

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.

***Robinia pseudoacacia* L., Robinie**

[Syn. *Robinia pseudacacia* L., *Robinia pseudo-acacia* L.]

Deutsche Synonyme: Falsche Akazie, Gewöhnliche Scheinakazie, Akazie

Englische Synonyme: Black Locust, False Acacia

1 Problembeschreibung

Die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) wächst in den sommerwarmen Gebieten Deutschlands auf südexponierten Hängen, Schutthalden, Bahndämmen, Brachflächen und Straßenböschungen. Die schnellwüchsige Baumart bildet dichte, teils schattige Bestände. Sie kann Stickstoff binden und verändert durch ihre leicht abbaubare Blattstreu Standorte per Stickstoffanreicherung (Nitrifizierung) nachhaltig. Auf diese Weise ermöglicht sie die Ansiedlung von nitrophilen Pflanzen in der Kraut- und Baumschicht trockenwarmer Magerstandorte (z. B. aufgelassene Weinberge), Gleichzeitig werden helio- und thermophile Magerkeitsspezialisten verdrängt. Großflächige Robinienbestände verändern traditionelle Landschaftsbilder.

1 (a) Ort der Fallstudie

Als repräsentative Fallstudie wurden Untersuchungen in Berlin und umliegenden Teilen Brandenburgs (Nordost-Deutschland) ausgewählt (KÖHLER & SUKOPP 1964, KOWARIK 1990, 1992, 1995d, 1996b, 1996c, GLAUCHE 1991, BÖCKER et al. 1998, WAGNER 2000, WAGNER mündl.). Berlin ist in besonderer Weise von der Robinienproblematik betroffen, weil nach den Zerstörungen des Zweiten Weltkriegs zahlreiche Brachflächen langfristig für die Ausbreitung von *R. pseudoacacia* zur Verfügung standen. Die Robinie gilt als die „mit Abstand erfolgreichste“ neophytische Baumart in Berlin und Brandenburg (KOWARIK 1992). Diese Berliner Fallstudie steht im Mittelpunkt der folgenden Ausführungen; Erfahrungen aus anderen Naturräumen Deutschlands fließen ergänzend ein.

1 (b) Einwanderungsgeschichte

Die nordamerikanische Leguminose *Robinia pseudoacacia* wurde zwischen 1623 und 1635 zunächst von J. Robin (Name!) nach Paris eingeführt (nicht im häufig genannten Jahr 1601 (!), WEIN 1930, 1931, vgl. KOWARIK 1990). In den (süd-) westdeutschen Weinanbaugebieten wurde die Robinie bald als Rebstocklieferant gepflanzt und war schon im ausgehenden 18. Jahrhundert weit verbreitet (vgl. POTT 1992, BÖCKER 1995). SCHMIDT (1857) beschreibt erste verwilderte Vorkommen in Heidelberg. SCHWARZ (1899) schildert *R. pseudoacacia* für den Raum Nürnberg bereits als eingebürgert („an Steinbrüchen, Bahneinschnitten, namentlich auf der grobsandigen Unterlage des Burgsandsteines oftmals in Menge“), allerdings unter Hinweis auf zahlreiche Anpflanzungen. Nach POTT (1992) hat *R. pseudoacacia* Anfang der 1990er Jahre die Südseite des Wesergebirges (Porta Westfalica) „erreicht“. Heute ist die Robinie eines der am weitesten in Deutschland verbreiteten neophytischen Gehölze (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988, SEBALD et al. 1993). Im folgenden wird die Einwanderung in das Berliner Gebiet näher beschrieben.

Die Ausbreitung von *R. pseudoacacia* in Berlin und Brandenburg erfolgte in mehreren Phasen (nach KOWARIK 1990). Nach der ersten Pflanzung (um 1670 in Berlin, vermutlich im „Lustgarten“; ELSHOLTZ 1672, vgl. WEIN 1930) blieb die Robinie lange Zeit ein eher seltenes Ziergehölz. Mit ihrer Propagierung als Forstbaum (wegen ihrer guten Wüchsigkeit auf den in Brandenburg verbreiteten Sandböden) wurde im letzten Drittel des 18. Jahrhunderts (Zeit des „Holznotstands“) ein erster Verbreitungsschub ausgelöst. ANONYMUS 1826/27 (zitiert nach KOWARIK 1990) schreibt hierzu: „Von den ausländischen Holzarten dürfte die Akazie die einzige beachtenswerthe sein. Es ist unbestritten, dass sie im Sande verhältnismässig noch besser wächst, als die mehrsten unserer Laubhölzer, sobald sie einen geschützten Stand und lockern Untergrund hat. Doch muss man niemals vergessen, dass sie als Schlagholz mehr leistet wie als Baum, wo der rasche Wuchs sich schon mit dem 30. bis 40. Jahre vermindert“. *R. pseudoacacia* wurde bereits vorher vermehrt in Parkanlagen gepflanzt (1719 Britz bei Berlin, 1736 Trebnitz, 1753 im Angebot einer Berliner Gärtnerei; vgl. GOTTHARD 1798, KOWARIK 1990). Nach BURGS DORF (1787) nahmen Robinienpflanzungen seinerzeit „schon ganze Distrikte“ ein, ihr Anbau wurde ferner zur Festlegung von Binnendünen („Sandschellen“) und als Bienenweide empfohlen (GLEDITSCH 1769; vgl. HINZ 1937, KRAUSCH 1977). Dieser „Robinien-Euphorie“ (KOWARIK 1990) folgte jedoch bald eine nüchternere Einschätzung der Leistungsfähigkeit dieses Gehölzes, so dass es wieder „in Vergessenheit“ geriet (BORCHMEYER 1829). Dennoch nahmen Robinienforste in Deutschland noch in den 1950er Jahren ca. 6000ha ein (nach BLÜMKE 1955/56, vgl. WESTHUS 1981).

Seit Ende des 19. Jahrhunderts ist *R. pseudoacacia* durch vegetative und generative Vermehrung in Brandenburg weit verbreitet und auf offenen Standorten eingebürgert. In spezifisch städtische Standorte drang das Gehölz erst nach 1945 ein (spontaner Pionier auf Trümmerschutt) und bildet seither u. a. auf Berliner Brachflächen größere Bestände (KOWARIK 1990, BÖCKER et al. 1998). Im mitteleuropäischen Teil des sogenannten subsarmatischen Klimabezirks (sommerwarm, subkontinental) etablierte sich *R. pseudoacacia* überall sehr erfolgreich auf Trümmerschutt (KOHLER & SUKOPP 1964, vgl. ELLENBERG 1996). Nach KOWARIK (1990) entstanden solche spontanen, robinien-dominierten Gehölzbestände in Städten erst in der zweiten Hälfte des Zwanzigsten Jahrhunderts [ältere Robinienwälder auf Trümmerschutt existieren z. B. in Elsaß-Lothringen seit dem Ersten Weltkrieg bzw. dem 1870/71er Krieg (gesprengte französische Forts, Beob. d. Verf.)]. Seit dem Nachlassen des Nutzungsdrucks auf trockenwarme Grenzertragsstandorte (ab Mitte des 20. Jahrhunderts) greifen Robinien auch auf Sandtrockenrasen und weitere naturschutzrelevante Biotope über.

1 (c) Biologie und Ökologie von *Robinia pseudoacacia* L.

Biologie

Robinia pseudoacacia ist ein schnellwüchsiger, sommergrüner, bis 25m hoher Baum. Die Blätter der Leguminose sind aus 7-19 eiförmigen, 1-3cm breiten und 2-6cm langen Fiederblättchen zusammengesetzt. Die weißen Blüten stehen in bis 20cm langen, intensiv duftenden Trauben. Sie erscheinen (ab dem sechsten Lebensjahr) kurz nach dem Laubaustrieb (Mai-Juni). Die schwarzbraunen, bohnenförmigen, bis 6mm langen Samen entwickeln sich in flachen, bis 10cm langen Hülsen. *R. pseudoacacia* ist ein „durch Wurzelbrut unduldsamer Intensivwurzler“ (OBERDORFER 1991) mit einem weit in die Tiefe und die Umgebung

reichenden Wurzelsystem. Das Regenerationsvermögen durch Wurzelbrut und Stockausschläge ist außergewöhnlich hoch („Oskar-Strategie“, vgl. KOWARIK 1996c). Das Höhenwachstum endet bereits nach max. 40 Jahren, manche Individuen erreichen ein Alter von über 200 Jahren. HOPP (1941) beschreibt drei klimaabhängige Rassen, von denen nach KOHLER (1963) zwei („Freiburger Robinie“ und „Krumme Robinie“) in Deutschland eine Rolle spielen.

Ökologie

Robinia pseudoacacia gedeiht als heliophiler Rohbodenpionier auf lockeren, sandigen, basischen bis schwach sauren Kies- oder Lehmböden. BÖCKER (1995) nennt eine Reihe von Beispielen, welche die standörtliche Vielfalt von Robinienwäldern belegen. Die Art braucht eine verhältnismäßig lange Vegetationsperiode, liebt Sommerwärme und ist empfindlich gegen Frühfröste (KOHLER 1963). *R. pseudoacacia* bildet in günstigen Lagen vorwaldartige Bestände, die von einigen Autoren (z. B. JURKO 1963, MÜLLER 1966) in den Rang eigener Pflanzengesellschaften erhoben wurden. OBERDORFER (1992) bespricht diesen Vegetationstyp im Zusammenhang mit Schwarz-Holunder- (*Sambucus nigra*-) und Waldreben- (*Clematis vitalba*-) Gesellschaften, v. a. wegen der großen Ähnlichkeit des Unterwuchses. Umweltprägend wirkt insbesondere die Stickstoff anreichernde Wirkung von *R. pseudoacacia* (HOFFMANN 1961), als dessen Folge Arten nitrophiler Staudenfluren (*Glechometalia*) wie Klett-Labkraut (*Galium aparine*) die Krautschicht von Robinienbeständen dominieren (*Galium aparine*-*Robinia pseudoacacia*-Gesellschaft, OBERDORFER 1992). Daneben gehören auch Arten wärmeliebender Vorwälder [*Prunetalia*-Arten, z. B. Schlehe (*Prunus spinosa*), Stachel- und Johannisbeere (*Ribes sp.*), Weißdorn-Arten (*Crataegus sp.*) und Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*)] zum gewöhnlichen Erscheinungsbild. Neben der Förderung nitrophiler Arten wird auch immer wieder die Unverträglichkeit u. a. mit Buchen, Birken und Moosen geschildert (KOHLER 1963, KOWARIK 1990). In späten Entwicklungsstadien der Robinienbestände stellen sich zunehmend Vertreter der thermophilen mitteleuropäischen Laubwälder wie Stieleiche (*Quercus robur*), Vogelkirsche (*Prunus avium*) und Hasel (*Corylus avellana*) ein. WINTERHOFF (1991) bewertet die Pilzflora von Robinien-Gesellschaften als artenarm (Folge von Stickstoffbindung und fehlender Mykorrhiza-Bildung). *R. pseudoacacia* ist von der planaren Stufe bis in Höhenlagen um 700m verbreitet.

In ruderalen Berliner Robinienbeständen ist eine große Zahl anderer Gehölzarten vertreten (38 Baum-, 35 Straucharten und 4 holzige Kletterpflanzen nach KOWARIK 1990). KOHLER & SUKOPP (1964) unterscheiden einen Straußgras typ auf trockenen, basenarmen Böden (u. a. mit *Agrostis tenuis*) und einen Schöllkrauttyp auf eher feuchten, humusreichen Böden [u. a. mit Schöllkraut (*Chelidonium majus*), Klett-Labkraut (*Galium aparine*), Gemeiner Brennessel (*Urtica dioica*) und Rupprechtskraut (*Geranium robertianum*), vgl. KOHLER (1968)].

Auch eine Reihe von Untersuchungen zur Fauna von Robinienbeständen liegt vor (z. B. NOTTBOHM 1988, JANSSEN & KLEIN 1992, PLATEN & KOWARIK 1995). KASCH & NICOLAI registrierten 1999 im Südwesten Berlins drei Generationen der im Gebiet neuen, monophagen Robinien-Miniermotte (*Phyllonorycter robinella*), gehen aber auf lange Sicht nicht von einer nennenswerten Beeinträchtigung der Berliner *R. pseudoacacia*-Bestände aus.

Auswirkungen in betroffenen Ökosystemen

Die negativen Effekte einer *R. pseudoacacia*-Invasion wurden im wesentlichen bereits oben (1 c) beschrieben. Durch enorme Schnellwüchsigkeit und durch Wurzelkonkurrenz übt die Art einen immensen Konkurrenzdruck auf andere Gehölze aus. In Deutschland, das nur teilweise subkontinental bzw. submediterrän geprägt ist (siehe oben), ist dieser Effekt schwächer ausgeprägt als etwa in südöstlichen Nachbarregionen (z. B. Ungarn oder Österreich, vgl. unten). Dem Invasionsdruck unterliegen in Deutschland hauptsächlich konkurrenzschwache Pionier- und Lichthölzer wie die Birke (*Betula pendula*) und die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*).

Problematisch ist die Veränderung chemischer Bodeneigenschaften durch *R. pseudoacacia*. Die leicht abbaubare Robinienstreu sowie die Fähigkeit zur Stickstoffbindung bedingen eine außergewöhnlich rasche und hohe Nährstoffkonzentration (HOFFMANN 1961). Beschattung führt auf offenen Trockenstandorten zusätzlich zu einer Verbesserung des Bodenwasserhaushaltes und damit zu einer höheren Nährstoffumsatzrate. Diese Auswirkungen sind aus Naturschutzsicht als besonders problematisch einzustufen, weil trockenwarme Standorte von hoher Schutzwürdigkeit (Magerrasen, Weinberge, Steinbrüche, Dünen) durch Robinienbefall rasch irreversibel geschädigt werden. Auch aufgelassene Streuobstwiesen werden in geeigneter Lage von *R. pseudoacacia* besiedelt (BÖCKER & DIRK 2000). In allen genannten Fällen wird der etablierten Vegetation und der spezifischen Fauna durch das ungehinderte Aufkommen von *R. pseudoacacia* die Lebensgrundlage entzogen (z. B. PLATEN & KOWARIK 1995). Die an ihre Stelle tretenden Robinien-Gesellschaften (vgl. oben) haben eine vergleichsweise artenarme Krautschicht (z. B. KOWARIK 1992, 1995a) und werden von nitrophilen Ubiquisten dominiert.

Schwerpunkte der Robinienproblematik in Deutschland liegen in den subkontinental bzw. submediterrän geprägten Landesteilen. Hierzu zählen weite Teile Westdeutschlands (z. B. Oberrhein-, Unterrhein- und Mosel-Gebiet mit einer Jahresmitteltemperatur über 9°C, vgl. BÖCKER & DIRK 1998) und (Nord-) Ostdeutschlands (im sogenannten „subsarmatischen Bezirk“, v. a. Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern; vgl. ELLENBERG 1996). Hier dringen die Pflanzen u. a. in Kiefernbestände ein, überwachsen Schlehen-Ligustergebüsche und „zerstören“ Trocken- und Halbtrockenrasen (z. B. KORNECK & PRETSCHER 1984, BITZ 1987, PLESS 1995). In Westdeutschland kommt es zusätzlich zur Verdrängung heliophiler Weinbergs-Ruderalvegetation (z. B. RICHTER 1978, GRUNICKE 1996). WENDELBERGER (1954, 1955) schildert aus Österreich sogar Fälle von „Waldzerstörung“ durch *R. pseudoacacia*. In kühleren Teilen Deutschlands spielt die Robinie keine naturschutzrelevante Rolle (z. B. BÖHMER 1994, QUINGER et al. 1994).

KOHLER & SUKOPP (1964) vermuteten, dass Robinienbestände zumindest auf mesophilen Standorten keine dauerhafte Erscheinung sein würden, u. a. weil Ahornarten [Spitzahorn (*Acer platanoides*), Bergahorn (*A. pseudoplatanus*)] sich in den observierten Beständen „gut“ entwickelten und die baldige Ausdünnung der schattenintoleranten *R. pseudoacacia* (vgl. LYR et al. 1963) eine Frage der Zeit schien. KOWARIK (1990, 1992) ging dieser Prognose nach und kam zu dem Ergebnis, dass zwar eine Reihe von potentiell konkurrenzkräftigen Gehölzen in besagten Robinienbeständen aufkommt, allerdings noch kaum Anzeichen einer Verdrängung von *R. pseudoacacia* auszumachen sind. Auch nach BÖCKER (1995) ist keineswegs

gesichert, dass die Robinie im Sukzessionsverlauf von konkurrenzstärkeren autochthonen Gehölzen abgelöst wird. Arten wie Stieleiche (*Quercus robur*), Esche (*Fraxinus excelsior*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) kommen bislang nur mit geringer Stetigkeit in Robinienwäldern vor (KLAUCK 1986, OBERDORFER 1992, BÖCKER 1995). Nach BÖCKER & DIRK (2000) sind heute auch in über 50jährigen Beständen „keine Anzeichen nachlassender Vitalität zu bemerken“. Diese Aussage gilt zumindest für das südwestdeutsche Teilareal, wo lediglich die Waldrebe (*Clematis vitalba*) stellenweise Robinienkronen zu überwuchern vermag und eine erkennbare Schwächung der Bäume verursacht (BÖCKER 1995, vgl. VOIGT 1993). Entstehende Bestandeslücken werden jedoch schnell von Wurzelsprossen (Zuwachsraten von über 1m pro Vegetationsperiode!) geschlossen.

Die Beeinflussung des Landschaftsbildes durch Robinienbestände (z. B. KOHLER 1964, BITZ 1985, ROHDE 1994) wird kontrovers diskutiert. Während zahlreiche Quellen die Robinie als florenfremd und nicht gebietstypisch ablehnen (z. B. MACHATZI 1991, KNOERZER et al. 1996), sieht z. B. BÖCKER (1995) strukturarmer Landschaften durch die Anwesenheit der Robinie bereichert. Der gleiche Autor verweist auch auf den Nutzen der Art als Erosionsschutz, Holzlieferant und Bienenweide (a. a. O.). Die von Robinienbeständen geprägten stadtoökologischen Raumeinheiten Berlins (auf Trümmerschutt) beispielsweise haben noch heute einen Flächenanteil von 3,1% am westlichen Stadtgebiet (ehemaliges West-Berlin, nach BÖCKER et al. 1998). *R. pseudoacacia* wirkt an vielen Stellen prägend für die Stadtlandschaft und wird hier nicht unbedingt als Problem empfunden.

1 (d) Ausbreitungsvektoren

Für die Etablierung von *Robinia pseudoacacia* in Mitteleuropa ist eine Reihe von Ausbreitungsvektoren verantwortlich, die die wechselvolle Geschichte des Umganges mit dieser Art widerspiegeln (vgl. 1 b). Zu nennen sind zunächst die Vektoren der bewussten anthropogenen Einbringung:

- gelegentliche Anpflanzung als Ziergehölz seit dem 17. Jahrhundert (z. T. bis heute anhaltend; *R. pseudoacacia* ist nach wie vor als Ziergehölz gebräuchlich);
- seit dem ausgehenden 18. Jahrhundert bis ins 20. Jahrhundert hinein vermehrte, teils massenhafte Anpflanzung als Nutzholz (Rebstocklieferant in Weinanbaugebieten, Bodenfestiger in Sandgebieten, Stempelholz im Bergbau, Forstbaum).

Hinzu kommen die Vektoren der ungewollten anthropogenen Ausbreitung im 20. Jahrhundert:

- die Entstehung geeigneter Habitate im Verlauf des Zweiten Weltkriegs (Trümmerhalden bzw. Trümmerlandschaften in vielen zerstörten Großstädten); diese Flächen stehen *R. pseudoacacia* teilweise noch immer zur Verfügung;
- die großflächige Aufgabe von Grenzertragsstandorten durch die Landwirtschaft. Insbesondere der Rückgang der Weidenutzung in allen Teilen Deutschlands führt zur Verbrachung und Verbuschung zahlreicher ungenutzter Agrarflächen. Unter geeigneten klimatischen und edaphischen Bedingungen (vgl. 1 c) ist *R. pseudoacacia* wesentlicher Bestandteil der Verbuschung.
- die Anlage geschotterter Bahndämme und Kanalufer.

R. pseudoacacia breitet sich heute vor allem vegetativ aus. Ursprung vieler Vorkommen ist die anthropogene Einbringung durch Anpflanzung! Generative Ausbreitung spielt eine untergeordnete Rolle und muss bei geschlossener Vegetation insgesamt als nahezu bedeutungslos eingestuft werden (vgl. BÖCKER 1995, KOWARIK 1995a). Lediglich auf gestörten, steinigten Standorten erfolgt eine generative Etablierung. WAGNER (mündl.) beobachtete jedoch auch in natürlichen bzw. naturnahen Trocken- und Magerrasen spontanes Auftreten aus Sämlingen mit anschließender Ausbreitung.

1 (e) Begutachtung und Monitoring

Es besteht kein übergreifendes Monitoringprogramm für diese Art. Eine abschließende Bewertung liegt nicht vor.

2 Versuche, das Problem anzugehen

2 (a) Entscheidungsprozeß

R. pseudoacacia wird im Zuständigkeitsbereich der Obersten Naturschutzbehörde bei der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Naturschutzgebieten seit etwa fünfzehn Jahren bekämpft, jedoch nur, wenn sich Probleme abzeichnen. Die zahlreichen Ansatzpunkte der Robinienausbreitung machen ein genaues Abwägen von Ort und Zeitpunkt des Eingreifens notwendig (WAGNER mündl.). Die Stationen des Entscheidungsprozesses sind folgende:

- Wo ist *R. pseudoacacia* vorhanden?
- Zeigt sie eine Tendenz zur Ausbreitung?
- Zeichnet sich eine Beeinträchtigung erwünschter Arten/Gesellschaften ab?
- Bestehen Chancen einer Zurückdrängung der Robinie?

Ein Problem besteht darin, dass viele Flächen erst dann der Naturschutzbehörde zur Bekämpfung überantwortet werden, wenn die Robinienproblematik bereits fortgeschritten ist. In solchen Fällen (ein Indikator hierfür ist z. B. die Anwesenheit von Schöllkraut (*Chelidonium majus*) im Unterwuchs), besteht keine Möglichkeit mehr, *R. pseudoacacia* mit vertretbarem Aufwand zu beseitigen bzw. die Nitrifikation des Boden rückgängig zu machen. Die Bekämpfungsstrategie zielt dann auf eine Schwächung der Robinienpopulation zugunsten autochthoner Klimaxarten, um beispielsweise die rasche Entwicklung eines standortgerechten Eichen-Hainbuchenwaldes oder einer ähnlichen artenreichen Mischwaldgesellschaft zu fördern (WAGNER mündl.).

2 (b) Arten von Maßnahmen

Robinien können mechanisch (Rodung, Ringelung, Ausbaggern, siehe 2 c), durch Beweidung (Schafe, Ziegen) oder durch den Einsatz von Chemikalien (z. B. Selest40, siehe HOFFMANN 1964) bekämpft werden (vgl. KOHLER 1964).

2 (c) Ergriffene Maßnahmen

Im Zuständigkeitsbereich der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Oberste Naturschutzbehörde, werden Robinien durch Ringelung, Hand-, Pferde- oder Maschinenrodung, Abschlagen von Stammaustrieben und Nachroden von Wurzelsprossen kontrolliert. In Ausnahmefällen werden Robiniennester ausgebaggert. Es besteht die Notwendigkeit zu mehrjähriger Nacharbeit!

2 (d) Verantwortliche Institutionen

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung

Martina Wagner

I E 243

Am Kölnischen Park 3

10179 Berlin

Tel.: 0049-(0)30/9025-1163

e-mail: martina.wagner@senstadt.verwalt-berlin.de

3 Durchführung und Effektivität der Maßnahmen

3 (a) Wege und Mittel der Durchführung

Ringelung erfolgt im späten Frühjahr kurz nach Blüte und Blattaustrieb (in Berlin meist im Juni). Dazu wird im unteren Stammbereich eine mindestens 2cm breite waagerechte Kerbe bis unter die Borke in das Holz geschlagen oder gesägt. Die Kerbe umfaßt ca. 9/10 des Umfangs, ein Steg von ca. 1/10 des Umfangs bleibt erhalten. Auf diese Weise ist der Rücktransport der Assimilate in die Wurzel stark eingeschränkt, eine Stimulation zur Bildung von Stammaustrieben jedoch unterbleibt. In den Folgejahren ist zu überprüfen, ob die Wunde überwältigt wurde. Ist das Ergebnis negativ, muss erneut abgeschlagen werden, da sonst eine totale Regeneration erfolgen kann. Zeigt der Baum in den nächsten Jahren geschwächte Vitalität (z.B. keine oder nur schwache Blüte), kann er gefällt oder der verbliebene Steg völlig entfernt werden (Totholz bleibt stehen, Bodenverwundungen sind zu vermeiden). Ringeln kann nur bei stärkeren Stämmen durchgeführt werden, weil die Standsicherheit des Kernholzes erhalten bleiben muss, um ein Abbrechen und die nachfolgende Bildung von Stammaustrieben und Wurzelsprossen zu verhindern.

Die Rodung jüngerer Gehölze erfolgt per Hand, unter anderem mit einer Wiedehopfhacke. Mittlere Gehölze werden per Pferd, größere Bäume oder Bestände mit Schlepper, Löffel- oder Schaufelbagger gerodet.

Nach Fällung oder zu starker Ringelung treten Stammschösslinge auf. Diese sind abzuschlagen. Bei Verwundung, ungenügender Ringelung oder unsauberer Rodung erfolgt ein starker Austrieb aus Wurzelbrut, der regelmäßig, bei Bedarf mehrmals jährlich, nachzuroden ist (WAGNER mündl.).

3 (b) Erfolge

Bei sorgfältiger Durchführung der Ringelung, 2-5 jähriger Nacharbeit und Abschluss durch Abtrennen des Steges (bzw. Fällung) ist auf der Mehrzahl der (als geeignet eingeschätzten) Standorte der Bestand unter Kontrolle (d. h. stark eingeschränkte Vitalität verbliebener Exemplare, keine weitere Ausbreitung, kein Fortschreiten der nitrophilen Begleitvegetation). Die Beobachtung ist jedoch weiterhin nötig, da

plötzlich eine erneute Revitalisierung (durch Überwallung oder Wurzelbrut) auftreten kann. Die Maßnahme funktioniert gut im Halbschatten (d. h. Sukzessionssteuerung), weniger gut in Magerrasen, sofern das Ziel die totale Beseitigung des Gehölzaufwuchses ist.

Sorgfältige Rodung erscheint nur bei Einzelexemplaren, Jung- oder Kleinbeständen oder auf feuchteren Böden Erfolg zu bringen. Auf mageren, warm-trockenen, sonnigen Sandstandorten ist die Vitalität der Robinie kaum zu brechen. Auf solchen Standorten treten vier Jahre nach der ersten Rodung trotz mehrmaliger Nachrodung noch immer Wurzelsprosse mit Wuchsleistungen von über 25cm pro Woche auf. Grundsätzlich gilt: Je optimaler der Standort für die Robinie ist, je weiter die Etablierung fortgeschritten ist und je günstiger die klimatischen Verhältnisse im Maßnahmejahr für die Robinie sind, desto schwieriger – bis unmöglich - ist die Bekämpfung (WAGNER mündl.).

3 (c) Kosten

Für die notwendige Bekämpfung von *Robinia pseudoacacia* wurden in den Jahren 1997 bis 1999 rund 60.000 DM ausgegeben (1997: 11.000.-, 1998: 40.000.-, 1999: 8.500.-; nach WAGNER).

4 Schlussfolgerungen

4 (a) Bedarf für weitere Untersuchungen

Es besteht Klärungsbedarf zur Frage, ob die Weiterentwicklung alter Robinienbestände tatsächlich in die Ausbildung naturnaher autochthoner Wälder mündet oder ob die Etablierung indigener Vegetation durch die standortverändernden Eigenschaften von *R. pseudoacacia* auch langfristig behindert wird. Eine Dauerbeobachtung alternder Robinienwälder ist deshalb angezeigt.

4 (b) Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die Wahl geeigneter Kontrollmethoden hängt von der konkreten Problemstellung und den Eigenschaften der betroffenen Biotope ab. In diesem Rahmen sind die Ergebnisse auch auf andere Naturräume übertragbar.

4 (c) Weiterer Informationsbedarf

Bezüglich Verbreitung und Verhalten von *Robinia pseudoacacia* sind die verfügbaren Informationen z. Zt. ausreichend.

5 Literatur

- BITZ, A. (1985): Zur Situation des Naturschutzes im Lennebergwald bei Mainz. – Natursch. u. Ornith. Rheinl.-Pfalz 4 (1): 1-26.
- BITZ, A. (1987): Anmerkungen zu Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im NSG „Mainzer Sand“ und angrenzenden Gebieten. – Mainzer Naturw. Arch. 25: 583-604.
- BLÜMKE, S. (1955/56): Beiträge zur Kenntnis der Robinie. – Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 59: 38-65.
- BÖCKER, R. (1995): Beispiele der Robinien-Ausbreitung 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, 57-65. Landsberg.
- BÖCKER, R., GRENIUS, R., BLUME, H.-P., HORBERT, M., RIPL, W., SUKOPP, H. & A. v. STÜLPNAGEL (1998): Stadtökologische Raumeinheiten von Berlin (West). – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 8.
- BÖCKER, R. & M. DIRK (2000): Expandierende Robinien? Acht Jahre Dauerflächenuntersuchungen in Südwest-Deutschland. – Poster-Beitrag zur Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.
- BÖHMER, H. J. (1994): Die Halbtrockenrasen der Fränkischen Alb – Strukturen, Prozesse, Erhaltung. – Mitt. Fränk. Geogr. Ges. 41: 323-343.
- BORCHMEYER, ? (1829): Oekonomische Musterung der bei uns eingeführten ausländischen Holzarten. – Verh. Ver. z. Beförd. d. Gartenbaus 5: 378-398 (zit. nach KOWARIK 1990).
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Stuttgart.
- ELSHOLTZ, J. S. (1672): Vom Garten-Baw. – 2. Aufl., Cölln (zit. nach KOWARIK 1990).
- GLAUCHE, M. (1991): Bedeutung neophytischer Gehölze für den Artenreichtum städtischer und siedlungsnaher Biozönosen. – Berliner Naturschutzblätter 35 (1): 5-15.
- GLEDITSCH, J. G. (1769): Betrachtung über die Beschaffenheit des Bienenstandes in der Mark Brandenburg nebst einem Verzeichnis von Gewächsen aus welchen die Bienen ihren Stoff zum Honig und Wachse einsammeln. – Riga (zit. nach KOWARIK 1990).
- GOTTHARD, J. C. (1798): Die Cultur des unächtten oder weißblühenden Acacienbaums. - Mainz (zit. nach KOWARIK 1990).
- GRUNICKE, U. (1996): Populations- und ausbreitungsbiologische Untersuchungen zur Sukzession auf Weinbergsbrachen am Keuperstufenrand des Remstales. - Stuttgart (= Diss. Bot. 261).
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- HINZ, G. (1937): Peter Joseph Lenné und seine bedeutendsten Schöpfungen in Berlin und Potsdam. – Berlin.
- HOFFMANN, G. (1961): Die Stickstoffbindung der Robinie (*Robinia pseudacacia* L.). – Arch. Forstw. 10: 627-632.
- HOFFMANN, G. (1964): Wirkung des Herbizides „Selest40“ bei der Bekämpfung von Robinien (*Robinia pseudo-acacia* L.) und unerwünschten Weichlaubhölzern in Mischbeständen. – Arch. Forstw. 13: 33-45.
- HOPP, H. (1941): Methods of Distinguished between the Shipmast and Common Forms of Black Locust on Long Island. – U. S. Dep. Agr. Techn. Bull. 742, N. Y..
- JANSSEN, A. & R. KLEIN (1992): Robinienwälder im Stadtgebiet von Saarbrücken und ihre Bedeutung für die Avifauna. – Naturschutzforum 5/6: 177-200.
- JURKO, A. (1963): Die Veränderung der ursprünglichen Waldphytozönosen durch die Introdution der Robinie. – Ceskosl. ochrana prriody 1: 56-76.
- KASCH, K. & V. NICOLAI (2000): *Phyllonorycter robiniella* – ein nordamerikanischer Schmetterling an Robinien neu in Berlin. – Poster-Beitrag zur Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.

- KLAUCK, E.-J. (1986): Robinien-Gesellschaften im mittleren Saartal. – *Tuexenia* 6: 325-334.
- KNOERZER, D., KÜHNEL, U., THEODOROPOULOS, K. & A. REIF (1996): Neophytische Gehölze in Wäldern Südwestdeutschlands, bei besonderer Berücksichtigung des Douglasienanbaues. – In: ANU Baden-Württemberg (ed.), *Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?*, 19-28.
- KOHLER, A. (1963): Zum pflanzengeographischen Verhalten der Robinie in Deutschland. – *Beitr. Naturk. Forsch. SW-Deutschland* 12 (1): 3-18.
- KOHLER, A. (1964): Das Auftreten und die Bekämpfung der Robinie in Naturschutzgebieten. – *Veröff. Landesst. F. Natursch. u. Landespf. Bad.-Württ.* 32: 43-46.
- KOHLER, A. (1968): Zum ökologischen und soziologischen Verhalten der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Deutschland. – *Ber. ISVV*: 402-407.
- KOHLER, A. & H. SUKOPP (1964): Über die soziologische Struktur einiger Robinienbestände im Stadtgebiet von Berlin. – *Sitzungsber. Ges. Naturf. Freunde (N. F.)* 4 (2): 74-88.
- KORNECK, D. & P. PRETSCHER (1984): Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Mainzer Sand“ und Probleme ihrer Erhaltung. – *Natur u. Landschaft* 59 (7/8): 307-315.
- KOWARIK, I. (1990): Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Gehölzsukzession ruderaler Robinienbestände in Berlin. – *Verh. Berl. Bot. Ver.* 8: 33-67.
- KOWARIK, I. (1992): Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen. – *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beiheft* 3.
- KOWARIK, I. (1995a): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.) *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management*, 33-56. Landsberg.
- KOWARIK, I. (1995b): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. – In: P. Pysek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (eds.): *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*, 15-38.
- KOWARIK, I. (1995c): On the role of alien species in urban flora and vegetation. – In: P. Pysek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (eds.): *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*, 85-103.
- KOWARIK, I. (1995d): Wälder und Forsten auf ursprünglichen und anthropogenen Standorten. Mit einem Beitrag zur syntaxonomischen Einordnung ruderaler Robinienwälder. – *Ber. D. Reinh.-Tüxen-Ges.* 7: 47-67.
- KOWARIK, I. (1996a): Auswirkungen von Neophyten auf Ökosysteme und deren Bewertung. – *UBA-Texte* 58/96: 119-155.
- KOWARIK, I. (1996b): Primäre, sekundäre und tertiäre Wälder und Forsten. Mit einem Exkurs zu ruderalen Wäldern in Berlin. – *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 104: 1-22.
- KOWARIK, I. (1996c): Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*. – *Verh. Ges. Ökol.* 26: 173-181.
- KRAUSCH, H.-D. (1977): Das Wirken von Johann Gottlieb Gleditsch auf dem Gebiete der Landeskultur. – *Gleditschia* 5: 5-35.
- LYR, H., HOFFMANN, G. & K. DOHSE (1963): Über den Einfluss unterschiedlicher Beschattung auf die Stoffproduktion von Jungpflanzen einiger Waldbäume. – *Flora* 153: 291-311.
- MACHATZI, B. (1991): Die Waldbaurichtlinien der Berliner Forsten. – In: *Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (ed.), Informationen aus der Berliner Landschaft* 12(42).
- MÜLLER, T. (1966): Die Wald-, Gebüsch-, Saum-, Trocken- und Halbtrockenrasengesellschaften des Spitzbergs. – In: *Der Spitzberg bei Tübingen. Natur- u. Landschaftsschutzgeb. Bad.-Württ.* 3: 278-475. Ludwigsburg.
- NOTTBOHM, G. (1988): Zur Molluskenfauna einiger Robiniengehölze auf Flugsandböden des Hessischen Rieds. – *Hessische faunistische Briefe* 8(2): 20-28.

- OBERDORFER, E. (1991): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 6. Aufl., Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. – Stuttgart.
- PLATEN, R. & I. KOWARIK (1995): Dynamik von Pflanzen-, Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften bei der Sukzession von Trockenrasen zu Gehölzstandorten auf innerstädtischen Bahnanlagen in Berlin. – Verh. Ges. Ökol. 24: 431-439.
- PLESS, H. (1995): Pflanzensoziologische Untersuchungen der Trockenrasen an den Hängen des Odertales zwischen Seelow und Frankfurt (Oder). Ein Vergleich des Zustandes ausgewählter Bestände aus den 50er Jahren mit den heutigen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4(3): 27-31.
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Stuttgart.
- QUINGER, B., BRÄU, M. & M. KORNPBST (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (ed.), Landschaftspflegekonzept Bayern, Bd. II.1. München.
- RICHTER, M. (1978): Landschaftsökologische Standortanalysen zur Ermittlung des natürlichen Potentials von Weinbergbrachen am Drachenfels. Ein Beitrag zur angewandten Landschaftsökologie. – Bonn (= Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde 45).
- ROHDE, U. (ed., 1994): Die Sandhausener Dünen. Naturkundliche Beiträge zu den Naturschutzgebieten „Pferdstrieb“ und „Pflege Schönau-Galgenbuckel“. – Beih. Veröff. Natursch. Landespf. Bad.-Württ. 80. Stuttgart.
- SCHMIDT, J. A. (1857): Flora von Heidelberg. – Heidelberg.
- SCHWARZ, A. F. (1899): Phanerogamen- und Gefäßkryptogamen-Flora der Umgegend von Nürnberg-Erlangen und des angrenzenden Teiles des Fränkischen Jura. Bd. 2: Spezieller Teil, 2. Folge. – Nürnberg.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (eds., 1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 3. – Stuttgart.
- VOIGT, K. (1993): Vegetationskundliche Untersuchungen in Beständen von *Robinia pseudoacacia* L. am Spitzberg bei Tübingen. – Unveröff. Diplomarbeit Univ. Hohenheim.
- VON BURGSDORF, F. A. L. (1787): Ueber die in den Waldungen der Kurmark Brandenburg befindlichen einheimischen und in etlichen Gegenden eingebrachten Fremden Holzarten. – Schr. Ges. naturforsch. Freunde zu Berlin 7: 236-266 (zit. nach KOWARIK 1990).
- WAGNER, M. (2000): Maßnahmen zur Kontrolle problematischer neophytischer Arten in Berliner Naturschutzgebieten. – Vortrag auf der Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.
- WENDELBERGER, G. (1954): Steppen, Trockenrasen und Wälder des pannonischen Raumes. – Angewandte Pflanzensoziologie 1: 573-634.
- WENDELBERGER, G. (1955): Die Robinie in den Trockenwäldern Mittel- und Osteuropas. – Allg. Forstzeitschr. 10 (13): 167-168.
- WEIN, K. (1930): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa, Teil 1. – Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 42: 137-163.
- WEIN, K. (1931): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa, Teil 2. – Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 43: 95-154.
- WESTHUS, W. (1981): Zur Vegetationsentwicklung von Aufforstungen, insbesondere mit *Robinia pseudoacacia* L.. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung 21 (4): 211-225.
- WINTERHOFF, W. (1991): Zur Pilzflora zweier Robinien-Gehölze bei Battenberg/Pfalz. – Boletus 15: 103-110.

6 Experten

Prof. Dr. Ingo Kowarik

Technische Universität Berlin
Institut für Ökologie
Rothenburgstr. 12
D-12165 Berlin
Tel.: 0049-(0)30-314-71350
e-mail: kowarik@TU-Berlin.de

Prof. em. Dr. Herbert Sukopp

Brückenstraße 6
D-10179 Berlin
Tel.: 0049-(0)30-2471-2039

Prof. Dr. Reinhard Böcker

Universität Hohenheim
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie 320
Schloß Mittelbau (West)
D-70599 Stuttgart
Tel.: 0049-(0)711-459-3510
Fax: 0049-(0)711-459-2831
e-mail: boeckerr@uni-hohenheim.de