

Zur Rolle nichteinheimischer Arten bei der Waldbildung auf innerstädtischen Standorten in Berlin

Ingo Kowarik

Synopsis

In Berlin (Germany), woody vegetation on urban wastelands was studied after more than 30 years of succession. Alien trees play an important role, and of these *Robinia pseudoacacia* is the most successful. Its native counterpart is *Betula pendula*. On two site types (rubble, gravel), permanent plots covered by native and alien trees were analysed. Ordination (PCA) of the groundfloor vegetation showed that *Robinia* modifies the succession compared with *Betula pendula*. The *Betula*-stands are still dominated by species of the preceding dry grasslands. In contrast, *Robinia* rapidly encourages the invasion of new (shade-tolerant/nutrient-demanding) species that were previously absent. These results indicate an ongoing impact of aliens on vegetation dynamics.

alien trees, Betula pendula, biological invasions, forest succession, PCA, Robinia pseudoacacia, urban wastelands

1. Einleitung

Nach dem Krieg hat auf Berliner Brachflächen ein faszinierendes Langzeitexperiment zur Entwicklung größerer Gehölzbestände auf anthropogenen Standorten geführt. Im Gegensatz zu den meisten forstlich genutzten Gehölzbeständen im Berliner Gebiet gehen diese ruderalen Wälder nicht auf Anpflanzungen zurück. Sie sind vielmehr Ergebnis spontaner Sukzession auf anthropogenen Standorten, die bei Beginn der Sukzession vegetationsfrei waren: abgeräumte Trümmerschuttflächen und stillgelegte Gleisanlagen. Die Vegetationsdynamik bei der Wiederbewaldung urban-industrieller Standorte kann gut an Gehölzbeständen untersucht werden, die wenig von anthropogenen Störungen betroffen sind. Auf diese Fragestellung, die man als Erweiterung der von PFADENHAUER & al. (1986) genannten Ziele für die Anlage von Dauerbeobachtungsflächen verstehen könnte, ist ein Dauerflächenprogramm ausgerichtet, das 1989 begonnen wurde, dessen Weiterführung jedoch ungesichert ist. Im Sinne einer repräsentativen Erfassung von Biotopen könnte es in Berlin das Monitoringprogramm der Naturschutzgebiete (BÖCKER & al. 1991a) und Dauerflächen auf Forststandorten (SEIDLING 1990) ergänzen. Gegenwärtig sind naturnahe Wälder auf anthropogenen Standorten noch nicht Gegenstand der Naturwaldforschung (WOLF & BOHN 1991).

An Ergebnissen der Erstaufnahme soll hier an zwei Fragen die Bedeutung nichteinheimischer Gehölzarten für die Vegetationsdynamik diskutiert werden: 1. Wie erfolgreich sind einheimische bzw. nichteinheimische Arten gemessen an der Fläche der von ihnen dominierten Gehölzbestände? 2. Führt die Dominanz nichteinheimischer Gehölzarten zu einer Ablenkung der Sukzession und damit auch längerfristig zur Entstehung neuer Vegetationstypen?

2. Untersuchungsgebiet und Methode

Auf Berliner Brachflächen sind Dominanzbestände unterschiedlicher Gehölzarten in enger räumlicher Nachbarschaft auf gleichen Standorttypen (Schotter- bzw. Trümmerschuttböden) aufgewachsen. Diese Bestände unterscheiden sich von forstlichen nicht nur durch andere klimatische und edaphische Standortbedingungen, sondern auch - aufgrund des städtischen Umfeldes - hinsichtlich der Einwanderungsmöglichkeiten für Arten. Untersucht wurden spontane Gehölzbestände auf innerstädtischen Trümmerschuttflächen (Diplomatenviertel, Moabiter Werder, Lenné-Dreieck), auf Bahnbrachen (Anhalter Gbh., Südgelände) sowie ergänzend eine Robinien-Pflanzung auf einem Trümmerberg (Teufelsberg; Charakterisierung der Untersuchungsgebiete bei ALAILY & al. 1986, KOWARIK 1986, SUKOPP 1990).

Zur Bilanzierung der Flächenanteile der von einheimischen bzw. nichteinheimischen Arten dominierten Gehölzvegetation wurden Vegetationskarten von fünf Brachflächen planimetriert (Ansprache des Indigenats nach BÖCKER & al. 1991b).

Um den Einfluß der dominanten Baumart auf die Sukzession annähernd zu isolieren, wurden Dauerflächen ausgewählt, deren Vegetation auf ähnlichen Standorten, z. T. in unmittelbarer Nähe, von verschiedenen Baumarten geprägt wird. Damit soll die Wirkung von Standortunterschieden und - bei benachbarten Flächen - die unterschiedlicher Einwanderungsbedingungen reduziert werden. Ausgewählt wurden eindeutig von einer Baumart dominierte Bestände (Deckungsanteil an der obersten Baumschicht >90%; Ausnahme: relativ konstant auftretende Mischbestände von *Betula pendula* und *Populus tremula*).

In 15 Beständen (*Betula pendula*, z. T. mit *Populus tremula*: 5, *Robinia pseudoacacia*: 8, *Prunus mahaleb*: 2) wurden insgesamt 51 quadratische Dauerflächen (Kantenlänge 10 m) angelegt. Je nach Bestandsgröße wurden 2-6 Flächen aneinandergelegt, um Angaben zu 100m²-Flächen zu größeren Flächen vereinigen zu können. Der Datensatz wurde um acht Aufnahmen eines Birkenbestandes auf Trümmerschutt erweitert, die 1988 erhoben und wegen der Abräumung des Lenné-Dreiecks nicht wiederholt werden konnten. Insgesamt beziehen sich die hier mitgeteilten Ergebnisse also auf 59 Flächen, die auf zwei Standorttypen liegen: Sand/Schotteraufschüttungen brachgefallener Bahnanlagen (n=33) und Trümmerschuttflächen (n=26). *Robinia* dominiert 32, *Betula* 23 und *Prunus mahaleb* vier 100 m²-Flächen. Die Dauerflächen wurden im Frühjahr/Sommer 1989/90 pflanzensoziologisch aufgenommen. Weiterhin wurden forstliche Parameter erfaßt und demographische Analysen der Gehölzpopulationen durchgeführt. Die Vegetationsaufnahmen wurden mit dem Programm CANOCO (TER BRAAK 1987, JONGMAN & al. 1987) ordiniert (Methode: Hauptkomponentenanalyse - PCA). Da nach Auswirkungen der dominanten Art der Baumschicht auf den übrigen Bestand gefragt wird, wurden die Baumschicht-Daten nicht verwendet, um einen Zirkelschluß zu vermeiden. Die Deckungsangaben, im Gelände nach BARKMAN & al. (1964) geschätzt, wurden in eine neunteilige Ordinalskala nach VAN DER MAAREL (1979) transformiert, um den Einfluß dominanter Arten zu vermindern.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 **Dominanz einheimischer und nichteinheimischer Gehölzarten auf innerstädtischen-Brachflächen**

Tab. 1 ist zu entnehmen, zu welchem Anteil die Gehölzvegetation innerstädtischer Brachflächen (Gesamtfläche 118,7 ha) von einheimischen bzw. nichteinheimischen Arten dominiert wird. Die Baum- und Strauchbestände werden im Schnitt aller Flächen zu etwa gleichen Anteilen von einheimischen (55%) und nichteinheimischen Arten (45%) aufgebaut. Die Streuung ist jedoch sehr groß: Zwei Gebiete werden deutlich von nichteinheimischen, drei von einheimischen Arten geprägt. Dabei können die jeweils erfolgreichsten Arten (*Betula pendula*, *Robinia pseudoacacia*) sowohl auf Trümmerschutt als auch auf Schotter dominieren. Ihre Verbreitung ist also nicht von abiotischen Standortbedingungen, sondern vermutlich von der Distanz zu Ausbreitungsquellen abhängig, die mittels Fernverbreitung von *Betula* schneller als von *Robinia* überwunden werden kann. Daß jedoch die Ausbreitung beider Arten auf Bahnflächen in gleicher Geschwindigkeit erfolgen kann, zeigt die Wiederholungskartierung des Südgeländes (Spalte a₁-a₂): In 10 Jahren hat sich die Gehölzfläche fast verdoppelt, wobei der Anteil der dominanten Arten ziemlich konstant geblieben ist. Dies schließt Veränderungen innerhalb der Bestände nicht aus: Artenzahl und Stetigkeit anderer Gehölzarten haben sich in Robinien-Beständen deutlich erhöht (KOWARIK 1990).

Neben *Populus tremula*, die größere Polykormone aufbaut, bilden *Acer platanoides* und *A. pseudoplatanus*, beide in Berlin in Ausbreitung (SACHSE 1989), flächenmäßig bedeutende Mischbestände unter Beteiligung auch anderer Arten. Dagegen schränkt das kontinental getönte Klima die Ausbreitung von *Sarothamnus scoparius* und von *Rubus*-Arten ein, fördert jedoch *Robinia pseudoacacia*, die für ihre spontane Verbreitung eine höhere Wärmesumme in der Vegetationsperiode benötigt (DRACEA 1926, KOHLER 1963). Neben *Robinia* konnten weitere 24 nichteinheimische Gehölzarten Dominanzbestände bilden, darunter die submediterranen *Colutea arborescens* und *Prunus mahaleb*. *Ailanthus altissima*, innerhalb der Innenstadt eine der häufigsten spontanen Baumarten, baut auf den Brachflächen dagegen nur kleine Bestände auf (vgl. Tab. 2 in KOWARIK & BÖCKER 1984).

Tab. 1: Prozentualer Anteil der von nichteinheimischen bzw. einheimischen Arten dominierten Bestände an der Gehölzvegetation innerstädtischer Brachflächen in Berlin. Bahnbrachen: a) Südgelände (a₁: ASMUS 1981, a₂: KOWARIK & al. in Vorb.), b) Anhalter/Potsd. Gbf. (ASMUS 1980), c) Bhf. Schönholz (GUHL in Vorb.); Trümmerschuttbrachen: d) Lenné-Dreieck (KOWARIK 1988), e) Moabiter Werder (KOWARIK & KRONENBERG 1990); * Flächenanteil < 0,05%.

| | a ₁ | a ₂ | b | c | d | e |
|------------------------------------|------------------|-------------------|------------------|------|------|------|
| Gesamtfläche (ha) | 22,4 | 20,0 | 56,7 | 13,0 | 4,1 | 2,5 |
| Aufnahmehjahr | '81 | '91 | '80 | '90 | '88 | '89 |
| Vegetationsfläche (ha) | 21,6 | 19,1 | 29,3 | 7,2 | 2,5 | 2,5 |
| krautige Vegetation (%) | 63,5 | 30,9 | 70,3 | 46,9 | 26,2 | 49,8 |
| Gehölzfläche (%) | 36,5 | 69,1 | 29,7 | 53,1 | 73,8 | 50,2 |
| <i>Robinia pseudoacacia</i> | 30,8 | 30,9 | 21,1 | 66,7 | 0,9 | 52,1 |
| <i>Clematis vitalba</i> | 2,0 | 2,4 | 4,6 | 0,9 | 1,1 | 7,7 |
| <i>Populus x canadensis</i> | 0,5 | 0,8 | 3,9 | 1,7 | * | |
| <i>Populus alba</i> | 0,8 ¹ | 0,4 | 1,2 | 0,4 | | 11,6 |
| <i>Syringa vulgaris</i> | 0,8 | 0,3 | 0,4 | 1,5 | | |
| <i>Acer negundo</i> | 0,5 | 0,1 | 0,4 | 2,1 | | |
| <i>Hippophae rhamnoides</i> | 1,1 | 0,5 | 0,6 | | 1,1 | |
| <i>Elaeagnus angustifolia</i> | 0,6 | 0,6 | 0,3 | | 0,4 | |
| <i>Colutea arborescens</i> | 0,3 | 0,2 | 0,3 | | | |
| <i>Sorbus intermedia</i> | 0,2 | 0,2 | 0,1 | | | |
| <i>Lycium barbarum</i> | 0,2 | * | 0,1 | | | |
| <i>Symphoricarpos alba</i> | 0,1 | 0,2 | * | | | |
| <i>Parthenocissus inserta</i> | 0,1 | * | * | 0,2 | | |
| <i>Prunus cerasus</i> | 0,1 | ? | * | | | |
| <i>Caragana arborecens</i> | | | 0,1 | 0,1 | | |
| <i>Cornus stolonifera</i> | | | * | | | 0,3 |
| <i>Ailanthus altissima</i> | | | 0,6 | | 1,2 | |
| Obstgehölze | ? | 0,2 | | | | |
| <i>Populus canescens</i> | ? | 0,3 | ? | | | |
| <i>Prunus serotina</i> | | 0,1 | | | | |
| <i>Quercus rubra</i> | | 0,1 | | | | |
| <i>Morus alba</i> ² | ? | 0,1 | | | | |
| <i>Prunus mahaleb</i> | | | 3,2 | | | |
| <i>Celtis occidentalis</i> | | | * | | | |
| <i>Berberis vulgaris</i> | | | | * | | |
| <i>Lonicera tatarica</i> | | | | * | | |
| Σ nichteinheimische Gehölze (%) | 38 | 37 | 37 | 74 | 5 | 72 |
| <i>Betula pendula</i> | 37,4 | 42,1 ³ | 29,3 | 5,8 | 60,5 | 0,4 |
| <i>Populus tremula</i> | 3,5 | 3,3 | 4,4 | 0,3 | 1,8 | |
| Mischbestände ⁴ | 15,9 | 9,8 | 18,0 | 16,8 | 5,8 | 27,9 |
| <i>Rubus spec.</i> | 2,0 | 1,7 | 2,6 | 0,9 | | |
| <i>Rosa spec.</i> | 1,1 | 0,7 | 1,0 | * | | |
| <i>Acer platan./pseudopl.</i> | 0,6 | 2,1 | 1,4 | 0,8 | 1,9 | |
| <i>Salix spec.</i> ⁵ | 0,4 | 0,1 | 0,7 | * | | |
| <i>Cornus sanguinea</i> | 0,5 | 1,1 | 2,7 ⁶ | * | 26,9 | |
| <i>Prunus spinosa</i> | 0,1 | 0,1 | 0,1 | | | |
| <i>Sambucus nigra</i> | 0,1 | | 2,2 | 0,8 | 0,2 | |
| <i>Salix spec.</i> ⁷ | 0,1 | | 0,6 | | | |
| <i>Ulmus spec.</i> | | | 0,1 | 0,4 | | |
| <i>Quercus robur</i> | | 1,3 | | | | |
| <i>Rhamnus cathartica</i> | | 0,2 | | | | |
| <i>Quercus robur</i> | | | | 0,5 | | |
| <i>Crataegus monogyna</i> | | 0,1 | | | | |
| <i>Tilia cordata</i> | | 0,1 | | | | |
| <i>Sarothamnus scoparius</i> | | * | | | | |
| Σ einheimische Gehölze (%) | 62 | 63 | 63 | 26 | 95 | 28 |

1) wahrscheinlich einschl. *Populus canescens*, 2) gepflanzt, 3) einschl. 7,7% Mischbestände mit *Populus tremula*, 4) meistens mit starker Beteiligung von *Acer*-Arten, 5) Strauchweiden, 6) z. T. mit *Betula pendula*, 7) Baumweiden

matis vitalba, *Urtica dioica*, *Humulus lupulus*, *Impatiens parviflora*, *Chelidonium majus*, *Geum urbanum*, *Sambucus nigra*, *Mahonia aquifolium* und *Veronica hederifolia* ssp. *sublobata*. Damit entspricht die Sukzession unter *Robinia* dem facilitation-Modell von CONNELL & SLAYTER (1977), nach dem die Einwanderung anderer Arten erst durch Standortveränderungen durch Pionierarten - hier *Robinia* - ermöglicht wird.

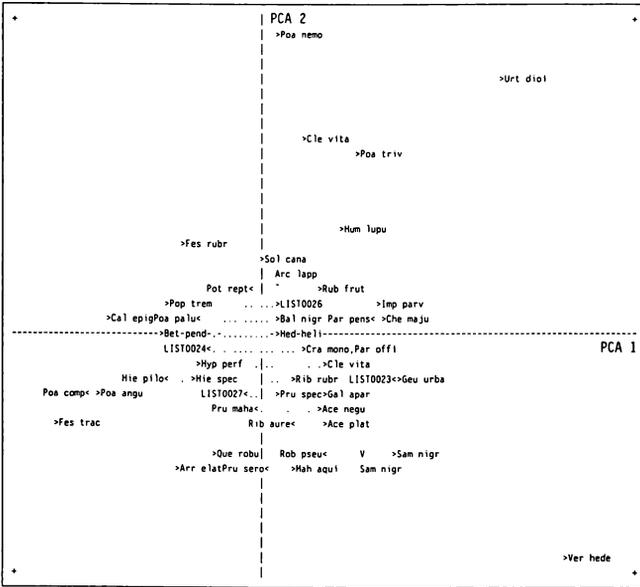


Abb. 2: Ordination (PCA) der Krautschichtarten der *Betula*-, *Robinia*- und *Prunus mahaleb*-plots (Datensatz wie bei Abb. 1).

In der Ordination in Abb. 3 ist der Datensatz auf die Schotter-Daten reduziert und um vier, mit gleicher Methodik aufgenommene Flächen erweitert worden, die zu unterschiedlichen Anteilen von Trockenrasen und von einem seitlich einwachsenden Robinien-Polykormon bedeckt sind. Diese Flächen, die jüngere Stadien der Robinien Sukzession repräsentieren, werden zwischen der deutlich getrennten *Betula*- und der *Robinia*-Gruppe platziert. Dabei läßt die Aufreihung der scores die Ablenkung der Sukzession erkennen: Die Fläche mit dem größten Trockenrasenanteil und dem jüngstem Robinienbestand (Fläche 8) schließt an die *Betula*-Gruppe an, wogegen die mit der ältesten, ca. 17-jährigen Robinienbedeckung (Fläche 5) bereits zur *Robinia*-Gruppe vermittelt. Der Pfeil weist auf die Entwicklung in Richtung auf die Flächen 1 bis 4, die auf der gleichen Bahnanlage 50 m weiter nördlich liegen und von einem ca. 35-jährigen Robinienbestand (Alter des dicksten Stammes) bedeckt sind. Auch die Positionierung der Fläche 46, die in Abb. 1 als Ausreißer erscheint, wird verständlich, wenn man das Bestandsalter berücksichtigt: Sie repräsentiert einen jüngeren, noch von Gräsern dominierten Teil eines Robinien-Polykormons, wogegen im Bestandszentrum auf der unmittelbar benachbarten Fläche 47 unter einer dichten *Sambucus*-Schicht Gräser weitgehend ausfallen.

Die Ordinationen zeigen, daß auf Schotter- wie auf Trümmerschuttflächen die Zusammensetzung der Krautschicht unter *Robinia* deutlich von der unter *Betula* abweicht. Da dies trotz zu erwartender Autokorrelation auch in engem standörtlichen Zusammenhang gilt (die *Robinia*-plots 1-4 sind z. B. auf dem gleichen Bahnstrang nur ca. 200 m von den *Betula*-plots 36-39 getrennt), muß die frühere Vorstellung, Robinien- und Birkenbestände glichen sich auf Schotterböden an (KOWARIK 1986), revidiert werden. Die Ergebnisse unterstützen vielmehr die Hypothese, wonach die nordamerikanische *Robinia* anstelle der einheimischen *Betula pendula* der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen eine andere Richtung gibt. Diese Entwicklung wird, wie Abb. 3 zeigt, bereits bei jungen Robinienbeständen eingeleitet.

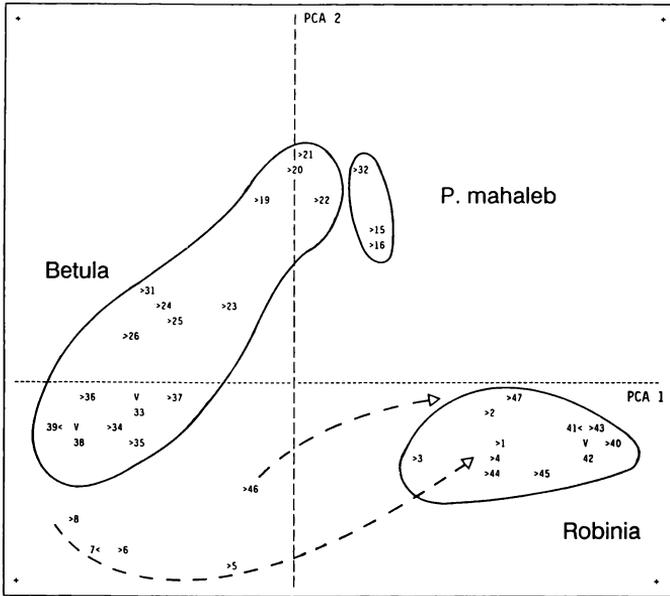


Abb. 3: Ordination (PCA) von 100 m²-plots mit *Betula pendula*, *Prunus mahaleb* sowie von unterschiedlich alten *Robinia*-Beständen auf Schotter-Standorten (Krautschicht-Daten). Die Pfeile zeigen die Entwicklungsrichtung junger Robinienbestände zu Altbeständen.

Für die Diskussion der Ergebnisse danke ich Florian Bemmerlein-Lux, Hagen Fischer und Walter Seidling. Justus Meißner war bei der Datenerhebung und -verarbeitung beteiligt, David Reid sah die Synopsis durch. Die Arbeit wurde vom BMFT unter dem Kennzeichen BEO 0319304A gefördert.

Literatur

- ALAILY, F., GRENZIUS, R., RENGGER, M., STAHR, K. (ed.), TIETZ, B. & G. WESSOLEK, 1986: Soilscales of Berlin (West). - Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 50: 1-204.
- ASMUS, U., 1980: Vegetationskundliches Gutachten über den Potsdamer und Anhalter Güterbahnhof in Berlin. - Gutachten i. Auftr. d. Senators f. Bau- u. Wohnungswesen, vervielf. Mskr., Berlin.
- ASMUS, U., 1981: Vegetationskundliches Gutachten über das Südgelände des Schöneberger Güterbahnhofs. - Gutachten i. Auftr. d. Senators f. Bau- u. Wohnungswesen, vervielf. Mskr., Berlin.
- BARKMAN, J. J., DOING, H. & S. SEGAL, 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. - Acta Bot. Neerl. 13: 394-419.
- BÖCKER, R., AUHAGEN, A., BROCKMANN, H., KOWARIK, I., SCHOLZ, H., SUKOPP, H. & F. ZIMMERMANN, 1991b: Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen von Berlin (West) mit Angaben zur Gefährdung der Sippen, zum Zeitpunkt ihres ersten spontanen Auftretens und zu ihrer Etablierung im Gebiet sowie zur Bewertung der Gefährdung. In: AUHAGEN, A., PLATEN, R. & H. SUKOPP (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin 1990. - Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung S 6: 57-88.
- BÖCKER, R., GRENZIUS, R., PLATEN, R., LINDER, W. & N. SCHACHT, 1991a: Monitoring für die Naturschutzgebiete von Berlin. - Natur u. Landschaft 66 (9): 436-438.
- ter BRAAK, C. J. F., 1987: CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 2.1), ITI-TNO. - Wageningen, 95 pp.
- CHAPMAN, A. G., 1935: The effects of black locust on associated species with special reference to forest trees. - Ecol. Monogr. 5: 37-60.
- CONNELL, J. H. & R. O. SLAYTER, 1977: Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. - Am. Natur. 111: 1119-1144.

- DFRANCEA, M. D., 1926: Beiträge zur Kenntnis der Robinie in Rumänien unter besonderer Berücksichtigung ihrer Kultur auf Sandböden der Oltenia. - Diss. Bukarest.
- GAMS, H., 1906: *Robinia pseudoacacia*. - In: Hegi, G.: Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. 4, T. 3, München.
- GÖHRE, K. (Hrsg.), 1952: Die Robinie (falsche Akazie) und ihr Holz. - Deutscher Bauernverlag, Berlin.
- JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. J. F. & O. F. R. VAN TONGEREN, 1987: Data analysis in community and landscape ecology. - Pudoc, Wageningen, 299 p.
- KOHLER, A., 1963: Zum pflanzengeographischen Verhalten der Robinie in Deutschland. - Beitr. naturk. Forsch. SW-Deutschl. 22 (1): 3-18.
- KOHLER, A. & H. SUKOPP, 1964: Über die Gehölzentwicklung auf Berliner Trümmerstandorten. - Ber. Deutsch. Bot. Ges. 76 (10): 389-406.
- KOWARIK, I., 1986: Vegetationsentwicklung auf innerstädtischen Brachflächen. - Beispiele aus Berlin (West). - Tuexenia 6: 75-98.
- KOWARIK, I., 1988: Floristisch-vegetationskundliche Grundlagenuntersuchung des Lenné-Dreiecks im Bezirk Tiergarten von Berlin mit einer vergleichenden Bewertung seines Floren- und Vegetationsbestandes. - Gutachten i. Auftr. d. Bezirksamtes Tiergarten. Berlin, vervielf. Mskr.
- KOWARIK, I., 1990: Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Gehölzsukzession ruderaler Robinienbestände in Berlin. - Verh. Berliner Bot. Ver. 8: 33-67.
- KOWARIK, I. & R. BÖCKER, 1984: Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in Mitteleuropa. - Tuexenia 4: 9-29.
- KOWARIK, I. & B. KRONENBERG (unter Mitarbeit von M. FIETZ, R., GRENZIUS, A. v. LÜHRTE, B. MACHATZI, G. MÖLLER, W. REINKE & A. SCHAEPE), 1990: Ökologisch-planerische Grundlagenuntersuchung Stadtnatur Moabiter Werder. - Gutachten i. Auftr. d. Bundesgartenschau Berlin 1995 GmbH, 2 Bd. Berlin, vervielf. Mskr.
- van der MAAREL, E., 1979: Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity. - Vegetatio 39: 97-114.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & R. BUCHWALD, 1986: Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. - Ber. ANL 10: 41-60.
- SACHSE, U., 1989: Die anthropogene Ausbreitung von Berg- und Spitzahorn. Ökologische Voraussetzungen am Beispiel Berlins. - Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung 63: 1-132.
- SEIDLING, W., 1990: Räumliche und zeitliche Differenzierungen der Krautschicht bodensaurer Kiefern-Traubeneichenwälder in Berlin (West). - Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme (Göttingen), Reihe A 61: 1-261.
- SUKOPP, H. (Hrsg.), 1990: Stadtoökologie. Das Beispiel Berlin. - Reimer, Berlin, 455 S.
- WOLF, G. & U. BOHN, 1991: Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung. - Schr. Reihe Vegetationskde. 21: 9-19.

Adresse

Prof. Dr. Ingo Kowarik
 Institut für Landespflege und Naturschutz
 Universität Hannover
 Herrenhäuser Str. 2

D - 3000 Hannover 21

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1992

Band/Volume: [21_1992](#)

Autor(en)/Author(s): Kowarik Ingo

Artikel/Article: [Zur Rolle nichteinheimischer Arten bei der Waldbildung auf innerstädtischen Standorten in Berlin 207-213](#)