

Wälder und Forsten auf ursprünglichen und anthropogenen Standorten

mit einem Beitrag zur syntaxonomischen Einordnung ruderaler Robinienwälder

- Ingo Kowarik, Hannover -

Abstract

The first part of this paper provides a terminological framework which may elucidate the man-made impact on tree stands growing on natural as well as on anthropogenic sites. The main criteria are (1) the man-made changes of the sites, and (2) the anthropogenic changes in the composition of the tree layer indicated by the ratio of planted and spontaneously established trees. The proposed terms allow a differentiated analysis of planted and spontaneous tree stands on the level of biotope types. In the second part, the focus lies on ruderal forests. Using spontaneously established stands of *Robinia pseudoacacia* as an example, the differentiation of new woody vegetation types on urban-industrial sites is illustrated. Consequences for the syntaxonomic system are discussed.

1. Die Formation Wald auf und außerhalb von Waldflächen

Wald als beherrschendes Element der ursprünglichen Naturlandschaft hat in vielen Kulturlandschaften Mitteleuropas erheblich an Fläche eingebüßt. Nach einer Erhebung des Statistischen Bundesamtes betrug der Anteil der Waldfläche in Deutschland im Jahr 1994 etwa 30%. Dennoch können wir davon ausgehen, daß weit mehr als ein Drittel Deutschlands von Wäldern bewachsen ist. Wie ist dieser Widerspruch zu erklären?

In den amtlichen Statistiken wird der Waldanteil nach der Flächennutzung bestimmt, und in diesem Sinne gehören auch Holzlagerplätze und großflächige Kahlschläge zur Waldfläche. Dagegen finden Baum-beherrschte Gehölzbestände in Gärten, Grünflächen, an Verkehrsweegen wie auch auf landwirtschaftlichen oder urban-industriellen Brachflächen keine Berücksichtigung als Waldfläche. Wird Wald nach der forstlichen Nutzung definiert, so ist dies folgerichtig. Wenn wir jedoch den vegetationskundlichen, in der Tradition von GRISEBACH (1838) gebräuchlichen Formationsbegriff zur Anwendung bringen, so sind auch andere als die forstlich genutzten Gehölzbestände zur Formation Wald zu zählen, da die Formation physiognomisch durch das Vorherrschen der Wuchsform Baum definiert wird und nicht durch eine Nutzung oder durch Eigentumsverhältnisse.

Nach PASSARGE (1966) wird die Formation Wald („silvosa“) durch langlebige, +/- geschlossene, 2/3 der Fläche beschirmende natürliche oder naturfremde, in Schichten gegliederte Baumbestände mit einer Mindesthöhe von 5-10 m gebildet. Die Bodenvegetation wird dabei weitgehend von den Bedingungen innerhalb des Bestands (z.B. Waldklima) bestimmt. Über den Grundgehalt dieser Formationsdefinition dürfte Konsens herrschen, obwohl es kein allgemein anerkanntes System der Formationen gibt (PFADENHAUER 1993, WILMANN 1993)

und die Mindestanforderung an die Baumhöhe und -deckung schwankt. Hier wird dem Vorschlag von SCHUBERT (1991) gefolgt, der bei Baumbeständen mit einer Höhe von >5 m und einer Deckung von 30-60% von offenem und bei einer Deckung von >60% von geschlossenem Wald spricht.

Die vegetationskundliche Untersuchung und Gliederung der Formation Wald erfolgte in der Vergangenheit nahezu ausschließlich anhand von Beständen, die über mehrere Jahrhunderte Wald gewesen waren oder sich zumindest lange unter forstlicher Nutzung befunden haben. Da sich die syntaxonomische Gliederung im wesentlichen auf die Analyse von Beständen gründet, die als naturnah angesehen wurden, ergibt sich eine doppelte Herausforderung: Wie sind die durch forstliche Nutzung teilweise erheblich umgewandelten Bestände auf traditionellen Waldstandorten zu behandeln? Und wie sollen diejenigen Gehölzbestände angesprochen werden, die zwar aufgrund der Dominanz von Bäumen zur Formation Wald zählen, jedoch aufgrund ihrer Genese und der ihrer Wuchsorte so gar nicht in das traditionelle Bild von Wald passen? Beide Fragen gewinnen an Bedeutung, wenn die Vermutung zutrifft, daß in der realen Vegetation Bestände beschriebener Waldgesellschaften wahrscheinlich eine geringere Fläche als die übrigen der gleichen Formation einnehmen.

Die Frage, was zur Formation Wald zählt, ist nach einer Definition wie der von PASSARGE einfach zu beantworten: Ein geschlossener Baumbestand auf einer Bergbau-Halde oder in einem städtischen Park gehört ebenso dazu wie ein Fichtenforst oder ein naturnaher Bestand auf einem alten Waldstandort. Wie nun ein gepflanzter Forst an Stelle einer ursprünglichen Waldgesellschaft syntaxonomisch anzusprechen sei, ist trotz mannigfaltiger Ansätze bislang nicht zur allgemeinen Zufriedenheit gelöst. Die Spannbreite reicht von der Nichtbeachtung von Forsten als Vegetation bis hin zu ihrer Beschreibung auf Assoziationsebene. Als vermittelnde Position kann die Analyse nach den Prinzipien des Braun-Blanquet-Ansatzes bei gleichzeitiger Integration des Entstehungszusammenhanges in den Gesellschaftsnamen gelten: als *Forstgesellschaften* nach TÜXEN (1950) und MEISEL-JAHN (1955) oder über die Verwendung der Vorsilbe Pseudo- bzw. Culto-, die PASSARGE (1962) bzw. HADAC & SOFRON (1980) vorgeschlagen haben. Da Pflanzengesellschaften ansonsten nach ihrer charakteristischen Artenkombination und nicht mit Bezug auf ihre Entstehung benannt werden (vgl. die Benennung anthropogener Grünlandgesellschaften), ist die gesonderte Behandlung von Forsten inkonsequent. Dies gilt unter der Voraussetzung, daß Forste grundsätzlich als Bestandteil der Vegetation akzeptiert werden. Die hierfür sprechenden Argumente sind von ZERBE & SUKOPP (1995) ausführlich behandelt worden.

Die Schwierigkeit des Anschlusses forstlicher Pflanzungen an das System der „natürlichen“ Waldgesellschaften mögen einerseits auf die geringe Verfügbarkeit von Charakterarten zurückzuführen sein, die auch von artenarmen Waldgesellschaften bekannt ist. Hierauf hat bereits PASSARGE (1962) mit Hinweis auf das *Betulo-Quercetum* aufmerksam gemacht. ZERBE (1993) hat bei der Analyse des *Galio hercynici-Piceetum* gezeigt, daß diese Probleme nicht unüberwindbar sein müssen. Andererseits könnten Widerstände, einen Fichtenforst, selbst wenn er eine ihn charakterisierende Artenkombination hätte, als ein *Piceetum* zu beschreiben, auf das Mißverständnis zurückzuführen sein, die Zuerkennung eines Assoziationsranges zeichne einen bestimmten Typ von Pflanzenbeständen als wertvoller im Vergleich zu anderen aus, die nur „einfache“ Bestände seien. Auch wenn damit der naturwissenschaftliche, in der Beschreibung zunächst wertfreie Ansatz der Pflanzensoziologie verlassen wird, ist das Bedürfnis verständlich, Bestände leicht nachvollziehbar kenntlich zu machen, die sich in ihrer Entstehung, ihrer anthropogenen Beeinflussung oder in der Kontinuität ihrer Existenz erheblich voneinander unterscheiden. Derartige Parameter sind nicht nur ökologisch, sondern auch für Naturschutz-Bewertungen höchst bedeutsam. Nur ist es nicht die Aufgabe syntaxonomischer Beschreibungen und Gliederungen, Bewertungen nach solchen Gesichtspunkten zu antizipieren.

Als eine Lösung wird in Kapitel 2 vorgeschlagen, die anthropogene Beeinflussung von Beständen der Formation Wald und die ihrer Wuchsorte auf einer Ebene zwischen der Formation und den syntaxonomischen Klassifizierungen zu würdigen. Dies löst nicht das Problem der syntaxonomischen Einordnung, vermittelt jedoch den Weg zu einer umfassenden, vorurteilsfreien Differenzierung der Formation Wald, und zwar unter Einschluß von Gehölzbeständen urban-industrieller Standorte.

2. Unterscheidung von Wäldern und Forsten auf der Ebene von Biotoptypen

Innerhalb wie außerhalb traditioneller Wälder können Baumbestände aus einer initialen Pflanzung oder aus einer Sukzession hervorgegangen sein. Für die Formationszuordnung spielen die Art der Bestandsgründung oder das Indigenat der Baumarten keine Rolle, da über die Formation in naturwissenschaftlicher statt in kulturhistorischer Perspektive entschieden wird: Zu beurteilen ist, ob die Wuchsform Baum dominiert und nicht, ob die Bäume gepflanzt oder erst durch menschliche Hilfe in das Gebiet gelangt sind. Diese Unterschiede können jedoch die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften und die Biotopeigenschaften erheblich beeinflussen, wie zahlreiche Arbeiten belegt haben (z.B. PASSARGE 1962, ELLENBERG et al. 1986, ZERBE 1993). Sie sind daher auch für den Naturschutz von großer Bedeutung. So ist es sinnvoll, unterhalb der Formationsebene zu einer Differenzierung zu gelangen, die ökologisch relevante Unterschiede offenlegt. Eine solche Ebene ist die von Biotoptypen, die nach naturwissenschaftlichen (z.B. edaphischen oder vegetationskundlichen) und nach kulturhistorischen Merkmalen (z.B. Entstehungszusammenhang oder Nutzung) gegliedert werden. (Da sich ein die ursprüngliche Definition überschreitendes Verständnis des Biotopbegriffes eingebürgert hat, sei nur am Rande erwähnt, daß es sich bei Einbeziehung anderer als abiotischer Merkmale eigentlich um Ökotoptypen handelt.)

Einem jüngst vorgeschlagenen Ansatz (KOWARIK 1995a) folgend, sollen hier Bestände der Formation Wald auf der Ebene von Biotoptypen gemäß des menschlichen Kultureinflusses, dem sie und ihre Standorte unterliegen, terminologisch differenziert werden. Dieser Ansatz ist flächendeckend anwendbar, paßt also auf alte Waldstandorte ebenso wie auf urban-industrielle Gehölzbestände. Wälder und Forsten werden jeweils auf Standorten abgegrenzt, die sich wesentlich in ihrer Naturnähe unterscheiden (vgl. 2.1, 2.2). Dieser Ansatz löst nicht die syntaxonomischen Probleme, kann aber bei angewandten Fragestellungen des Naturschutzes hilfreich sein, die heute zumeist auf der Grundlage von Biotop(typen)kartierungen behandelt werden.

2.1. Abgrenzung von Wäldern und Forsten

Ursprünglich ist „Forst“ ein Rechtsbegriff, der einen durch einen besonderen Rechtsakt gegen allgemeine Nutzung geschützten Wald bezeichnet (HASEL 1985). In der Vegetationskunde wird der Begriff Forst dagegen zumeist für die Bezeichnung eines künstlich begründeten Waldes im Gegensatz zum natürlichen oder naturnahen Wald verstanden (FUKAREK et al. 1964: 38). Die künstliche Begründung eines Gehölzbestands durch Ansaat oder Anpflanzung der Zielbaumarten ist damit das wesentliche Unterscheidungsmerkmal eines Forstes im Vergleich zu Wald. Weitere Merkmale von Forsten sind die Gleichaltrigkeit der obersten Baumschicht und die zumeist einheitliche Struktur der Pflanzungen, die durch Pflege aufrechterhalten wird. Im einzelnen ist die Abgrenzung vielfach unklar geblieben (WILMANN 1993: 365), obwohl vor allem in den 50er und 60er Jahren wichtige Arbeiten zu diesem Thema erschienen sind (z.B. BUCHWALD 1951, VON HORNSTEIN 1950, 1954, MEISEL-JAHN 1955, WECK 1956, PASSARGE 1962, SCHLÜTER 1965).

Es ist sinnvoll, die anthropogene Begründung eines Gehölzbestands durch Ansaat oder Pflanzung als obligates Definitionskriterium für Forste zu verwenden, da diese Art der Bestandsbegründung mit der nachfolgenden Pflege auch spätere, ökologisch bedeutsame Eigenschaften der Bestände präjudiziert: z.B. die Vereinheitlichung des Artenspektrums (auch der genetischen Vielfalt), der Altersstruktur, des Schichtenaufbaus und der Bestandsstruktur mitsamt der hierdurch bewirkten ökosystemaren Veränderungen im Vergleich zu nicht gepflanzten Waldbeständen.

Eine allgemeinere Forst-Definition haben dagegen ZERBE & SUKOPP (1995) vorgeschlagen: Hiernach könnten bereits erhebliche anthropogene Veränderungen der Artenzusammensetzung innerhalb einer Schicht zu einer Einschätzung eines Bestands als Forst führen, auch wenn diese Veränderungen nicht durch eine künstliche Begründung, sondern durch Nutzung (z.B. Niederwaldwirtschaft, Waldweide) oder durch anthropogene Standortveränderungen (z.B. bei spontanen Gehölzbeständen auf Trümmerschutt) bewirkt werden. Dieser Auffassung wird hier aus zwei Gründen nicht gefolgt. Einerseits wird die Abgrenzung zu Wäldern angesichts der verbreiteten forstlichen Einflüsse auf Bestände und Standorte durch eine derart offene Forst-Definition erschwert. Wenn die Abweichung des Artengefüges, die zur Einschätzung eines Bestands als Forst führt, mit einem Vergleich zu wenig beeinflussten Beständen ermittelt wird, so wird hier ein historischer Maßstab angelegt. Alle Gehölzbestände auf neuartigen Standorten wären automatisch Forste, auch wenn sie aus einer Sukzession hervorgegangen sind und sich weitgehend ungestört entwickeln. Hiermit würden der Begriff Wald auf ursprüngliche Bestände beschränkt und der Begriff Forst weit über seinen traditionellen Bezugsrahmen erweitert.

Die vorhergesagte Veränderung von Klimaparametern wird den Wechsel in der Artensammensetzung bzw. in den Dominanzverhältnissen verstärken, der bereits als Ergebnis von Stoffeinträgen in der Baum- wie auch in der Krautschicht zu verzeichnen ist. In der Konsequenz werden sich in Forsten wie in „naturnahen“ Wäldern Unterschiede zur ursprünglichen Vegetation ergeben (vgl. z.B. KOWARIK & Sukopp 1984, THOMASIIUS 1991, HOFMANN 1985). Weitere Veränderungen sind infolge der Einführung nichteinheimischer Arten zu erwarten, die als Agriophyten auch Bestandteil naturnaher Wälder werden können (LOHMEYER & SUKOPP 1992). Zwar hat sich bislang nur ein geringer Anteil von etwa 2% der 3150 Gehölzarten, die wahrscheinlich nach Deutschland eingeführt worden sind, dauerhaft einbürgern können. Jedoch wächst dieser Anteil langsam und kontinuierlich, selbst wenn keine neuen Arten mehr eingeführt werden (KOWARIK 1995b).

Aufgrund der zu erwartenden Veränderungen wird hier einer definitorischen Abgrenzung von Wäldern und Forsten der Vorzug gegeben, die ohne einen Abgleich mit dem als ursprünglich angesehenen Artengefüge auskommt. Die künstliche Begründung eines Bestands sei das ausschlaggebende Definitionsmerkmal eines Forstes, wobei Veränderungen der Artenzusammensetzung in den verschiedenen Schichten, die anderen anthropogenen oder natürlichen Ursachen geschuldet sind, für die Wald-Forst-Abgrenzung unerheblich seien.

In diesem Sinne soll auch die Herkunft der Baumarten - anders als bei der „Forstgesellschaft“ TÜXENS (1950) oder MEISEL-JAHNS (1955) - keine Rolle spielen. Ein gepflanzter Fichtenbestand auf einem Fichtenwaldstandort ist ebenso ein Forst wie ein Douglassienbestand auf einem Buchenwaldstandort. Daß die Begründung und Fortschreibung einer einheitlichen Populationsstruktur auch bei einer standortgemäßen einheimischen Art wesentliche Spätfolgen für die Gesundheit des Bestands haben können, haben jüngere Untersuchungen gezeigt (vgl. REHFUESS 1995, ELLENBERG 1995). Hiernach ist in manchen Fällen das „Waldsterben“ eher ein „Forststerben“. Wenn das Indigenat der dominierenden oder auch begleitenden Arten für die Wald-Forst-Abgrenzung ohne Belang ist, so können folgerichtig auch Neophyten am Aufbau von Wäldern teilhaben. Angesichts des Phänomens der Agriophytie und der absehba-

ren Veränderung der Umwelt erscheint die noch von WECK (1956) vorgesehene Bindung des Waldbegriffes an autochthone als die bestandsaufbauenden Arten nicht mehr zeitgemäß.

Dieser Ansatz soll die Bedeutung historischer Vegetationsanalysen nicht infrage stellen. Zur Abgrenzung von Wäldern und Forsten sollte jedoch ein Kriterium benutzt werden, das heute wie in der Zukunft annähernd exakt abschätzbar ist: der Vorgang der anthropogenen Begründung und Fortschreibung eines Gehölzbestands oder - von der anderen Seite betrachtet - das Ausmaß der Selbstregulation innerhalb der Populationen eines Gehölzbestands, das in der Zusammensetzung der Baumschicht seinen Ausdruck findet.

Nach dieser grundsätzlichen Klärung stellt sich die Frage, wie die Abgrenzung von Wäldern und Forsten praktisch erfolgen soll. Da in vielen als naturnah angesehenen Beständen Pflanzungen erfolgt sind und andererseits Gehölzarten auch in Forsten spontan in großer Menge einwandern können, muß ein Übergang zwischen beiden Kategorien bedacht werden. Als Indikator zur Abgrenzung von Wäldern und Forsten soll der Mengenanteil künstlich eingebrachter Baumindividuen in der Baumschicht (> 5 m) dienen (KOWARIK 1995a): Überwiegen die angepflanzten Individuen, so handelt es sich um einen Forst, fällt ihr Anteil unter 50%, so kann der Bestand als Wald angesprochen werden. Mit diesem Indikator, der bei Kenntnis der Bestandsgeschichte einfach handhabbar ist, kann auch die dynamische Entwicklung von Forsten zu Wäldern (z.B. über das Aufwachsen der Naturverjüngung als Ergebnis bewußter Förderung oder nachlassender Bestandspflege) und umgekehrt die Umwandlung von Wäldern zu Forsten eingeschätzt werden. Hieraus ergibt sich die folgende definitorische Abgrenzung von Forst und Wald, die Bestandshöhe und -schluß (nach SCHUBERT 1991) als Formationskriterien einbezieht:

Ein Forst ist ein künstlich begründeter Gehölzbestand mit einem Bestandsschluß von $> 60\%$, dessen Baumschicht über 5 m hoch ist und in der Mehrzahl von absichtlich eingebrachten Baumindividuen gebildet wird. Dagegen ist ein Wald ein Gehölzbestand mit einem Bestandsschluß von $> 60\%$, dessen Baumschicht über 5 m hoch ist und überwiegend das Ergebnis einer spontanen Vegetationsentwicklung (Sukzession) ist. Bei einem Bestandsschluß von 40-60% kann man von einem offenen Forst bzw. Wald sprechen.

Bei den Wäldern kann eine weitere Unterteilung in weitgehend unbeeinflusste und in solche Bestände erfolgen, die durch Bewirtschaftung zwar deutlich verändert, jedoch noch nicht zu einem Forst gemäß der obigen Definition geworden sind. Traditionell werden solche Bestände als Wirtschaftswälder angesprochen, wenn sie „den natürlichen primären Charakter .. (noch) erkennen lassen“ (VON HORNSTEIN 1954: 695f.). Hier lassen sich historische (z.B. Hudewälder, Niederwälder) von aktuellen Wirtschaftswäldern trennen.

2.2. Abgrenzung unterschiedlich naturnaher Standorte

Wälder und Forsten können nach der in Kap. 2.1. abgeleiteten Definition sowohl auf traditionellen Waldstandorten als auch auf solchen Standorten unterschieden werden, die über eine lange Zeit waldfrei (z.B. Landwirtschaftsflächen) oder noch nie von Beständen der Formation Wald bedeckt waren (neuartige urban-industrielle Standorte). Bei der weiteren terminologischen Differenzierung der Wälder und Forsten auf Biotopebene soll die historische Perspektive einbezogen werden. Dies kann gelingen, wenn die Naturnähe der Standorte als Maß der Abweichung von ursprünglichen Verhältnissen berücksichtigt wird. Da unter Naturnähe oder Natürlichkeit in der Vegetationskunde verschiedenes verstanden wird, ist hierzu ein kleiner Exkurs notwendig:

In der Vegetationskunde sind mehrere Skalen in Gebrauch, die verschiedene Stufen der Naturnähe bzw. Natürlichkeit (z.B. WESTHOFF 1951, VON HORNSTEIN 1954, ELLENBERG 1963) oder der Hemerobie (menschlicher Einfluß als reziprokes Maß für Natürlichkeit, z.B. JALAS

1955, SUKOPP 1972) unterscheiden (vgl. z.B. die Übersichten von DIERSCHKE 1985, KOWARIK 1988). Diese Skalen besitzen, so verschieden ihre Bezeichnungen auch sind, eine Gemeinsamkeit: Die Autoren haben es nicht für notwendig erachtet, den Nullpunkt, das was die Natürlichkeit oder das Fehlen menschlicher Beeinflussung ausmachen soll, präzise und nachvollziehbar zu definieren.

Daß die ursprüngliche Vegetation, die unter ähnlichen klimatischen Bedingungen bestanden hat, ohne der Kulturtätigkeit des Menschen unterworfen zu sein, diesen Nullpunkt darstellt, ist nur eine von zwei Möglichkeiten. Die andere wäre ein Stadium, das wie die potentielle natürliche Vegetation (PNV) im Sinne von TÜXEN (1956) frei von reversiblen anthropogenen Beeinträchtigungen ist, jedoch die irreversiblen Standort- und auch Florenveränderungen einschließt. Im ersten Fall ist die Natürlichkeit über einen historischen Vergleich mit der als ursprünglich angesehenen Vegetation zu bestimmen, wogegen im zweiten Fall der Grad der Selbstregulation und die Freiheit von reversiblen anthropogenen Einflüssen ausschlaggebend sind. Die Differenzierung zwischen reversiblen und irreversiblen Kultureinflüssen kann wie bei der Konstruktion der PNV vorgenommen werden. Die in aktualistischer Betrachtung natürlichste (= ahemerober) Vegetation kann jedoch von der PNV abweichen, da sie als konkretes Ergebnis einer Sukzession unter Einschluß bestandsgesteuerter Standortveränderungen vorzustellen ist, wogegen die PNV ein hypothetisches Konstrukt ist, das die höchstentwickelte Vegetation auf der Grundlages des aktuellen Standortpotentials darstellt (vgl. hierzu KOWARIK 1987).

Die Unterscheidung dieser beiden Perspektiven der Natürlichkeit, der historischen wie der aktualistischen, ist sinnvoll, da sie unterschiedliche Informationen vermitteln. Der historische Ansatz erlaubt eine Aussage über die Veränderung der Landschaft im Vergleich zu früheren Zuständen, der aktualistische eine zur Ausfüllung des durch irreversible anthropogene Rahmenbedingungen fixierten Spielraumes innerhalb einer Sukzessionsserie. Liegen keine irreversiblen Standortveränderungen vor, kommen beide Ansätze zum gleichen Ergebnis. Beide Nullpunkte haben gemeinsam, daß sie vegetationskundlich nicht mit Sicherheit hinsichtlich des Vorkommens und der Dominanzverhältnisse der Arten zu bestimmen sind. Bei der ursprünglichen Vegetation entstehen Unwägbarkeiten aus der anthropogenen und natürlich gesteuerten Einwanderungsgeschichte von Arten, aus klimatischen Abweichungen und auch aus der unklaren Wirkung menschlicher Eingriffe in den Großtierbestand (z.B. BEUTLER & SCHILLING 1991). Auf neuartigen Standorten, die zum ersten Mal besiedelt werden, oder bei Beteiligung von Neophyten mit einem hohen Bauwert muß die Vorstellung von einem Endstadium der Sukzession hypothetisch verbleiben. Trotz dieser Schwierigkeiten kann die Annäherung an beide Nullpunkte - rückblickend bzw. vorausschauend - auf einer Ordinalskala eingeschätzt werden.

Nach dem Vorschlag von KOWARIK (1988) wird hier die über einen historischen Vergleich bestimmte Natürlichkeit eines Standortes als *Naturnähe* bezeichnet. Hierzu können Skalen wie die von HORNSTEIN oder von ELLENBERG benutzt werden. Die Natürlichkeit, die nach dem Grad der Selbstregulation innerhalb eines Bestands bemessen wird, soll hingegen als *Hemerobie* (nach JALAS 1955) angesprochen werden. Hierzu muß als Nullpunkt der Hemerobieskala, die von SUKOPP (1972) und KOWARIK (1988) auf schließlich 9 Stufen erweitert worden ist, die höchstentwickelte Vegetation definiert werden, die sich frei von reversiblen anthropogenen Einflüssen entwickelt.

In Tab. 1 sind vier Standorttypen von Wäldern und Forsten unterschieden worden: alte Waldstandorte, Landwirtschaftsstandorte, Gärten und Parke sowie urban-industrielle Standorte. Diese Reihung erfolgt nach der Naturnähe der Standorte. Sie berücksichtigt Kategorien-sprünge (Strukturkatastrophen in der Sprache von KREEB et al. 1981), die sich aus der anthropogenen Umwandlung ursprünglicher Waldstandorte ergeben haben. Diese einfache Gliede-

Tab. 1: Terminologische Differenzierung verschiedener Typen von Forsten und Wäldern auf alten Waldstandorten, Landwirtschaftsflächen, Gärten und Parks sowie auf ruderalen Standorten.

		Wälder		Forsten
Naturnähe der Standorte	alte Waldstandorte	primäre Wälder („Urwälder“)	Wirtschaftswälder (traditionelle / aktuelle)	Wirtschaftsforsten
	landwirtsch. Standorte	sekundäre Wälder („Anflugwälder“)	einige Hecken, sekundäre Wirtschaftswälder	Obstforsten, sekundäre Forsten
	Gärten und Parkanlagen	[Waldparke]	Parkwälder	Parkforsten
	Ruderalstandorte	tertiäre Wälder („ruderale Wälder“)	ruderale Parkwälder, [Verkehrswälder]	ruderale Forsten, ruderales Parkforsten, Verkehrsforsten

anthropogene Beeinflussung der Bestände
(Indikator: Anteil spontaner Individuen in der Baumschicht)

zung schließt die Möglichkeit abweichender Naturnäheinschätzungen ein: So können alte Parkstandorte naturnäher als intensiv bewirtschaftete Flächen der Landwirtschaft sein.

Für die Differenzierung der Gehölzvegetation sind nicht nur die zunehmenden Abwandlungen der Bodeneigenschaften wichtig (vgl. z.B. Tab. 4 in BLUME & SUKOPP 1976), sondern auch die steigende räumliche Isolation von „alten“ Waldstandorten. Sie schließt den Nachschub von Waldarten aus der Diasporenbank mit zunehmender Dauer und Intensität anderer Landnutzungen aus und begrenzt die Einwanderungsmöglichkeiten von Arten, die an kurze Ausbreitungsentfernungen angepaßt sind (PETERKEN & GAME 1984, DWONKO & LOSTER 1990, POSCHLOD 1991).

Auf allen vier Standorttypen können Forste gegen Wälder abgegrenzt und letztere weiter nach dem Maß der anthropogenen Beeinflussung der Baumschicht unterteilt werden. Zur terminologischen Differenzierung wird das Begriffspaar Wald/Forst konsequent verwendet, wobei nutzungsbezogene Zusätze angefügt werden (z.B. Obstforst für geschlossene Streuobstwiesen oder Intensivkulturen, Parkforst oder -wald für gärtnerisch angelegte oder beeinflusste Gehölzbestände). Die Trennung primärer, sekundärer und tertiärer Wälder ist auf deren Standorte bezogen, nicht jedoch auf mögliche Regenerationsstadien eines Bestands. Bei den tertiären Wäldern wird die (wohl geringe) Gefahr einer Verwechslung mit 'Wäldern des Tertiärs' in Kauf genommen. Diese Bezeichnung, mit der die Neuartigkeit von Waldstandorten gewürdigt werden soll, ist in ähnlichem Sinn bereits von VON HORNSTEIN (1950: 171) gebraucht worden, der als „Tertiärtypen“ solche Bestände bezeichnet hat, die auf degenerierten Waldböden aufwuchsen und sich wegen der Standortunterschiede auch in ihrer Zusammensetzung von ursprünglichen Wäldern unterschieden. Auch Wälder, die im Zuge einer primären Sukzession auf großflächig offengelegten Substraten in Bergbaufolgelandschaften aufwachsen (z.B. TISCHEW 1995), gehören zu den tertiären Wäldern. Genauere Angaben zur Ableitung der Termini und Beispiele für die verschiedenen Typen sind bei KOWARIK (1995a) enthalten.

grad der Bestände geeignet, da er nicht nur von der Pflanzung als vergangenem Eingriff, sondern auch von der Bestandspflege bzw. der zugelassenen natürlichen Bestandsdynamik bestimmt wird. Der Hemerobiegrad sinkt zumeist mit der Zeit (und damit mit wachsendem Abstand zu dem Störungsereignis, das der Bestandsgründung vorausgegangen ist), ist jedoch keine ausschließliche Funktion des Alters, wie das Beispiel der Verkehrsforste veranschaulicht. In Abb. 1 ist das Zusammenspiel beider Natürlichkeitsskalen, der historisch ausgerichteten Naturnähe und der aktualistisch aufgefaßten Hemerobie skizziert. Ein ruderaler Wald steht demnach auf einem Standort mit geringer Naturnähe („künstlich“), kann jedoch ein hohes Maß an Natürlichkeit (niedrige Hemerobiestufe) im Vergleich zu anderen Gehölztypen erreichen, deren Artenzusammensetzung stärker von menschlicher Einflußnahme abhängt.

Der Vorteil der in Tab. 1 enthaltenen terminologischen Gliederung liegt in ihrer umfassenden Anwendbarkeit auf alle Bestände der Formation Wald. Sie wirkt jedoch gleichzeitig der Gefahr der Austauschbarkeit von Gehölzbeständen entgegen, da sie Differenzierungen nach beiden Perspektiven der Natürlichkeit nachvollziehbar einschließt. So läßt sie mit der Trennung primärer, sekundärer und tertiärer Wälder immer noch den unterschiedlichen Ursprung von Beständen erkennen, die in aktualistischer Perspektive jeweils natürlich sind. Andererseits wird mit der Unterscheidung verschiedener Typen von Wäldern und Forsten auf ursprünglichen wie anthropogenen Standorten der Kultureinfluß offengelegt, dem sie in der Vergangenheit unterworfen waren.

3. Zur syntaxonomischen Einordnung ruderaler Wälder

Daß auch Städte potentielle Standorte der Formation Wald sind, zeigen nicht zuletzt die Gehölzbestände, die auf urban-industriellen Ruderalstandorten aufgewachsen sind. Hierunter werden Standorte mit anthropogenen Böden verstanden, die zumeist aus Aufschüttungen bzw. aus einer Mischung anthropogener und natürlicher Ausgangsmaterialien hervorgegangen sind (z.B. Trümmerschuttböden, Bahnstandorte, Deponien aus Müll, Bauschutt, Klärschlamm u.a., Bergehalde des Bergbaues).

Gehölzbestände aus Baumarten, die hier spontan aufgewachsen sind, werden gemäß der in Kap. 2 vorgestellten Einteilung als ruderaler oder tertiäre Wälder bezeichnet, sofern sie die Formationskriterien erfüllen. Sie unterscheiden sich von den primären und sekundären Wäldern einerseits durch die abiotischen Besonderheiten der anthropogenen Standorte, andererseits durch deren geringe Kontinuität. Alle Arten mußten im Zuge einer Sukzession (oftmals einer primären bzw. eines Zwischentyps zu einer sekundären Sukzession, vgl. REBELE 1992) die neuen Standorte besiedeln, und zwar häufig in räumlicher Isolation zu anderen Gehölzbeständen. Die Einwanderung von Waldarten mit begrenzter Ausbreitungsfähigkeit ist beschränkt, die synanthroper Arten aus dem Siedlungsumfeld dagegen oftmals begünstigt.

Obwohl in größeren Siedlungsgebieten das Artenspektrum beträchtlich um nichteinheimische Gehölzarten erweitert ist (z.B. 182 spontan vorkommende nichteinheimische Arten in Berlin im Vergleich zu 132 in Brandenburg, KOWARIK 1992a), haben nur wenige Baumarten eine Dominanz in ruderalen Wäldern erreicht, wie verschiedene Übersichten zeigen (z.B. KOHLER & SUKOPP 1964, BECHER & BRANDES 1985, REBELE 1986, DIESING & GÖDDE 1989, HURTIENNE 1990, PASSARGE 1990, REIDL 1989, KUNICK 1990, DETTMAR 1992, KOWARIK 1992a, b). Die meisten Aufnahmen von Ruderalstandorten liegen von Beständen mit *Betula pendula* (zum Teil mit *Salix caprea*) und mit *Robinia pseudoacacia* vor. Weiter sind Bestände verschiedener Pappel- (*Populus tremula*, *P. canescens*, *P. alba*, *P. x canadensis*) und Ahorn-Arten (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *A. negundo*) häufig am Aufbau ruderaler Gehölzvegetation beteiligt. Seltener sind dagegen geschlossene Bestände von *Ailanthus altissima* (KOWARIK & BÖCKER 1984).

In Gebieten mit subkontinental oder submediterran getöntem Klima, in denen die Robinie besonders konkurrenzstark ist (KÖHLER & SUKOPP 1964, KÖHLER 1968), kann sie beim Aufbau ruderaler Wälder eine noch bedeutendere Rolle als *Betula pendula* spielen. So wird die Gehölzvegetation Berliner Brachflächen trotz häufiger Vorkommen vieler Arten von nur wenigen dominiert: an erster Stelle von *Robinia pseudoacacia*, an zweiter von *Betula pendula* (Tab. 2). In eher atlantisch getönten Gebieten wie dem Ruhrgebiet ist dagegen die Sandbirke mit Abstand die dominierende Gehölzart auf urban-industriellen Brachen und auf Bergeshalden (REIDL 1989, HURTIENNE 1990, DETMAR 1992). Gleiches trifft auch für Sukzessionsserien im Bereich von Abgrabungen und Aufschüttungen außerhalb des Siedlungsbereiches zu (PRACH 1994, PRACH & PYSEK 1994).

Da die syngenetischen und syndynamischen Bezüge zwischen tertiären und primären Wäldern mit deren spezifischen, zumeist nicht zur Fernverbreitung fähigen Arten weitgehend abgeschnitten sind, werden ruderale Wälder durch Apophyten, Archäophyten und Neophyten aufgebaut - und damit von Arten, die entweder für andere Vegetationseinheiten diagnostische Bedeutung haben oder für keine. Welche Möglichkeiten und auch Schwierigkeiten bei dem Versuch des Anschlusses ruderaler Gehölzvegetation an das syntaxonomische System bestehen, soll im folgenden am Beispiel von Robinienbeständen besprochen werden.

3.1. Gehölzvegetation mit *Robinia pseudoacacia*

Die lange bekannte Fähigkeit von *Robinia pseudoacacia*, als Schmetterlingsblütler Wuchsort wie Begleitvegetation über die Symbiose mit N_2 -fixierenden Bakterien der Gattung *Rhizobium* zu verändern (CHAPMAN 1934, GÖHRE 1952, HOFFMANN 1961), führt zu Gehölzgesellschaften, die sich in ihrer Artenzusammensetzung sehr deutlich von allen anderen unterscheiden. Charakteristisch sind nitrophile Arten, die wie *Galium aparine*, *Chelidonium majus*, *Geum urbanum* und vor allem *Sambucus nigra* Robinienbeständen in verschiedenen Mitteleuropas - und darüber hinaus (vgl. z.B. CELESTI GRAPOW & FANELLI 1993, CORNELINI 1993 für Italien) - gemeinsam sind.

Die Versuche, Robinienbestände vegetationskundlich einzuordnen, sind sehr unterschiedlich. Sie bewegen sich zwischen der Aufstellung einer eigenen, bis zu einzelnen Assoziationen untergliederten Klasse der *Robinietaea* (JURKO 1963) bis hin zu der Einschätzung, bei Robinienbeständen handele es sich nicht um Waldvegetation (KLAUCK 1986), und sie seien wegen der Prägung ihrer Krautschicht durch nitrophile ruderale Arten provisorisch an die *Galio-Urticetea* anzuschließen (MUCINA et al. 1993). DIESING & GÖDDE (1989) nehmen eine Zuordnung zu den *Epilobietaea*, OBERDORFER & MÜLLER (1983) zu den *Prunetalia* vor. Dem Versuch, die Vielfalt der Robinienbestände durch die Beschreibung verschiedener Gesellschaften gerecht zu werden (z.B. JURKO 1963, HADAC & SOFRON 1980) steht der Ansatz zur Zusammenfassung unter einem Gesellschaftsnamen gegenüber: als *Sambucus nigra-Robinia pseudoacacia*-Gesellschaft im Sinne von KLAUCK (1986) oder als *Robinia pseudoacacia*-Gesellschaft bei POTT (1995).

Hieraus ergeben sich für die syntaxonomische Bearbeitung folgende Fragen:

- a) Gehören Robinienbestände zur Formation Wald?
- b) Gehören Robinienbestände zur Vegetation?
- c) An welche Klasse des syntaxonomischen Systems können von *Robinia* dominierte Vegetationstypen angeschlossen werden, oder ist die Aufstellung einer eigenen Klasse notwendig?
- d) Sollen verschiedene Robinien-Gesellschaften unterschieden werden oder ist von einer einzigen durch *Robinia* geprägten Gesellschaft auszugehen?

Tab. 2: Vergleich der Häufigkeit von Gehölzarten (Bäume und ausgewählte Großsträucher) in der Flora Berliner Brachflächen mit ihrer Dominanz innerhalb der Gehölzvegetation von Brachflächen. Zum Vergleich wurden die Häufigkeits- bzw. Flächenanteile der Arten transformiert (100 = die häufigste bzw. die Gehölzart mit dem höchsten Flächenanteil an der Gehölzvegetation; Daten und Quellen in KOWARIK 1992)

Art	Häufigkeit in der Flora	Dominanz in der Gehölzvegetation
<i>Robinia pseudoacacia</i>	100	100
<i>Betula pendula</i>	91	80
<i>Populus tremula</i>	56	6 ¹⁾
<i>Populus alba</i>	61	8 ²⁾
<i>Populus x canadensis</i>	44	4
<i>Acer platanoides</i>	88	3 ³⁾
<i>Acer pseudoplatanus</i>	86	*
<i>Prunus serotina</i>	50	3
<i>Acer negundo</i>	70	2
<i>Prunus mahaleb</i>	36	2
<i>Quercus robur</i>	65	1
<i>Salix caprea</i>	49	1 ⁴⁾
<i>Ailanthus altissima</i>	44	1
<i>Hippophae rhamnoides</i>	16	1
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	12	1
<i>Crataegus monogyna</i>	74	<1
<i>Ulmus glabra</i>	53	<1 ⁵⁾
<i>Tilia cordata</i>	35	<1
<i>Malus domestica</i>	34	<1
<i>Sorbus intermedia</i>	22	<1
<i>Prunus domestica</i>	19	<1
<i>Celtis occidentalis</i>	19	<1
<i>Acer campestre</i>	48	-
<i>Sorbus aucuparia</i>	40	-
<i>Fraxinus excelsior</i>	35	-
<i>Prunus padus</i>	33	-
<i>Aesculus hippocastanum</i>	32	-
<i>Quercus rubra</i>	31	-
<i>Salix alba</i>	29	*
<i>Prunus avium</i>	28	-
<i>Carpinus betulus</i>	26	-
<i>Pyrus communis</i>	23	-
<i>Pinus sylvestris</i>	21	-
<i>Salix x rubens</i>	21	*
<i>Ulmus minor</i> agg.	21	*
<i>Tilia platyphyllos</i>	17	-
<i>Juglans regia</i>	16	-
<i>Laburnum anagyroides</i>	14	-
<i>Quercus petraea</i>	13	-
<i>Betula pubescens</i>	13	-
<i>Taxus baccata</i>	11	-
<i>Ulmus laevis</i>	11	*
<i>Populus nigra</i> 'Italica'	10	-
<i>Quercus cerris</i>	10	-
<i>Alnus glutinosa</i>	8	-
<i>Prunus cerasus</i>	8	-
<i>Ulmus pumila</i>	3	-
<i>Fagus sylvatica</i>	1	-

1) Deckungsanteil von *Populus tremula* ist höher, da Mischbestände mit *Betula pendula* dieser Art zugerechnet wurden; 2) incl. *Populus canescens*; 3) Angabe bezieht sich auf Mischbestände verschiedener *Acer*-Arten; 4) incl. anderer *Salix*-Arten; 5) incl. anderer *Ulmus*-Arten; * bei anderen Arten der gleichen Gattung einbezogen

Zugehörigkeit zur Formation Wald

Wenn Robinien Bestände mit einer Höhe >5 m und einer Deckung von über 60% aufbauen, was in subkontinental oder submediterran geprägten Gebieten Mitteleuropas und in Südeuropa häufig der Fall ist, so gehören diese Bestände nach den physiognomischen Kriterien zur Formation Wald. Aber auch die weitergehenden Merkmale, die z.B. PASSARGE (1966) zur Kennzeichnung der Formation benutzt, werden erfüllt. Es gibt allgemein einen klaren Schichtenaufbau, und die Krautschicht wird in starkem Maße von den Bedingungen des Bestands bestimmt: durch die Stickstoffanreicherung, die Veränderung von Bodeneigenschaften (KOHLER 1968) aber auch durch die Ausbildung eines eigenen Bestandsklimas (z.B. KLAUCK 1986). So ist in den *Sambucus*-Ausbildungen ruderaler Robinienbestände in Berlin eine Verminderung des relativen Lichtgenusses auf weniger als 3% (min. 1.3%) festgestellt worden (KOWARIK 1992a).

Diese Veränderungen des Standortes finden ihren Ausdruck auch in der Zusammensetzung der Biozöosen: Im Zuge der Sukzession von Trockenrasen zu geschlossenen Robinienbeständen kommt es bei Laufkäfern und Spinnen zu einem schnellen Dominanzwechsel von Offenlandbewohnern zu Waldarten (PLATEN & KOWARIK 1995, vgl. auch Tab. 3). Bemerkenswert ist, daß sich diese Veränderungen auch bei Beständen ergeben, die nur wenige 100 m² groß sind. Für derartige, knapp 40jährige spontane Bestände sind Grundflächen bis zu 39m²/ha errechnet worden (KOWARIK 1992a), die Vergleichswerte ähnlich alter Kiefern-Eichen-Wälder und -Forsten (z.B. SEIDLING 1990) übertreffen.

Die Bezeichnung geschlossener Robinienbestände als „Hain“, „Gebüsch“ oder „Wäldchen“ mag auf den besonders lockeren Wuchsscharakter der Robinie zutreffen, der ihre Bestände von denen anderer Baumarten abhebt. Bei einer naturwissenschaftlichen Formationszuordnung führen die genannten qualitativen wie quantitativen Merkmale jedoch eindeutig zur Formation Wald.

Ansprache als Vegetation

Bei Robinienbeständen kann es sich einerseits um Anpflanzungen handeln, die im Ober- rheingebiet, im Saargebiet, aber vor allem in den sommerwarmen östlichen Gebieten Deutschlands als Wirtschaftsförste begründet worden sind (Daten hierzu bei GÖHRE 1952) und die in der Slowakei und Ungarn beträchtliche Anteile der Waldfläche einnehmen (JURKO 1963). Andererseits sind zahlreiche spontane Bestände als Ergebnis einer Sukzession auf Ruderalstandorten belegt (z.B. KOHLER & SUKOPP 1964, DIESING & GÖDDE 1989, KOWARIK 1992a, b). Von Anpflanzungen ausgehend kann die Robinie außerdem in Trocken- und Halbtrockenrasen eindringen und hier geschlossene Bestände aufbauen (z.B. Spitzberg bei Tübingen, KOHLER 1964, BÖCKER in Vorb., Hänge des Odertales bei Carzig). Im ersten Fall handelt es sich nach der in Kap. 2 vorgestellten Terminologie um tertiäre (ruderal) Wälder, im zweiten um sekundäre Wälder.

Daß spontan aufgewachsene Robinienbestände zur Vegetation zählen und damit grundsätzlich einer Ansprache nach dem Braun-Blanquet-Ansatz zugänglich sein müssen, sollte selbstverständlich sein. Wenn man mit WESTHOFF & VAN DER MAAREL (1973) unter Vegetation einen Komplex von Pflanzenpopulationen versteht, die in Wechselbeziehungen zu ihrem Standort stehen und zusammen mit den Standortfaktoren und allen anderen Lebewesen einen Teil des Ökosystems bilden, so gilt dies auch für Bestände, in denen die gepflanzten Individuen das Vorkommen anderer Lebewesen und die Ausbildung von Biotopeigenschaften beeinflussen (ZERBE & SUKOPP 1995). Da dies in spontanen wie in gepflanzten Robinienbeständen in hohem Maße der Fall ist (s.o.), können auch Robinien-Förste vegetationskundlich typisiert werden (z.B. WESTHUS 1981).

Tab. 3: Differenzierung von Vegetation, Flora und Fauna unter dem Einfluß von *Robinia pseudoacacia* am Beispiel der Brachflächensukzession auf dem Schöneberger Südgelände in Berlin. Verglichen wird ein gehölzfreier Sandtrockenrasen ([1], *Centaureo-Festucetum*) mit einem unmittelbar angrenzenden 2-jährigen [2], einem 17-jährigen [3] und einem 35-jährigen Robinienbestand [4] sowie einem benachbarten 18-jährigen Birken-Zitterpappelbestand [5] (Daten aus KOWARIK 1992a, PLATEN & KOWARIK 1995).

Vegetation	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]
a) Deckung dominanter Arten					
<i>Robinia pseudoacacia</i>	.	4	5	5	.
- Alter (J.)	.	2	17	35	.
- Höhe (m)	.	4.7	10	16	.
<i>Betula pendula</i>	2b
<i>Populus tremula</i>	2b
<i>Festuca brevipila</i>	4	4	.	.	3
<i>Poa nemoralis</i>	.	.	3	.	.
<i>Veronica sublobata</i>	.	+	1	4	.
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	.	4	2
b) Blütenpflanzen					
Artenzahl	31	17	8	46	35
Deckungsanteil an Krautschicht					
- Trockenrasenarten	94.3	93.3	0	0.2	62.5
- Saum-/Waldarten	0.5	0.4	89.9	59.8	0.7
- Baum-/Straucharten	0	0	0	30.3	5.8
Ähnlichkeit mit Trockenrasen (Jaccard-Index)	100	46	12	7	30
c) Spinnen					
Artenzahl	58	56	60	63	50
Dominanzanteil von Trockenrasenarten	35.1	26.0	21.0	17.0	7.0
Dominanzanteil von Waldarten	16.0	39.0	37.0	54.0	40.0
Ähnlichkeit mit Trockenrasen (Jaccard-Index)	100	25	16	5	21
d) Laufkäfer					
Artenzahl	37	35	39	29	14
Dominanzanteil von Trockenrasenarten	41.4	28.6	30.0	11.1	26.0
Dominanzanteil von Waldarten	11.0	23.0	26.0	38.00	43.0
Ähnlichkeit mit Trockenrasen (Jaccard-Index)	100	63	10	7	4

Syntaxonomische Einordnung und Differenzierung

Es ist zu vermuten, daß die Schwierigkeiten bei der syntaxonomischen Einordnung von Robinienbeständen durch die noch nicht einvernehmlich beantwortete Frage gesteigert werden, ob und in welcher Weise Forste in das syntaxonomische System einzuordnen seien. Da es entgegen anderer Vorstellungen (z.B. MUCINA et al. 1993) zweifelsfrei spontane Robinienbestände in größerem Umfang innerhalb wie außerhalb von Siedlungen gibt, kann die Einordnung der Robinienbestände jedoch unbelastet von der Forst-Problematik vorgenommen werden. Im folgenden wird nur auf spontane Robinienbestände Bezug genommen.

Wird der Grundsatz akzeptiert, daß zur Formation Wald gehörige Vegetation auch als Waldvegetation zu beschreiben sei, stellt sich die Frage, ob die Robinien-Vegetation in die Klasse der *Quercu-Fagetea* eingeordnet werden kann oder die von JURKO (1963) vorgeschla-

gene Aufstellung einer eigenen Klasse der *Robinietaea* notwendig ist. (Daß die Beschreibung dieser Klasse und ihrer untergeordneten Einheiten nach der Einschätzung von MUCINA et al. 1993 ungültig ist, soll hier einer inhaltlichen Diskussion des Ansatzes nicht im Wege stehen.)

Übergangsstadien oder Ausbildung spezifischer Robinienvegetation?

Ein Argument gegen die *Robinietaea* lautet, hier handele es sich nicht um Klimaxvegetation, sondern um Vorwaldstadien (z.B. DIESING & GÖDDE 1989). Nun sind keineswegs alle Klassen des Systems auf Klimaxvegetation ausgerichtet, und auch Vegetation, die einen nur kurzen Abschnitt einer Sukzessionsserie bildet, kann auf Klassenebene typisiert werden (z.B. *Chenopodietaea*). Bereits TÜXEN (1968) hat darauf hingewiesen, daß sich *Robinia* in Mitteleuropa durchaus nicht als typische Pionierart verhält.

TÜXEN meinte in der Diskussion zu KOHLER (1968) jedoch auch, Robinien bauten keinen Wald auf, da sie entweder in *Agrostis*-Rasen oder in nitrophilen Saumgesellschaften wüchsen. Tatsächlich kann die Krautschicht junger Robinienbestände noch von der vorausgehenden Vegetation dominiert sein, so daß man nicht von einer spezifischen Robinienvegetation sprechen kann. Mit einem Fallbeispiel soll gezeigt werden, wie schnell es jedoch zur Herausbildung und Differenzierung einer charakteristischen Robinienvegetation kommen kann:

Auf einem ehemaligen Rangierbahnhof in Berlin wird die Gehölzvegetation zu etwa gleichen Teilen von *Betula pendula*- und *Robinia*-Beständen bedeckt (Details bei KOWARIK & LANGER 1994). Die Robinie dringt hier mittels Wurzeläusläuferbildung langsam (ca. 1 m/Jahr) in Sandtrockenrasen ein. In Tab. 3 ist ein gehölzfreier Sandtrockenrasen (*Centaureo-Festucetum*) mit einem unmittelbar angrenzenden 2-, einem 17- und einem 35-jährigen Robinienbestand sowie einem benachbarten Birken-Zitterpappelbestand verglichen worden, dessen Alter etwa dem des 17-jährigen Robinienbestands entspricht (Vegetationsaufnahmen in Tab. 24 bei KOWARIK 1992a sowie bei KOWARIK & LANGER 1994). Verglichen wurden die Artenzahlen von Blütenpflanzen sowie von Laufkäfern und Spinnen, die Artenidentität dieser Gruppen im Vergleich zum Sandtrockenrasen (Jaccard-Index) und das Vorkommen verschiedener Artengruppen. Bei den Pflanzen wurde die relative Deckung von Trockenrasen- (*Festuco-Sedetalia*), Saum/Waldarten (s.l.), Gehölzen und anderen in der Krautschicht, bei den Tiergruppen die Dominanz von Wald- und Trockenrasenarten verglichen (Details bei PLATEN & KOWARIK 1995).

Bereits nach zwei Jahren Überdeckung mit *Robinia* kommt es zu einer erheblichen Verringerung des Artenbestands. Allerdings dominieren noch Arten, die auch in den offenen Sandtrockenrasen vorkommen (*Festuca brevipila* [= *trachyphylla*] und, mit etwas erhöhter Deckung, *Poa compressa*), so daß hier noch keine spezifische Robiniengesellschaft ausgeprägt ist. Man kann dieses Stadium nach dem Ansatz von KOPECKY & HEJNY (1978) als Derivatgesellschaft *Robinia pseudoacacia* [*Festuco-Sedetalia*] bezeichnen. Im 17-jährigen Robinienstadium ist dagegen der Dominanzwechsel zu Arten vollzogen, die in den Trockenrasen überhaupt nicht vorkommen (*Poa nemoralis*, *Veronica sublobata*, *Galium aparine* u.a.). Es ist zur Ausbildung einer *Poa nemoralis*-*Robinia pseudoacacia*-Gesellschaft gekommen. Obwohl die räumliche Distanz nur wenige Meter beträgt, ist der Jaccard-Index auf 12 gefallen. Im etwa gleichaltrigen Birken-Zitterpappelbestand herrschen dagegen noch Trockenrasenarten vor. Während es sich hierbei um von Gehölzen bestimmte Derivatgesellschaften von Sandtrockenrasen handelt, die sich ohne Einschaltung einer spezifischen Birken-/Zitterpappelvegetation in Richtung *Quercion robori-petraeae* entwickeln (vgl. KOWARIK & LANGER 1994), ist im 17-jährigen Robinienbestand bereits eine spezifische, durch *Poa nemoralis* gekennzeichnete Robiniengesellschaft ausgeprägt, die sowohl von vorausgehenden als auch von nachfolgenden Entwicklungsstadien scharf getrennt ist. Der 35-jährige, von einer dichten

Strauchschicht aus *Sambucus nigra* geprägte Bestand hat schließlich keine Gemeinsamkeiten mehr mit den Ausgangsgesellschaften. Infolge des Eintrags zahlreicher zoochorer Arten ist dieser Bestand sogar artenreicher als der Sandtrockenrasen. Der Vergleich der Spinnen- und Laufkäferfauna läßt auch bei diesen Artengruppen einen Wechsel von Offenland- zu Waldarten erkennen, der bei den Spinnen besonders schnell erfolgt. Der Wechsel zu Waldarten ist unter Naturschutzgesichtspunkten meistens unerwünscht. Dies ist jedoch für die syntaxonomische Einschätzung der Robinienvegetation unerheblich.

Abb. 2 zeigt die Deckung dominanter Arten entlang eines Transektes, das vom Trockenrasen bis zum 17-jährigen Robinienbestand reicht. Die Wiederholungsaufnahme von 1994 veranschaulicht das Fortschreiten der syndynamischen Differenzierung der Robinienvegetation: Die durch *Poa nemoralis* gekennzeichnete Robiniengesellschaft hat sich mit der Erweiterung des Robinien-Polykormons in das *Centaureo-Festucetum* vergrößert. Zwischen dem Sandtrockenrasen und dem Inneren des Polykormons (in dem bereits *Sambucus nigra* gekeimt ist)

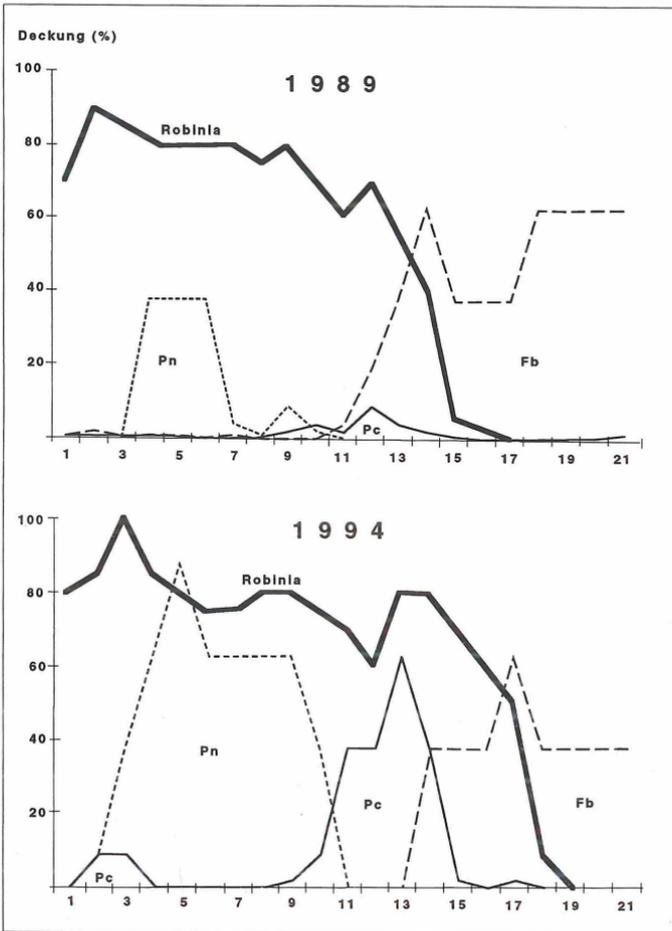


Abb. 2: Differenzierung der Vegetation nach dem Einwachsen von *Robinia pseudoacacia* in einen Sandtrockenrasen (*Centaureo-Festucetum*) auf einer Eisenbahnbrache in Berlin in den Jahren 1989 und 1994. Dargestellt ist die Deckung von *Robinia* sowie die ausgewählter Arten (transformierte Deckungsklassen) entlang eines 21 m langen Transektes, das vom Zentrum des Robinien-Polykormons in den gehölzfreien Sandtrockenrasen reicht. Fb = *Festuca brevipila* (= *trachyphylla*), Pc = *Poa compressa*, Pn = *Poa nemoralis*.

ist eine *Poa compressa*-Ausbildung entstanden, die fünf Jahre zuvor erst in Ansätzen erkennbar war. Ausbildungen der durch die genannten Gräser oder durch *Sambucus nigra* gekennzeichneten Robinienvegetation sind in Berlin weiter verbreitet.

Abb. 3 veranschaulicht die Sukzession der Sandtrockenrasen auf gleichen Ausgangsstandorten einer Eisenbahnbrache in Berlin nach der Einwanderung von *Robinia pseudoacacia* bzw. von *Betula pendula* (häufig zusammen mit *Populus tremula*). Die untersuchten Bestände sind räumlich benachbart und liegen auf dem gleichen Gleissystem. Bestände der unterschiedenen Typen sind jedoch im Berliner Gebiet weiter verbreitet. Während es unter dem Einfluß der einheimischen Baumarten zu einem allmählichen Dominanzwechsel der Arten kommt (Modell der „initial floristic composition“, EGLER 1954), bewirkt *Robinia pseudoacacia* eine Ablenkung der Sukzession, die bereits nach wenigen Jahren spezifische Robinien-Gesellschaften hervorbringt (Modell der „floristic relays“, EGLER 1954). Dies entspricht dem „facilitation“-Modell von CONNELL & SLAYTER (1977), nach dem die Einwanderung anderer Arten erst durch Standortveränderungen durch Pionierarten - hier *Robinia* - ermöglicht wird.

Robinienbestände können durchaus langlebig sein. Bei ihrer Untersuchung jüngerer Bestände hatten KOHLER & SUKOPP (1964) festgestellt, daß Ahorn-Arten und andere potentielle Konkurrenten zahlreich einwandern. Eine etwa 30 Jahre später vorgenommene demographische Analyse der Gehölzpopulationen hat diesen Sachverhalt bestätigt, ohne daß es jedoch zu der vorhergesagten Verdrängung der Robinie gekommen wäre. Vielmehr läßt sich aus der

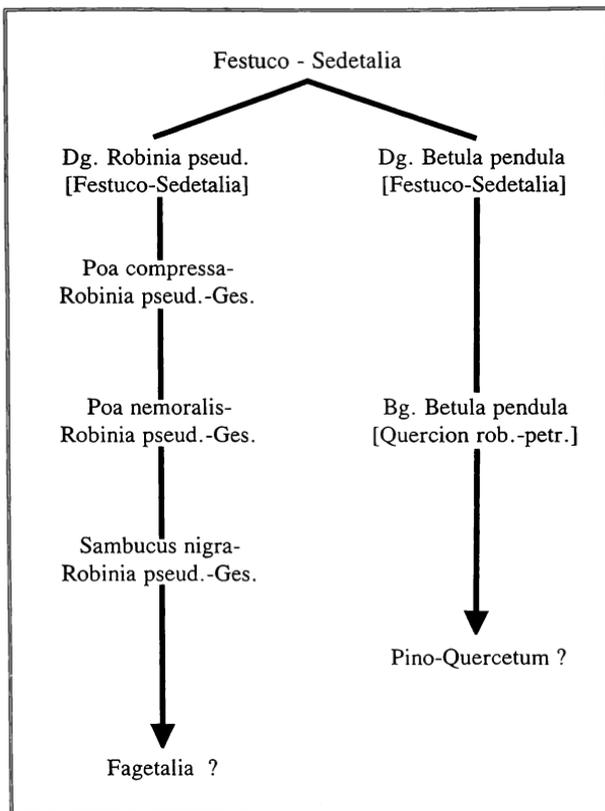


Abb. 3: Sukzession von Trockenrasen zu Gehölzgesellschaften auf brachgefallenen Bahnanlagen in Berlin. Die Einwanderung von *Robinia pseudoacacia* verursacht eine Ablenkung der Sukzession, die zu spezifischen Robiniengesellschaften führt.

Größenverteilung der Robinie und ihrer potentiellen Konkurrenten ersehen, daß die Verdrängung der Robinie erst mittelfristig zu erwarten ist (KOWARIK 1990). Auch wenn Robinienbestände unter den derzeitigen klimatischen Bedingungen in Deutschland nicht zur Klimaxvegetation zählen, sind sie offensichtlich langlebiger als häufig angenommen. Dies kann auch auf einzelne Ausbildungen zutreffen, wie die Wiederholungsaufnahmen eines bereits bei KOHLER & SUKOPP (1964) als durch *Poa nemoralis* gekennzeichneten Bestands belegen (Tab. 3 in KOWARIK 1986; Wiederholungsaufnahmen 1990 n.p.).

Die Frage der Charakter- und Differentialarten

Die Beschreibung von Robinien-Assoziationen und deren Einordnung in höhere Syntaxa setzt nach den Regeln des Braun-Blanquet-Ansatzes die Kennzeichnung dieser Einheiten durch Charakterarten voraus. Robinienbestände sind durch eine größere Anzahl charakteristischer, zumeist nitrophiler Arten gekennzeichnet, die eine Abgrenzung zu anderer Gehölzvegetation ermöglichen. Da diese Arten auch in anderen Vegetationstypen vorkommen, kommen sie nicht als Charakter-, sondern nur als Differentialarten infrage. Im oben behandelten Fallbeispiel trennen z.B. *Poa compressa* und *P. nemoralis* (zusammen mit *Galium aparine* und *Veronica sublobata*) und später *Sambucus nigra* scharf die Krautvegetation unter *Robinia* von den vorausgegangenen Entwicklungsstadien. Sie differenzieren zugleich unterschiedliche Altersstadien der Robinienvegetation. Auf nährstoffreicheren Standorten übernehmen andere Arten wie *Chelidonium majus*, *Urtica dioica* u.a. diese Rolle, ohne jedoch als Charakterart an die Robiniengesellschaften gebunden zu sein. Somit bleibt die Frage, ob *Robinia* selbst Charakterart eines *Robinetum* sein und als transgressive Charakterart auch höhere Syntaxa kennzeichnen könnte.

Auf Eichen- und Buchenwaldstandorten gibt es Bestände, in denen die Robinie anderen Baumarten beigemischt ist. Gelänge es ihr, sich auch in andere Waldgesellschaften einzufügen, ohne diese zu typischen Robinienbeständen abzubauen, wäre ihre Eignung als Charakterart stark eingeschränkt. Daß Robinien in geschlossene Wälder, Wirtschaftswälder oder auch Wirtschaftsfurten einzudringen vermögen, ist entgegen mancher Vermutung für Deutschland meines Wissens nicht eindeutig belegt. Vielmehr sprechen die Eigenschaften der Art dafür, daß solche Mischbestände Ergebnis forstlicher Pflanzungen und damit ohne diagnostische Bedeutung sind. Zwar vermögen Robinien im Schatten zu keimen (SCHOPMEYER 1974), jedoch beträgt die Mortalität der Keimlinge bereits im ersten Jahr 100% (vgl. KOWARIK 1992a). Wegen der beschränkten Ausbreitungsmöglichkeiten der anemochor zusammen mit den Schoten(hälften) verbreiteten Samen ist es unwahrscheinlich, daß Diasporen in geschlossene Wälder eingetragen werden und den zur Keimung benötigten offenen Boden finden. Auf den meisten Waldstandorten würde der Schattendruck anderer Arten, deren Diasporen in weitaus größerer Anzahl verfügbar sind, die lichtbedürftigen Jungpflanzen (vgl. LYR et al. 1963) rasch verdrängen. Anders als auf Rohböden verliert auf alten Waldböden der durch die Stickstoffbindung gegebene Konkurrenzvorteil an Bedeutung. Nach den bisherigen Erfahrungen kann *Robinia*, sofern Initialpflanzungen vorhanden sind, vegetativ in baumfreie Vegetation eindringen oder sich auf offenem Boden in Reichweite einer Diasporenquelle etablieren. Selbst in Forstgebieten auf armen Sandböden Brandenburgs konzentrieren sich die spontanen Robinien-Vorkommen auf den Randbereich der Forsten.

Diese Überlegungen führen zu dem Schluß, daß *Robinia* als Charakterart geeignet ist, wenn sorgfältig zwischen angepflanzten und spontan aufgewachsenen Bäumen differenziert wird. Da auch andere Assoziationen nur eine Charakterart aufweisen (z.B. *Sisymbrietum loeselii*, *Berteroetum incanae*) und einige Gesellschaften ausschließlich über Differentialarten gekennzeichnet werden (z.B. *Betulo-Quercetum*, *Pino-Quercetum*), sollten an die Beschreibung eines *Robinetum* die gleichen Maßstäbe angelegt werden können. Daß diese Art bei

führenden Vegetationskundlern äußerst unbliebt ist (vgl. z.B. die Diskussion zu KOHLER 1968), sollte für die syntaxonomische Würdigung ihrer Bestände ohne Belang sein. Im Gegensatz zu den meisten anderen Assoziationen, in denen Neophyten eine große Rolle spielen, sind die Robinienbestände zusätzlich durch regelmäßig auftretende und weit verbreitete Differentialarten gekennzeichnet, die in ihrer Kombination Robinienbestände scharf von anderer Waldvegetation abgrenzen.

Die Analyse von PIGNATTI et al. (1995) hat ergeben, daß die Klassen des syntaxonomischen Systems in sehr unterschiedlichem Grad floristisch oder ökologisch - und seltener beides! - charakterisiert sind. Das Beispiel der *Agropyretea* oder der *Asplenietea* zeigt, daß wenige Arten als transgressive Charakterarten mehrere syntaxonomische Ebenen kennzeichnen können. Im Gegensatz zu anderen Vegetationstypen, die ausschließlich durch die Dominanz eines Neophyten (Beispiel *Reynoutria spec. div.*) oder eines Apophyten (Beispiel *Calamagrostis epigejos*) geprägt sind, lassen sich die Robinienbestände zusätzlich gut durch Differentialarten kennzeichnen, deren Vorkommen indirekt an die N₂-Fixierung durch *Robinia* gebunden ist. Damit ist die Robinienvegetation nicht nur floristisch, sondern auch ökologisch gut charakterisiert. Dies spricht dafür, Robinienvegetation gesondert zu würdigen, anstatt sie mit anderen Gehölzgesellschaften in einen Gesellschaftskreis zu stellen, dessen Gemeinsamkeit in der Schwierigkeit der syntaxonomischen Einordnung, nicht jedoch in floristischen oder ökologischen Merkmalen besteht.

Ob die Aufstellung höherer Syntaxa bis zu einer eigenen Klasse führen muß, ist jedoch zu hinterfragen. Unter den steten Robinienbegleitern kommen viele Arten auch in anderen Laubwaldgesellschaften vor, und einige haben einen Schwerpunkt in den *Querc-Fagetea*. Innerhalb eines umfassenden Vergleiches sollte daher die Möglichkeit geprüft werden, Robinienvegetation bis zur Ordnungsebene zu typisieren und die *Robinietales* in die Klasse der *Querc-Fagetea* zu stellen.

Literatur

- BECHER, R.D. & BRANDES, D. (1995): Vergleichende Untersuchungen an städtischen und stadtnahen Gehölzbeständen am Beispiel von Braunschweig. - Braunsch. Naturk. Schr. **2** (2): 309-339.
- BEUTLER, A. & SCHILLING, D. (1991): Säugetiere (ohne Fledermäuse und hochmarine Arten). - In: KAULE, G.: Arten- und Biotopschutz, S. 198-205. Ulmer, Stuttgart.
- BLUME, H.P. & SUKOPP, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. - Schr.R Vegetationskde. **10**: 75-91.
- BUCHWALD, K. (1951): Wald- und Forstgesellschaften der Revierförsterei Diensthoop, Forstamt Syke b. Bremen. - Angew. Pflanzensoziologie **1**: -72.
- CELESTI GRAPOW, L. & FANELLI, G. (1993): The vanishing landscape of the Campagna Romana. - Landscape Urban Planning **24**: 69-76.
- 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. & SLAYTER, R.O. (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. - Am. Natur. **111**: 1119-1144.
- CORNELINI, P. (1993): Il valore del verde a Roma. Estratto dalla rivista - Verde Ambiente **1**: 67-77.
- DEITMAR, J. (1992): Industrietypische Flora und Vegetation im Ruhrgebiet. - Diss. Bot. **191**, 397 S.
- DIERSCHKE, H. (1980): Zur syntaxonomischen Bewertung schwach gekennzeichnete Pflanzengesellschaften. - In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): Syntaxonomie. - Ber. Intern. Symp. IVV Rinteln 1980: 109-122, Vaduz.
- DIESING, D. & GÖDDE, M. (1989): Ruderale Gebüsch- und Vorwaldgesellschaften nordrheinwestfälischer Städte. - Tuexenia **9**: 225-251.

- DWONKO, Z. & LOSTER, S. (1990): Vegetation differentiation and secondary succession on a limestone hill in southern Poland. - *J. Veg. Sci.* **1**: 615-622.
- EGLER, F.E. (1954): Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition. A factor in old-field vegetation development. - *Vegetatio* **4**: 412-417.
- ELLENBERG, H. (1963): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. - 3. Aufl. 1986. Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1995): Forstliche Standortdaten sollten besser nutzbar werden - auch im Blick auf die Waldsterbensproblematik! - *Nürtinger Hochsch.schr.* **13**: 96-105.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAERMANN, J. (Hrsg.) (1986): *Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986*. - Ulmer, Stuttgart.
- FUKAREK, F., JASNOWSKI, M & NEUHÄUSL, R. (1964): *Termini phytosociologici*. - Fischer, Jena.
- GÖHRE, K. (Hrsg.) (1952): *Die Robinie (falsche Akazie) und ihr Holz*. - Deutscher Bauernverlag, Berlin.
- GRISEBACH, A. (1838): Über den Einfluß des Klimas auf die Begrenzung der natürlichen Floren. - *Linnaea* **12**.
- HADAC, E. & SOFRON, J. (1980): Notes on the syntaxonomy of cultural forest communities. - *Folia Geobot. Phytotax.* **15**: 245-258.
- HASEL, K. (1985): *Forstgeschichte*. - Parey, Hamburg, Berlin, 258 S.
- HOFFMANN, G. (1961): Die Stickstoffbindung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.). - *Arch. Forstwes.* **10**: 627-632.
- HOFMANN, G. (1995): Wald, Klima, Fremdstoffeintrag - ökologischer Wandel mit Konsequenzen für Waldbau und Naturschutz, dargestellt am Gebiet der neuen Bundesländer Deutschlands. - *Angew. Landschaftsökol.* **4**: 165-189.
- HORNSTEIN, F. VON (1950): Theorie und Anwendung der Waldgeschichte. - *Forstw. Cbl.* **69**: 161-177.
- HORNSTEIN, F. VON (1954): Vom Sinn der Waldgeschichte. - *Angew. Pflanzensoz.* **2**: 685-707.
- HORNSTEIN, F. VON (1958): *Wald und Mensch. Theorie und Praxis der Waldgeschichte*. - 2. Aufl., Otto Maier Verlag, Ravensburg.
- HURTIENNE, G. (1990): Die natürliche Vegetation und ihre Sukzession auf Steinkohlebergehalten des Ruhrgebietes. - *Diss. Uni GH Essen*: 141 S. + Anhang.
- JALAS, J. (1955): Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. - *Acta Soc. Fauna Flora Fenn.* **72** (11): 1-15.
- JURKO, A. (1963): Die Veränderung der ursprünglichen Waldphytozönosen durch die Introdution der Robinie. - *Ceskosl. ochrana prírody* **1**: 56-76 (tschech. m. deutsch. Zusammenf.)
- KLAUCK, E.-J. (1986): Robiniengesellschaften im mittleren Saartal. - *Tuexenia* **6**: 325-333.
- KLAUSNITZER, B. (1988): Zur Kenntnis der winterlichen Insektenvergesellschaftung unter Plantanenborke (Heteroptera, Coleoptera). - *Entomol. Nachr. Ber.* **32** (3): 107-112.
- 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 pseudo-acacia* L.) in Deutschland. - *Ber. Intern. Symp. IVV (Stolzenau 1963)*: 402-408.
- KOHLER, A. & SUKOPP, H. (1964): Über die Gehölzentwicklung auf Berliner Trümmerstandorten. - *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* **76** (10): 389-406.
- KOPECKY, K. & HEJNY, S. (1978): Die Anwendung einer „deduktiven Methode syntaxonomischer Klassifikation“ bei der Bearbeitung der straßenbegleitenden Pflanzengesellschaften Nordostböhmens. - *Vegetatio* **36** (1): 43-51.
- KOWARIK, I. (1986): Vegetationsentwicklung auf innerstädtischen Brachflächen. - Beispiele aus Berlin (West). - *Tuexenia* **6**: 75-98.
- KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. - *Tuexenia* **7**: 53-67.
- KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). - *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* **56**: 1-280
- 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. (1992a): 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. d. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beiheft 3, 188 S.
- KOWARIK, I. (1992b): Zur Rolle nichteinheimischer Arten bei der Waldbildung auf innerstädtischen Standorten in Berlin. - Verh. Ges. f. Ökologie **21**: 207-213.
- KOWARIK, I. (1995a): Zur Gliederung anthropogener Gehölzbestände unter Beachtung urban-industrieller Standorte. - Verh. d. Ges. f. Ökologie **24**: 411-421.
- KOWARIK, I. (1995b): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: PYSEK, P., PRACH, K., REJMANEK, M. & WADE, P.M. (eds.): Plant invasions - general aspects and special problems, pp. 15-38. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- KOWARIK, I. & BÖCKER, R. (1984): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in Mitteleuropa. - Tuexenia **4**: 9-29.
- KOWARIK, I. & LANGER, A. (1994): Vegetation einer Berliner Eisenbahnfläche (Schöneberger Südgelände) im vierten Jahrzehnt der Sukzession. - Bot. Verh. Berlin Brandenburg **127**: 5-43.
- KOWARIK, I. & SUKOPP, H. (1984): Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf die spontane Vegetation (Farn- und Blütenpflanzen). - Angew. Bot. **58**: 157-170.
- KREEB, K.H., SCHWEGLER, H., MÜLLER, J., SCHIELE, S., SCHNEIDER, K. & WEINMANN, R. (1981): Zur Anwendung der „Katastrophentheorie“ für die Modellbildung im Bereich der Bioindikation: Vergleich der Organisationsebenen „Vegetation“ und „Chloroplasten“. - Angew. Bot. **55**: 149-167.
- KUNICK, W. (1990): Spontaneous woody vegetation in cities. In: SUKOPP, H., HEJNY, S. & KOWARIK, I. (eds.): Urban ecology, pp. 167-174. SPB Academic Publishing, Den Haag.
- LANGER, A. (1994): Flora und Vegetation städtischer Straßen am Beispiel Berlins. - Landschaftsentw. u. Umweltforsch. **S 10**: 1-199.
- LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992): Agriphyten in der Vegetation Mitteleuropas. - Schr.R. Vegetationskde. **25**, 185 S.
- LYR, H., HOFFMANN, G. & DONSE, K. (1963): Über den Einfluß unterschiedlicher Beschattung auf die Stoffproduktion von Jungpflanzen einiger Waldbäume. - Flora **153**: 291-311.
- MEISEL-JAHN, S. (1955): Die Kiefern-Forstgesellschaften des nordwestdeutschen Flachlandes. - Angew. Pflanzensoz. **11**: 1-126.
- MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1: Anthropogene Vegetation. - Fischer, Jena, Stuttgart.
- OBERDORFER, E. & MÜLLER, TH. (1983): *Prunetalia spinosae*. In: OBERDORFER, E. (1992) (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV. - S. 82-106.
- PASSARGE, H. (1962): Zur Gliederung und Systematik der Kiefernforstgesellschaften im Hagenower Land. - Arch. Forstw. **11** (3): 275-308.
- PASSARGE, H. (1966): Die Formationen als höchste Einheiten der soziologischen Vegetationssystematik. - Feddes Repertorium **73** (3): 226-235.
- PASSARGE, H. (1990): Ortsnahe Ahorn-Gehölze und Ahorn-Parkwaldgesellschaften. - Tuexenia **10**: 369-384.
- PETERKEN, G.F. & GAME, M. (1984): Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in woodlands of central Lincolnshire. - J. Ecol. **72**: 155-182.
- PFADENHAUER, J. (1993): Vegetationsökologie. Ein Skriptum. - IHW-Verlag, Eching.
- PIGNATTI, S., OBERDORFER, E., SCHMAMINEE, J.H.J. & WESTHOFF, V. (1995): On the concept of vegetation class. - J. Veg. Sci. **6** (1): 143-152.
- PLATEN, R. & KOWARIK, I. (1995): Dynamik von Pflanzen-, Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften bei der Sukzession von Trockenrasen zu Gehölzstandorten auf innerstädtischen Bahnanlagen in Berlin. - Verh. Ges. f. Ökologie **24**: 431-439.
- POSCHLOD, P. (1991): Anpassungsfähigkeit von Pflanzen an zeitliche und räumliche Isolationseffekte in unserer Landschaft als zusätzliche Kriterien für die Einstufung ihrer Gefährdung. - Hohenheimer Umwelttagung **23**: 91-108.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart (im Druck).
- PRACH, K. (1994): Succession of woody species in derelict sites in Central Europe. - Ecological Engineering **3**: 49-56.

- PRACH, K. & PYSEK, P. (1994): Spontaneous establishment of woody plants in Central European derelict sites and their potential for reclamation. - *Restoration Ecol.* **2** (3): 190-197.
- REBELE, F. (1986): Die Ruderalvegetation der Industriegebiete von Berlin (West) und deren Immissionsbelastung. - *Landschaftsentw. u. Umweltforsch.* **43**: 1-224.
- REBELE, F. (1992): Colonization and early succession on anthropogenic soils. - *J. Veg. Sci.* **3**: 201-208.
- REHFUESS, K.-E. (1995): Gefährdung der Wälder in Mitteleuropa durch Luftschadstoffe und Möglichkeiten der Revitalisierung durch Düngung. - *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* **7**: 141 -156
- REIDL, K. (1989): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen als Grundlagen für den Arten- und Biotopschutz in der Stadt. Dargestellt am Beispiel Essen. - *Diss. Univ. GHS Essen*.
- SCHLÜTER, H. (1965): Vegetationskundliche Untersuchungen an Fichtenforsten im Mittleren Thüringer Wald. - *Die Kulturpflanze* **13**: 55-99.
- SCHOPMEYER, C.S. (1974): Seeds of woody plants in the United States. - *Agricult. Handbook No 450*. Forest Service, USDA, Washington D.C.
- SCHUBERT, R. (1991): Lehrbuch der allgemeinen Ökologie. - Fischer, Jena.
- SCHULTE, W., FRÜND, H.-C., SÖNTGEN, M., GRAEFE, U., RUSZKOWSKI, B. & VOGGENREITER, V. (1990): Zur Biologie städtischer Böden. - *Schr.R. Landschaftspfl. Natursch.* **33**: 1-184.
- 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. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. - *Ber. Landwirtsch.* **50**: 112-130.
- THOMASIU, H. (1991): Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf die Wälder in Mitteleuropa. - *Forstw. Cbl.* **110**: 305-330.
- TISCHEW, S. (1995): Analyse von Mechanismen der Gehölzsukzession auf Braunkohlentagebau-Kippen. - *Ges. f. Ökologie*, 25. Jahrestagung, Dresden, Kurzfassung d. Vorträge u. Poster, S. 109.
- TÜXEN, R. (1950): Neue Methoden der Wald- und Forstkartierung. - *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F.* **2**: 217-219.
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. - *Angewandte Pflanzensoziologie* **13**: 5-42.
- TÜXEN, R. (1968): Diskussionsbeitrag zu KOHLER (1968). - *Ber. Intern. Symp. IVV (Stolzenau 1963)*, S. 409.
- WECK, J. (1956): Entwicklungsstufen und Gefügetypen von Baumbeständen. - *Forstwiss. Centralbl.* **75**: 108-124.
- WESTHOFF, V. (1951): De beteknis van natuurgebieden voor wetenschap en praktijk. *Contact. - Comm. Natuur- en Landschapsbescherming*.
- WESTHOFF, V. & VAN DER MAAREL, E. (1973): The Braun-Blanquet-approach. In: WHITTAKER, R.W. (ed.): *Handbook of vegetation science. Part V*, pp. 617-726. W. Junk, The Hague.
- WESTHUS, W. (1981): Zur Vegetationsentwicklung von Aufforstungen, insbesondere mit *Robinia pseudoacacia* L. - *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.* **21** (4): 211-225.
- WILMANN, O. (1993): *Ökologische Pflanzensoziologie*. - 5. Aufl. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- ZERBE, S. (1993): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. *Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems*. - *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme Reihe A* **100**: 1-173.
- ZERBE, S. & SUKOPP, H. (1995): Gehören Forste zur Vegetation? Definition und Abgrenzung eines vegetationskundlichen und kulturhistorischen Begriffes. - *Tuexenia* **15** (im Druck).

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Ingo Kowarik, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz - Angewandte Pflanzenökologie, Universität Hannover, Herrenhäuser Straße 2a , D-30419 Hannover

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 1995

Band/Volume: [7](#)

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

Artikel/Article: [Wälder und Forsten auf ursprünglichen und anthropogenen Standorten mit einem Beitrag zur syntaxonomischen Einordnung ruderaler Robinienwälder 47-67](#)