Als repräsentative Fallstudie wurden Untersuchungen in Baden-Württemberg (Südwest-Deutschland) ausgewählt (LfU 1994, 1995, ALBERTERNST et al. 1995, KEIL & ALBERTERNST 1995, ALBERTERNST 1998). Das Untersuchungsgebiet liegt östlich des Oberrheins (Ortenau) entlang der Flüsse Kinzig, Wolfach und Rench. Schwerpunktgebiet ist der Kinzig-Lauf von Schiltach bis zur Kinzig-Mündung in den Rhein (bei Kehl) sowie der gesamte Wolfach-Lauf von der Quelle im Schwarzwald (bei Kniebis) bis zur Mündung der Wolfach in die Kinzig (bei Wolfach). Diese Fallstudie steht im Mittelpunkt der folgenden Angaben; Erfahrungen aus anderen Naturräumen Deutschlands fließen ergänzend ein.

1 (b) Einwanderungsgeschichte

Reynoutria japonica wurde seit 1823 (Holland; nach JÄGER 1995) bzw. 1825 (nach HEGI 1981) als Zier- und als Futterpflanze (auch Bienenweide) in Europa eingesetzt (HARTMANN et al. 1995). Die Pflanze bestach durch ihren Habitus (Größe) und ihre Schnellwüchsigkeit und verwilderte in Deutschland seit Mitte des 19. Jahrhunderts aus Gärtnereien und Parkanlagen (z. B. Zwickau 1872, Rostock 1879; nach JÄGER 1995). Sie breitete sich insbesondere entlang von Fließgewässern aus, üblicherweise jedoch nur, wo die Vegetation durch anthropogene Störungen aufgelichtet war (vgl. WITTIG 1991). SCHEMMANN (1884) erwähnt *R. japonica* erstmals für Westfalen (Ruhr bei Witten, „seit langem eingebürgert“). SCHWARZ (1900) schildert die Art für den Nürnberger Raum als „zuweilen verwildernd, sich jahrelang erhaltend, aber nicht zur Blüte kommend“ und macht zwei konkrete Fundortangaben.

ZIMMERMANN (1906) fand sie ebenfalls Anfang des 20. Jahrhunderts am Neckar bei Ilvesheim (vgl. GOLDER 1922). Nach JÄGER (1995) wurde der Japanische Staudenknöterich 1919 in Dresden und 1927 in der Oberlausitz als verwildert angegeben. Der stärkste Ausbreitungsschub erfolgte in der jüngsten Vergangenheit (seit Mitte des 20. Jahrhunderts, z. T. schon früher: Vogesen), u. a. infolge der Ausbringung bei Uferbefestigungsmaßnahmen. KOSMALE (1981) datiert die erste große Ausbreitungswelle im Erzgebirgsvorland auf die 1960er Jahre. *R. japonica* hat sich vielerorts fest eingebürgert und ist heute als Agriophyt (auch ohne weiteres menschliches Zutun dauerhaft fortbestehend) einzustufen (u. a. KASPEREK 1999). Sie hat z. B. am Mittellauf der Rench „auf Längen von mehreren Kilometern die einheimische Vegetation weitgehend verdrängt“ (SEBALD et al. 1993, vgl. ALBERTERNST et al. 1995, BAUER 1995). Die Pflanze wird z. T. noch immer als Sichtschutz (z. B. Stuttgart) und vereinzelt als Viehfutter (auf Äckern) bzw. Wildfutter (Waldränder, -lichtungen) eingesetzt.

1 (c) Biologie und Ökologie von *Reynoutria japonica* Houtt.

Biologie

Reynoutria japonica ist eine (je nach Varietät) 1-3(-5)m hohe Staude (Geophyt). Sie treibt im Boden lange, kräftige und verzweigte Wurzelausläufer (Polykormone; Typisierung der Rhizomteile bei ADLER 1993) und bildet vollen Schatten spendende Dickichte, die eine massive Licht- und Wurzelkonkurrenz auf andere Pflanzenarten ausüben. Die derben, oberirdischen Sprosse sind knotig gegliedert (Name!) und tragen große, dreieckige, bis 18(-20)cm lange und bis 14cm breite Blätter. Die kleinen, weißlichen Blüten stehen in Knäueln in einem rispenartigen, bis 10cm langen, blattachselständigen Blütenstand. Die Blühperiode reicht von Juli bis September, die Frucht ist eine dreikantige, bis 4mm lange Nuß. *R. japonica* ist zweihäusig, selbstinkompatibel, polyploid (oktoploid) und kann sich vegetativ vermehren. Bei später Blüte werden keine fertilen Samen produziert. Bemerkenswert ist die außergewöhnliche Reproduktionsfähigkeit: 7g Rhizomgewebe können für die Regeneration einer Tochterpflanze ausreichen, auch wenn das Gewebe 2 m unter der Erde liegt. Es wurde sogar das Durchstoßen von 5 cm dickem Asphalt beobachtet. Der tägliche Zuwachs während der Hauptwachstumsphase kann bis zu 30cm betragen (vgl. SCHULDES & KÜBLER 1990, SUKOPP & SCHICK 1991, 1992, 1993, LfU 1994, 1995, ALBERTERNST et al. 1995a, 1995b, HARTMANN et al. 1995, HAYEN 1995, ALBERTERNST 1998).

Ökologie

Reynoutria japonica ist relativ anspruchslos und besitzt auf lichten bis halbschattigen Standorten eine weite ökologische Amplitude. In ihrem japanischen Herkunftsgebiet tritt die Art vorwiegend als Begleiter der Krautschicht von Auwäldern und als Pionier auf Schutt bzw. vulkanischem Substrat in Erscheinung (SUKOPP & SUKOPP 1988). *R. japonica* kommt zwar gelegentlich in Ruderalgesellschaften vor, ist aber insgesamt als unproblematischer Bestandteil der jeweiligen Sukzessionsserien einzustufen (ALBERTERNST 1998). In Mitteleuropa besiedelt der Japan-Knöterich bevorzugt die Ufer von Bächen und Flüssen, gelegentlich auch anthropogene Standorte wie Bahndämme, Kohlehalden, Industriebrachen und weitere Ruderalstellen. Auf Kiesschotter z. B. sind die Bestände eher kleinflächig, zeigen auf lehmigen, teilweise

skeletthaltigen Aueböden jedoch üppigen Wuchs. Insbesondere Grundwassernähe, Nährstoffreichtum und zeitweise Überflutung fördern das Wachstum. Im Stadtgebiet von Hagen z. B. sind mit Schotter durchsetzte Böden in sonniger bis halbschattiger Lage bevorzugter Habitat des Japan-Knöterichs (SCHLÜPMANN 2000). Im Gebiet der Fallstudie wächst die Pflanze v. a. an Ufern und im Saum von Weiden- und Erlengebüschen (nach LfU 1994). Die höhenwärtige Verbreitung reicht in Baden-Württemberg von 90-710 (-1000)m (JÄGER 1995).

Reynoutria japonica hat in Mitteleuropa bislang keine direkten ökologischen Antagonisten (KOSMALE 1976, DIAZ & HURLE 1995; vgl. aber unten!). Zudem hybridisiert sie im neuen Areal mit dem eng verwandten, in Deutschland weitaus selteneren Sachalin-Knöterich (*Reynoutria sachalinensis*) zu *Reynoutria x bohemica*, einer in den japanischen Herkunftsgebieten von Japan- und Sachalin-Knöterich unbekanntem Hybride (ALBERTERNST 1998; vgl. SCHMITZ & STRANK 1985). Diese Hybride erweist sich als besonders resistent gegen Bekämpfungsversuche, ihre Verbreitung ist nur ungenügend bekannt (ALBERTERNST et al. 1995a, 1995b, KEIL & ALBERTERNST 1995, KONOLD et al. 1995, ALBERTERNST 1998).

Auswirkungen in betroffenen Ökosystemen

Die Rhizome von *Reynoutria japonica* unterwandern benachbarte Pflanzenbestände und dringen meterweit vor, ehe sie oberirdische, stark beschattende Sprosse ausbilden. Nach DVWK (1996) kann *R. japonica* in fast alle Stauden- und Ruderalfluren (*Convolvulion*, *Aegopodion*, *Arction*, *Dauco-Melilotion*) eindringen und dort Dominanzbestände bilden (*Reynoutrietum japonicae* Görs 1974 corr., Syn. *Polygonetum cuspidati* Görs 1974, *Reynoutria japonica*-Gesellschaft; vgl. GÖRS 1974, SCHMITZ & STRANK 1986, SCHULDES & KÜBLER 1991, ADLER 1993, SCHUBERT et al. 1995, SUKOPP 1996). In geschlossenen *R. japonica*-Beständen gedeihen infolge Wurzel- und Lichtkonkurrenz keine oder nur wenige andere Pflanzenarten. Nach den Untersuchungen von ALBERTERNST (1998) lag die Artenzahl bei Aufnahmen mit *Reynoutria* zwischen 18 und 30 (durchschnittlich 7,7 pro 0,5m²), bei Aufnahmen ohne *Reynoutria* zwischen 14 und 40 (durchschnittlich 10,6 pro 0,5m²). SCHLÜPMANN (2000) beobachtete, dass insbesondere Pestwurzfluren (*Petasitetum hybridum*) und natürliche, nitrophile Saumgesellschaften (*Urtico-Aegopodietum podagrariae*) von *R. japonica* verdrängt werden. In schattiger Lage sinkt die Konkurrenzkraft der Pflanze allerdings deutlich. Nach einer Beobachtung von SCHLÜPMANN (2000) tritt der Straußfarn (*Matteuccia struthiopteris*) stellenweise als ebenbürtiger autochthoner Antagonist des Japan-Knöterichs in Erscheinung. Dies bestätigt Ergebnisse von SCHEPKER (1998) aus Niedersachsen, nach denen die Bekämpfung von *R. japonica* (zum Schutze von *Matteuccia struthiopteris*) in einer direkten Konkurrenzsituation beider Arten möglicherweise überflüssig ist.

Reynoutria japonica verdrängt Nahrungspflanzen spezialisierter Tierarten. Wo z. B. Populationen von Gemeiner Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) verschwinden, geht eine Nahrungsquelle der Schenkelbiene (*Macropis labiata*) verloren. Bei Verdrängung von Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) wird analog die Nahrungsgrundlage der Sägehornbiene (*Melitta nigricans*) eingeschränkt (vgl. WESTRICH 1989, SCHWABE & KRATOCHWIL 1991, ZIMMERMANN & TOPP 1991, HARTMANN et al. 1995). Die Blüten von *R. japonica* werden vor allem von Schwebfliegen und Bienen besucht (HARTMANN et al. 1995, SCHLÜPMANN 2000).

Grundsätzlich zeichnet sich jedoch ab, dass die tatsächlichen und potentiellen Auswirkungen der *R. japonica*-Ausbreitung regional differenziert betrachtet werden müssen. Das massenhafte Auftreten von *R. japonica* an Fließgewässern konzentriert sich auf bestimmte Regionen. In Baden-Württemberg sind dies vor allem der Neckar und Gewässer 1. Ordnung am Westabfall des Schwarzwaldes (z. B. Rench und Kinzig). Weitere bedeutende Vorkommen existieren an Sulzbach, Wolf und Enz (nach LfU 1994). Im Gebiet der Ortenau-Fallstudie und an vielen anderen Flußläufen in Westdeutschland (stellenweise auch in Mittelgebirgen, z. B. SCHEPKER 1998) muss *R. japonica* als sehr problematisch eingestuft werden, spielt andernorts (z. B. an der niederländischen Grenze, in Hessen oder Nordbayern, vgl. WITTENBERGER 1977, WITTIG 1981, DIERSCHKE et al. 1983, WALTER 1989, NEZADAL & BAUER 1996, KASPEREK 1999, GATTERER & NEZADAL in Vorb.) aber keine oder nur eine untergeordnete Rolle (ADOLPHI 1995, ADOLPHI mündl., vgl. 1 d). Als wasserbauliches Problem ist vor allem die Unterspülung von *Reynoutria*-Beständen bei Hochwasserereignissen anzusehen, da sich unter dem dichten Blätterdach keine bodenfestigende Krautschicht etablieren kann (LfU 1994).

1 (d) Ausbreitungsvektoren

R. japonica ist für ihre Ausbreitung zunächst auf Hemerochorie angewiesen. Generative Vermehrung ist in Mitteleuropa anscheinend relativ bedeutungslos, wenngleich die Samen unter Gewächshausbedingungen keimfähig sind (ADLER 1993). Auch ADOLPHI (mündl.) beobachtete im Rheinland die häufige Produktion fertiler Samen; bei einer geringeren Zahl von Früh- und Spätfrösten ist mit einer zunehmenden Fertilität der Samen zu rechnen (KOSMALE 1981). Die Pflanze findet u. a. bei Ausbau- und Reparaturarbeiten an Ufern von Fließgewässern Verwendung. Austriebsfähige Rhizome werden zur Befestigung in Uferböschungen eingebaut und treiben schon nach wenigen Tagen aus (LfU 1994). Steinsatzverbaute Ufer fördern die ungewollte Ansiedlung von *R. japonica* (HARTMANN et al. 1995). Bei Hochwasser werden Teile von Pflanzen abgerissen und im Überschwemmungsgebiet verbreitet. Sedimentierte Rhizome treiben auf Störstellen schnell aus und verdrängen durch starke vegetative Vermehrung insbesondere Hochstaudenbestände (LfU 1994, vgl. 1 c). Die Massenausbreitung von *R. japonica* wird zudem durch das Fehlen von Schädlingen begünstigt. Nach ZWÖLFER (1973) sind nur gelegentlich Fraßspuren von Schnecken an jungen Blättern zu beobachten. Auch der Befall mit Pathogenen ist üblicherweise gering (DIAZ & HURLE 1995). Dieser Umstand und die erwähnte enorme Konkurrenzskraft werden häufig als Ursachen der synanthropen Arealerweiterung genannt. Nach den Erkenntnissen der Ortenau-Fallstudie empfiehlt sich jedoch, die folgenden Ursachen stärker zu berücksichtigen, weil sie zur Erklärung des regional sehr unterschiedlichen Ausmaßes der *Reynoutria*-Problematik (vgl. 1 c, HARTMANN et al. 1995, GATTERER & NEZADAL in Vorb.) geeigneter scheinen.

Als Ursachen des besonders starken *Reynoutria*-Befalls der Flüsse am Westabfall des Schwarzwaldes kommen in Frage:

- eine hohe natürliche Rhizomdrift durch das bei hoher Reliefenergie lokal intensivere Fließgewässer-Störungsregime
- eine hohe anthropogene Rhizomdrift durch häufige und intensive wasserbauliche Maßnahmen

- die frühe Verwendung von *R. japonica* (diverse Sorten) als Zierpflanze in Kuranlagen des Schwarzwaldes
- die Verwendung rhizomhaltigen Ufermaterials im Straßenbau (nach LfU 1994, ALBERTERNST mündl., WALSER mündl.).

Die zahlreichen Kleinlandschaften Deutschlands mit ihrer stark differierenden natürlichen Fließgewässerdynamik und der damit verbundene, ebenfalls sehr unterschiedliche Pflege- und Instandsetzungsbedarf der Flussufer dürften die ungleiche Verteilung innerhalb des deutschen Teilareals von *R. japonica* wesentlich verursachen (ALBERTERNST mündl.).

1 (e) Begutachtung und Monitoring

Ab 1990 untersuchte das Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz (WBA) in Offenburg (jetzt: Gewässerdirektion Rhein, Bereich Offenburg) Verbreitung und Verhalten von *R. japonica* sowie Möglichkeiten für Kontrollmaßnahmen. Im Herbst 1991 wurden Dauerbeobachtungsflächen (vgl. 2 b) eingerichtet, anhand derer nach dem Spitzen-Hochwasser an Rench und Kinzig im Dezember 1991 typische *R. japonica*-Schadbilder erfasst werden konnten, die bis dahin nicht mit der Art in Zusammenhang gebracht worden waren (LfU 1994). Mitarbeiter des WBA führten 1993 und 1994 eine ad-hoc-Befragung in Fachbüros und Gemeindeverwaltungen durch, um einen Überblick über Bestandssituation und Verbreitungsschwerpunkte des Japan-Knöterichs zu gewinnen (ALBERTERNST et al. 1995). Die Kartierungen an den Ufern von Wolfach und Kinzig zwischen Schiltach und Biberach wurden 1995 durchgeführt (ALBERTERNST 1998).

2 Versuche, das Problem anzugehen

2 (a) Entscheidungsprozess

Die zunehmende Ausbreitung von *R. japonica* wurde bereits in den 1970er Jahren kritisch beobachtet. Vereinzelt (v. a. chemische) Bekämpfungsmaßnahmen wurden jedoch nicht konsequent fortgeführt (WALSER mündl.). Nach den Erfahrungen mit dem Dezember-Hochwasser von 1991 (vgl. 1 e) begann das WBA Offenburg im Frühjahr 1992 mit der Vorbereitung eines umfassenden Untersuchungsprogrammes über Möglichkeiten der Kontrolle von *R. japonica* (LfU 1994, WALSER mündl.). Das Umweltministerium Baden-Württemberg und das Regierungspräsidium Freiburg stellten die Mittel hierfür bereit. Ein wissenschaftliches Begleitprogramm zu Biologie und Ökologie der Art wurde bis Ende 1994 vom Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Stuttgart-Hohenheim durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war die Erarbeitung von Handlungskonzepten, mit deren Hilfe *R. japonica* vollständig entfernt, die weitere Ausbreitung verhindert und autochthone Vegetation gefördert werden kann (LfU 1994).

2 (b) Arten von Maßnahmen

Folgende Methoden wurden auf ihre Wirkung zur Bekämpfung untersucht:

- Mahd und Schlegeln in unterschiedlichen Frequenzen
- chemische und thermische Verfahren
- Pflanzmaßnahmen
- Beweidung
- maschinelle Verfahren.

Zur Erprobung der Methoden wurden in verschiedenen Naturräumen im Zuständigkeitsbereich des WBA Offenburg (Rheinaue/Niederterrasse, Kinzig-Murg-Rinne, Vorbergzone, Mittlerer Schwarzwald) an Gewässern I. Ordnung insgesamt 78 von *R. japonica* befallene Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet. Begonnene Bekämpfungsversuche mit Kalkstickstoff und Branntkalk sowie thermische Verfahren wurden ab 1993 nicht mehr weiterverfolgt (LfU 1994).

Die Betreuung der Dauerbeobachtungsflächen (mit jeweils zugeordneten Null-Flächen) umfaßte folgende Arbeiten:

- Markierung eines 2x2m Dauerquadrates mit bodengleichen Metallplättchen
- Aufnahme von Lage, Exposition, Beschattung und weiteren ökologischen Standortparametern
- Leitung der zugewiesenen Maßnahmen
- wöchentliche Messung von Dominanz, Abundanz, Vitalität, Trieblänge und –durchmesser von *R. japonica* und anderen Arten
- Dokumentation und Beurteilung der erhobenen Daten mit anschließender graphischer Aufbereitung (LfU 1994).

2 (c) Ergriffene Maßnahmen

Beweidung

Junge Blätter von *R. japonica* werden gerne von Schafen, Pferden und Kühen gefressen (DVWK 1997). Allerdings ist die bei Beweidung entstehende geschlossene Grasnarbe (WALSER 1995) nach DVWK (1997) kein Idealziel einer ökologischen Gewässerentwicklung, weil mit dieser Methode auch das Aufkommen einheimischer Uferbegleitgehölze unterbunden wird. Insgesamt jedoch wird Schafbeweidung bei großen Grünlandflächen an naturfernen Uferabschnitten von den zuständigen Behörden als effektivste und kostengünstigste Kontrollmaßnahme angesehen (WALSER mündl.).

Herbizide

Wo andere Kontrollmethoden keine befriedigenden Ergebnisse erzielten, wurde eine Behandlung mit Round-up (Glyphosat) durchgeführt. Dieses Mittel hinterläßt völlig vegetationslose Flächen (Totalherbizid), der Einsatz in unmittelbarer Gewässernähe ist verboten (!). Zudem müssen *R. japonica*-Bestände wegen der hohen Resistenz ihrer Rhizome im Folgejahr nachbehandelt werden (LfU 1994). Eine umweltschonende Alternative ist die Injektion des Herbizids (1:1 mit Wasser) in die großen Markhöhlen der basalen Sprossinternodien (HAGEMANN 1995). Auch diese Behandlung muss im Folgejahr wiederholt werden, 5-10m Abstand zum Gewässer sind einzuhalten.

Pflanzmaßnahmen (Konkurrenz)

Nach LfU (1994, 1995) und DVWK (1997) können Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Schilf (*Phragmites communis*), Pestwurz-Arten (*Petasites sp.*) und Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) die Ansiedlung und Ausbreitung von *R. japonica* behindern. Das Überstellen mit einheimischen Uferbegleitgehölzen erfordert jedoch ausreichend breite Pflanzungen (an beiden Ufern).

Nach hochwasserbedingten Uferschäden sollten die Ufer durch Einbau knöterichfreien Aushubs ausgebessert werden. Diese Stellen sind durch Abdeckung mit Jutegewebe (bzw. Fichten-Spreitlagenbau) und dichtem Besatz mit Weiden-Stecklingen zu versehen. Die Behandlung rhizomhaltigen Aushubmaterials sollte durch Kompostierung mit Frischkompost (1:1) erfolgen, bei leichten Böden ist auch eine mechanische Auslese der Rhizomteile mit Hilfe eines Trommelsiebes möglich. Die letztgenannten Methoden bergen jedoch ein Restrisiko (LfU 1994).

Mahd und Schlegeln

ADLER (1993) beobachtete, dass sich durch mehrere Jahre anhaltende Mahd aus Dominanzbeständen des Japan-Knöterichs wieder artenreiche Flächen entwickeln. Die Mahd muss vor Mitte Mai erfolgen, um den Transport von Assimilaten ins Rhizomsystem zu verhindern. Ein völliges Verschwinden der Art wurde jedoch auch nach sieben Jahren nicht erreicht. Die Entnahme des Mähguts erbringt keinen Effekt, weil der Biomasseverlust durch die in den Rhizomen eingelagerten Assimilate kompensiert wird (LfU 1994). Allerdings verringert sich dabei die Masse der Speicherorgane (ADLER 1993). Eine zu hohe Mahdfrequenz schwächt jedoch auch erwünschte Pflanzen (ADLER 1993, KONOLD et al. 1995). Beim sogenannten „Schlegeln“ werden die Triebe nicht im eigentlichen Sinne glatt geschnitten, sondern durch Abschlagen stärker geschädigt (KRETZ 1995). Diese Methode wird inzwischen der herkömmlichen Mahd vorgezogen, auch weil sie die Grasnarbe sichert (WALSER mündl.).

Thermische Verfahren

Der Effekt des Flämmens ist ähnlich wie bei der Mahd, nur dass durch die zurückbleibende Asche eine direkte Rückdüngung erfolgt (LfU 1994).

Abdecken mit schwarzer Folie

Auch diese Maßnahme überdauert die Pflanze mit Hilfe ihres Rhizomsystems. Zudem muss die Folie auf ganzer Fläche beschwert werden, da sie von den Schößlingen angehoben wird (LfU 1994).

2 (d) Verantwortliche Institutionen

Gewässerdirektion Rhein

Bernd Walser
Ortenberger Str. 11
D-77654 Offenburg

Tel.: 0049-(0)781-933-1711

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Manfred Bauer
Griesbachstraße 1
D-76185 Karlsruhe
Tel.: 0049-(0)721-983-1436

Büro für Landschaftsentwicklung

Michael Kretz
Hauptstraße 21
D-79367 Weisweil am Rhein

3 Durchführung und Effektivität der Maßnahmen

3 (a) Wege und Mittel der Durchführung

Die Untersuchungen zur Effizienz der Maßnahmen wurden zum Teil als Regie- und Vergabearbeiten des WBA durchgeführt, teils an andere Organisationen vergeben (Initiierung, Begleitung und Beurteilung von Beweidungsmethoden, maschinellen Siebverfahren zur Aufbereitung rhizomkontaminierter Erdmassen, Erfolgskontrolle ingenieurbiologischer Bauweisen).

3 (b) Erfolge

Beweidung

Schafe sichern und festigen eine geschlossene Grasnarbe. Die Beweidung durch Galloway-Rinder, Heidschnucken und Ziegen führte an der Nordrach zur völligen Verdrängung von *R. japonica* (LfU 1994). Zur Kontrolle von *R. japonica* ist pro Jahr ein drei- bis viermaliger Weidegang nötig (mind. 20 Tiere/ha, vgl. LfU 1994, WALSER 1995). Auf diese Weise wurden bisher 10ha sehr erfolgreich beweidet (WALSER mündl.).

Mahd

Durch mindestens dreischürige Mahd wird *R. japonica* soweit geschwächt, dass sie die Gesellschaft anderer Hochstauden zulässt (LfU 1994). Die Mahdtermine müssen der Wuchshöhe (mindestens 40cm) angepasst werden. *R. japonica* ist jedoch auch mit vierschüriger Mahd nicht kontrollierbar. Die Zahl der Einsätze sollte im ersten Jahr mindestens bei acht liegen (LfU 1994). Eine solche Intensivmahd (6-8 schürig) mit flankierender Einsaat erwünschter Pflanzen führt jedoch erst nach 4-7 Jahren zum gewünschten Erfolg (LfU 1994).

Herbizide

Als besonders erfolgreich hat sich die Kombination des Herbizids „Round-up“ mit Mahd erwiesen: *R. japonica* wird im ersten Jahr (Juni) gemäht. Wenn die Triebe bis auf 20cm nachgewachsen sind, erhalten sie eine Gifteinjektion, weil sich der Stofftransport zu diesem Zeitpunkt bereits wieder umkehrt. Wird dieses Verfahren im

Folgejahr wiederholt, ist der Standort im dritten Jahr „clean“ (WALSER mündl.). Dieses Verfahren wird inzwischen auch in Berlin erfolgreich angewendet (FEILHABER et al. 2000). Mit geringerem Erfolg wurden die Mittel Banvel M, Banvel 4S, Basinex P, Harmony und Basta getestet (LfU 1994).

Pflanzmaßnahmen (Konkurrenz)

Junge Pflanzungen (insgesamt 247 Pflanzen auf ca. 400m²) von autochthonen Uferbegleitgehölzen (Schwarz Erle - *Alnus glutinosa*, Esche - *Fraxinus excelsior*, Traubenkirsche - *Prunus padus*) und weiterer einheimischer Bäume (Bergahorn - *Acer pseudoplatanus*, Winterlinde - *Tilia cordata*, Stieleiche - *Quercus robur*, Hainbuche - *Carpinus betulus*, Bergulme - *Ulmus glabra*) und Sträucher (Haselnuss - *Corylus avellana*, Gemeiner Liguster - *Ligustrum vulgare*) auf zuvor gemähten Flächen erzielten bislang keine nachhaltige Wirkung auf *R. japonica* (LfU 1994).

Ätzende und thermische Verfahren

Gaben von Branntkalk (10kg/10m²) und Kalkstickstoff (10kg/50m²) auf taufeuchte, 70-120cm hohe *R. japonica*-Bestände wurden im August 1992 vorgenommen. Mit Hilfe eines propangasbetriebenen Brenners wurden ferner die Pflanzen auf zwei Dauerbeobachtungsflächen verbrannt. Die genannten Verfahren sind wirkungslos und teils kontraproduktiv (Rückdüngung der behandelten Standorte, LfU 1994).

3 (c) Kosten

Die Kosten für die Bekämpfung von *R. japonica* sind in den Etats der zuständigen Behörden noch nicht gesondert ausgewiesen. Dies soll jedoch künftig der Fall sein (WALSER mündl.). In LfU 1994 werden für ausgewählte Maßnahmen folgende Kosten angegeben:

- Beweidung: 100 Schafe, 3-4mal/Jahr, auf 3ha: 2400.- DM
- Aussieben von Rhizomteilen aus Erdmaterial: 7-10 DM/m³

4 Schlussfolgerungen

4 (a) Bedarf für weitere Untersuchungen

Eine weitere Beobachtung der Ausbreitung von *R. japonica* und der Hybride *R. x bohemica* ist angezeigt (vgl. ALBERTERNST 1998), insbesondere in Landschaften mit ausgeprägter Flussdynamik.

4 (b) Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die Wahl geeigneter Kontrollmethoden hängt von der konkreten Problemstellung und den Eigenschaften des betroffenen Naturraumes ab. In diesem Rahmen sind die Ergebnisse der Ortenau-Studie durchaus auf andere Landschaften übertragbar.

4 (c) Weiterer Informationsbedarf

Nach LfU (1994) ist die ausreichende Information über die Eigenschaften von *R. japonica* als wichtigste Kontrollmethode einzustufen. Nur so können weitere Primärsiedlungen und eine weitere unbeabsichtigte Ausbreitung vermieden werden. Auch in stark vom Japan-Knöterich befallenen Gebieten existiert kaum ein diesbezügliches Problembewusstsein. Dieser Umstand behindert zudem die Akzeptanz der oft aufwendigen Bekämpfungsmaßnahmen. Als wesentliche Voraussetzung eines erfolgreichen Managements muss deshalb eine umfassende, weite Teile der Bevölkerung erreichende Öffentlichkeitsarbeit angesehen werden.

5 Literatur

ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. – *Nardus* 2: 1-272.

ADLER, C. (1993): Zur Strategie und Vergesellschaftung des Neophyten *Polygonum cuspidatum* unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. – *Tuexenia* 13: 373-397.

ALBERTERNST, B., KONOLD, W. & R. Böcker (1995): Genetische und morphologische Unterschiede bei der Gattung *Reynoutria*. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management*, 113-124. Landsberg.

ALBERTERNST, B., BAUER, M., KONOLD, W. & R. Böcker (1995): *Reynoutria*-Arten in Baden-Württemberg – Schlüssel zur Bestimmung und ihre Verbreitung entlang von Fließgewässern. – *Flor. Rundbr.* 29 (2): 113-124.

ALBERTERNST, B. (1998): Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von *Reynoutria*-Sippen in Baden-Württemberg. - Freiburg (=Culterra 23).

BAUER, M. (1995): Verbreitung neophytischer Knötericharten an Fließgewässern in Baden-Württemberg. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management*, 105-111. Landsberg.

CHILD, L., WADE, M. & M. WAGNER (1998): Cost effective control of *Fallopia japonica* using combination treatments. – In: U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik, M. Williamson (eds.): *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*, 143-154.

DIAZ, M. & K. HURLE (1995): Am Japanknöterich vorkommende Pathogene: Ansatz zu einer biologischen Regulierung. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management*, 173-178. Landsberg.

DIERSCHKE, H., OTTE, A. & H. NORDMANN (1983): Die Ufervegetation der Fließgewässer des Westharzes und seines Vorlandes. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, Beiheft 4.

DVWK (ed., 1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. – Bonn (= Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. 112; Bearbeiter: W. Goebel).

DVWK (ed., 1997): Neophyten - Gebietsfremde Pflanzenarten an Fließgewässern. Empfehlungen für die Gewässerpflege. – Broschüre der GFG (Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung). Mainz.

FEILHABER, I, BALDER, H., NIEMEYER, H. & M. WAGNER (2000): Versuche zur Bekämpfung des Japanischen Knöterich (*Reynoutria japonica*) mit Herbiziden. – Poster-Beitrag zur Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.

GATTERER, K. & W. NEZADAL (in Vorb.): Flora des Regnitzgebietes.

GOLDER, F. (1922): Neue Standorte. – *Mitt. Bad. Landesver. Naturk. Naturschutz* N. F. 1(8): 220-221.

- GÖRS, S. & Th. MÜLLER (1969): Beitrag zur Kenntnis der nitrophilen Saumgesellschaften Süddeutschlands. – Mitt. flor.-soz. Arb. Gem. N. F. 14: 153-168.
- GÖRS, S. (1974): Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergiesen. – In: Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 7: 355-399. Ludwigsburg.
- HAGEMANN, W. (1995): Wuchsform und individuelle Bekämpfung des Japanknöterichs durch Herbizidinjektionen: ein vorläufiger Bericht. In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 179-194. Landsberg.
- HARTMANN, E., SCHULDES, H., KÜBLER, R. & W. KONOLD (1995): Neophyten. Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. Landsberg.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- HAYEN, B. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an *Reynoutria japonica*. Erste Ergebnisse. – In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.) Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 125-140. Landsberg.
- HEGI, G. (1981): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. III Angiospermae, Dicotyledones (1). – Berlin.
- JÄGER, E. J. (1988): Möglichkeiten der Prognose synanthroper Pflanzenausbreitungen. – Flora 180: 101-131.
- JÄGER, E. J. (1995): Die Gesamtareale von *Reynoutria japonica* Houtt. und *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, ihre klimatische Interpretation und Daten zur Ausbreitungsgeschichte. – Schr.-R. f. Vegetationskde. 27 (Sukopp-Festschrift): 395-403.
- KASPEREK, G. (1999): Neophytie unter arealkundlichen und standortsökologischen Aspekten, dargestellt an einer Fallstudie aus dem Flußgebiet der Eifel-Rur/Westdeutschland. – Erdkunde 53: 330-348.
- KEIL, P. & B. ALBERTERNST (1995): *Reynoutria x bohemica* Chrtek & Chrtkova im westlichen Ruhrgebiet. – Natur und Heimat 55 (3): 85-88.
- KONOLD, W., B. ALBERTERNST, S. KRAAS & R. BÖCKER (1995): Versuche zur Regulierung von *Reynoutria*-Sippen durch Mahd, Verbiß und Konkurrenz: Erste Ergebnisse. In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 141-150. Landsberg.
- KOSMALE, S. (1976): Die Veränderung der Flora und der Vegetation in der Umgebung von Zwickau, hervorgerufen durch Industrialisierung und Intensivierung von Land- und Forstwirtschaft. – Diss. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg.
- KOSMALE, S. (1981): Die Einwanderung von *Reynoutria japonica* Houtt. – Bereicherung unserer Flora oder Anlaß zur Besorgnis? – Ges. Natur und Heimat Dresden, Florist. Mitt. 1981 (3): 6-11.
- KRETZ, M. (1995): Praktische Bekämpfungsversuche des Japanknöterichs (*Reynoutria japonica*) in der Ortenau. In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 151-160. Landsberg.
- Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (ed., 1994): Kontrolle des Japanknöterichs an Fließgewässern. I. Erprobung ausgewählter Methoden. Stuttgart (= Handbuch Wasser 2).
- Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (ed., 1995): Kontrolle des Japanknöterichs an Fließgewässern. II. Untersuchungen zu Biologie und Ökologie der neophytischen Knöterich-Arten. Stuttgart (= Handbuch Wasser 2).
- NEZADAL, W. & M. BAUER (1996): Der Einfluß von Neophyten auf die uferbegleitende Vegetation an Fließgewässern in Mittelfranken. – In: D. Brandes (ed.), Braunschweiger Kolloquium zur Ufervegetation von Flüssen. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 4: 243-258.

- SCHEMMANN, W. (1884): Beiträge zur Flora des Kreises Bochum, Dortmund und Hagen. – Verh. naturhist. Ver. Rheinl. u. Westf. (Bonn) 1884: 185-250.
- SCHEPKER, H. (1998): Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten. Eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. - Stuttgart.
- SCHLÜPMANN, M. (2000): Zur Neophyten-Flora der Volmeaue im Hagener Stadtgebiet. – Decheniana 153: 37-49.
- SCHMITZ, J. & K. J. STRANK (1985): Die drei *Reynoutria*-Sippen (*Polygonaceae*) des Aachener Stadtwaldes. – Gött. Flor. Rundbr. 19: 17-25.
- SCHMITZ, J. & K. J. STRANK (1986): The sociology of *Reynoutria taxa* (*Polygonaceae*) in the Nunicipial Forest of Aachen, West Germany. – Decheniana 139 (0): 141-147.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W. & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. – Jena.
- SCHULDES, H. & R. KÜBLER (1990): Ökologie und Vergesellschaftung von *Solidago canadensis* et *gigantea*, *Reynoutria japonica* et *sachalinense*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*. Ihre Verbreitung in Baden-Württemberg sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung. – Unveröff. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg.
- SCHULDES, H. & R. KÜBLER (1991): Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz. – Arbeitsbl. Naturschutz (12): 1-16. Karlsruhe.
- SCHWABE, A. & A. KRATOCHWIL (1991): Gewässerbegleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. – NNA-Ber. 4 (1): 14-27.
- SCHWARZ, A. F. (1900): Phanerogamen- und Gefäßkryptogamen-Flora der Umgegend von Nürnberg-Erlangen und des angrenzenden Teiles des Fränkischen Jura. Bd. 2: Spezieller Teil, 3. Folge. – Nürnberg.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (eds., 1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 1. – Stuttgart.
- SUKOPP, H. (1996): Gefährdung von Flora und Vegetation durch Neophyten? – In: ANU Baden-Württemberg (ed.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?, 7-18.
- SUKOPP, H. & B. SCHICK (1991): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. I.: Über Floral- und Extrafloral-Nektarien. – Verh. Bot. Verein Brandenburg 124: 31-42.
- SUKOPP, H. & B. SCHICK (1992): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. III.: Morphologie der Laubblätter. – Natur und Landschaft 67: 503-505.
- SUKOPP, H. & B. SCHICK (1993): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. III.: Morphologie der Laubblätter. – Diss. Bot. (Festschrift Zoller): 163-174.
- SUKOPP, H. & U. SUKOPP (1988): *Reynoutria japonica* Houtt. in Japan und in Europa. - Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel: 354-372.
- WALSER, B. (1995): Praktische Umsetzung der Knöterichbekämpfung. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, S. 161-171. Landsberg.
- WALTER, E. (1989): Zur Ausbreitung der beiden fernöstlichen Staudenknöteriche (*Reynoutria japonica* und *R. sachalinensis*) in Oberfranken. – LXIV. Bericht Naturforsch. Ges. Bamberg: 1-17.
- WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden-Württembergs. – Stuttgart.
- WITTENBERGER, W. (1977): Zur Ausbreitung des Staudenknöterichs im Raum Offenbach am Main. – Ber. Offenb. Ver. Naturkde. 80: 31-34.
- WITTIG, R. (1981): Untersuchungen zur Verbreitung einiger Neophyten im Fichtelgebirge. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 52: 71-81.
- WITTIG, R. (1991): Ökologie der Großstadfflora. - Stuttgart.

WOLKEN, K. & H. VAN DEEST (1997): Neophyten – Grüne Neubürger breiten sich aus. – BSH-Merkblatt 50 (1). Eyrup/Weser.

ZIMMERMANN, F. (1906): Flora von Mannheim und Umgebung. – Mitt. Bad. Bot. Ver. 5: 85-104, 109-137, 141-158.

ZIMMERMANN, K. & W. TOPP (1991): Anpassungserscheinungen von Insekten an Neophyten der Gattung *Reynoutria* (*Polygonaceae*) in Zentraleuropa. – Zool. Jahrb., Abt. Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 118 (4): 377-391.

ZWÖLFER, H. (1973): Possibilities and Limitations in Biological Control of Weeds. – OEPP/EPPO Bulletin 3(3): 19-30.

6 Experten

Dr. Beate Alberternst

Botanisches Institut der Universität Frankfurt
Abteilung Geobotanik
Siesmayerstraße 70
D-60323 Frankfurt
Tel.: 0049-(0)69-798-24731
e-mail: alberternst@em.uni-frankfurt.de

Prof. Dr. Klaus Adolphi

Universität zu Köln
Institut für Biologie und ihre Didaktik
- Botanik –
Gronewaldstraße 2
D-50931 Köln
Tel.: 0049-(0)221-470-6901
e-mail: k_adolphi@yahoo.com

Dr. Hartwig Schepker

Rampenstraße 16
D-30449 Hannover
Tel./Fax: 0049-(0)511-2146789
e-mail: postbox@hartwig-schepker.de