

Bedeutung historisch
alter Wälder für den
Naturschutz

NNABer.	7. Jg.	H. 3	1595.	Schneverdingen 1994	ISSN: 0935-1450
Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz					

Herausgeber und Bezug:
 Norddeutsche Naturschutzakademie
 Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
 Telefon (05199) 989-0, Telefax (05199) 432

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 09 35 - 14 50

Titelbild (zusammengestellt von M. Wulf):

Das Nordahner Holz zur Zeit des 18. Jahrhunderts (Bild links, Ausschnitt aus der Kurhannoverschen Landesaufnahme, Blatt 8, 1768) und Ende des 20. Jahrhunderts (Bild rechts, Ausschnitt aus der topographischen Karte 1:25 000, Blatt 2320 Lamstedt, 1993).

In der Bildmitte oben ist das Wappen des Dorfes Nordahn dargestellt (aus: *Jahrbuch der Männer vom Morgenstern*, Sonderreihe, Band 15). Die erste urkundliche Erwähnung des Dorfes datiert auf 986 nach Christus. Der zeitliche Ursprung des Wappens ist nicht genau bekannt.

Das Leberblümchenblatt unter den Bärenklauen weist auf das Vorkommen der Pflanze im Nordahner Holz hin. Für den Wald ist belegt, daß er seit etlichen Jahrhunderten existiert. Es ist anzunehmen, daß die Population des Leberblümchens ebenfalls seit mehreren Jahrhunderten kontinuierlich im Wald überdauert hat.

Kartengrundlagen und Vervielfältigungserlaubnis:

Kurhannoversche Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts, Blatt 8 (1768), herausgegeben vom Niedersächsischen Landesverwaltungsamt – Landesvermessung – und von der Historischen Kommission für Niedersachsen, Hannover. Topographische Karte 1:25 000, 2320 (1993), herausgegeben vom Niedersächsischen Landesverwaltungsamt – Landesvermessung – Hannover.

Beide Kartenausschnitte sind vergrößerte Kopien, der Originalmaßstab ist dadurch verändert.

Vervielfältigung mit Erlaubnis des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes – Landesvermessung – B4-602/94, vom 6. 4. 1994.

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

NNA-Berichte

7. Jahrgang/1994, Heft 3

Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz

Fachtagung der Norddeutschen Naturschutzakademie am 28.–29. Oktober 1993 auf Hof Möhr
(Leitung: Dr. Johannes Prüter)

Inhalt

Ergebniszusammenfassung	2
M. Wulf: Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel „historisch alter Wälder“	3
M. Wulf und H.-J. Kelm: Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck	15
H.-J. Kelm: Zur Waldgeschichte des Elbe-Weser-Dreiecks	50
U. Ostmann: Die Landnutzungsarten in topographischen Karten des 18. und 19. Jahrhunderts als standortkundliche Beiträge zum Naturschutz	60
H. Tempel: Die Geschichte des historisch alten Waldes „Oberhaverbecker Holz“ im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide in den letzten 250 Jahren	68
D. Zacharias: Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenartenschutz	76
W. Härdtle: Zur Veränderung und Schutzfähigkeit historisch alter Wälder in Schleswig-Holstein	88
J. Brunet: Der Einfluß von Waldnutzung und Waldgeschichte auf die Vegetation südschwedischer Laubwälder	96
G. F. Peterken: The definition, evaluation and management of ancient woods in Great Britain	102
R. Pott: Naturnahe Altwälder und deren Schutzwürdigkeit	115
A. Ssymank: Indikatorarten der Fauna für historisch alte Wälder	134
T. Aßmann: Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene	142
L. Stegink-Hindriks: Historisch alte Wälder – ihre Berücksichtigung in Konzepten und Programmen	152

Internationale Fachtagung zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften am Beispiel „historisch alter Wälder“ am 28./29. Oktober 1993 an der Norddeutschen Naturschutzakademie auf Hof Möhr / Schneverdingen

Definition:

„Historisch alte Wälder“ sind Wälder auf Waldstandorten, die nach Hinweisen aus historischen Karten, Bestandesbeschreibungen oder aufgrund sonstiger Indizien mindestens seit mehreren hundert Jahren kontinuierlich existieren.

Das Ergebnis der Tagung wird wie folgt zusammengefaßt:

1. Es wird mit Nachdruck auf die herausragende Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz hingewiesen.
 - Sie sind durch relativ hohe Kontinuität der Standortentwicklung gekennzeichnet. Sie weisen die am wenigsten gestörten Böden und am wenigsten veränderten Wasser- und Nährstoffkreisläufe unserer terrestrischen Landschaft auf.
 - „Historisch alte Wälder“ sind jeweils einmalige Ergebnisse unserer Landschaftsentwicklung mit einer vielfach hoch spezialisierten Flora und Fauna, die sich über viele Jahrhunderte in ihrer typischen Artenzusammensetzung entwickelt hat. Viele Arten dieser Biozöosen sind heute selten und in ihrem Bestand bedroht.
 - „Historisch alte Wälder“ sind Schutzobjekte europäischen Ranges. Sie sind in ihrer individuellen Ausprägung nicht wiederherstellbar. Eine entsprechende Vielfalt an habitatspezifischen Arten stellt sich in sekundären Wäldern auch nach Jahrhunderten nicht ein.
2. Die Teilnehmer befürworteten und unterstützten die Empfehlungen des Europarats für die Mitgliedstaaten Nr. R „88“ 10 bezüglich des Schutzes saproxylicher Organismen und ihrer Lebensräume sowie Nr. R „88“ 11 über historisch alte natürliche und halbnatürliche Waldbestände (verabschiedet am 13. Juni 1988).
3. „Historisch alte Wälder“ sind in ihrer jetzigen Flächenausdehnung zu erhalten. Naturnahe Bestände sind im Rahmen der Möglichkeiten der Naturschutz- und Waldgesetze rechtlich zu sichern.
4. Zur Sicherung „historisch alter Wälder“ ist anzustreben:
 - Berücksichtigung „historisch alter Wälder“ in naturschutzfachlichen Biotopkartierungen auf allen Ebenen.

EU-Ebene:
Integration in den Katalog der europaweit naturschutzbedeutsamen Waldtypen der Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen

(Fauna-Flora-Habitat[FFH]-Richtlinie), Anhang 1 „Natürliche Lebensräume von Gemeinschaftlichem Interesse: Wälder des gemäßigten Europa“ als prioritäre Habitats.

Bundes-Ebene:

Integration in die „Grundsätze des Naturschutzes und der Landespflege“ (Lübecker Grundsätze vom 6. 12. 1991) der LANA (Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung) sowie in die „Leitlinien des Naturschutzes“ des Bundesamts für Naturschutz (vormals BFANL).

Länder-Ebene:

Integration in Biotoperfassungsprogramme der Länder durch LANA-Empfehlung und Länderfachbehörden.

- Berücksichtigung der Bedeutung „Historisch alter Wälder“ in den Naturschutz- und Waldgesetzen, in forstlichen Waldbauprogrammen und Bewirtschaftungsvorschriften:

Bundes-Ebene:

Integration in Leitlinien der Länderarbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung/Waldbau;

Länder-Ebene:

Integration in Waldbauprogramme der Länder und in die forstliche Waldbiotopkartierung/Forsteinrichtung.

- Die wichtigsten „historisch alten Wälder“ in Deutschland sind zur Aufnahme in ein europäisches Netzwerk von Schutzgebieten z. B. als Europa-Diplomgebiete bzw. „Natura 2000“ Gebiete der FFH-Richtlinie auszuweisen.

5. Folgende Maßnahmen werden als dringend notwendig erachtet:
 - Geeignete Zusatzmerkmale zu bestehenden Kartiereinheiten und Kriterien zur Beschreibung der „historisch alten Wälder“ sind zu schaffen.
 - Alle „historisch alten Wälder“ sind kartographisch zu erfassen.
 - Konzepte zur Sicherung, zum Schutz und zur Bewirtschaftung „historisch alter Wälder“ sind von den Naturschutz- und Forstverwaltungen der Länder zu erarbeiten.
 - Die Waldbehandlung sollte dem besonderen Naturschutzwert „historisch alter Wälder“ Rechnung tragen.
 - Standortveränderungen im Sinne einer Nivellierung der natürlichen standörtlichen Vielfalt müssen unterbleiben. Hierzu sind insbesondere Bodenbearbeitungen und jegliche Form der Entwässerung zu unterlassen.
 - Forstliche Bewirtschaftungskonzepte für historisch alte Wälder müssen die Erhaltung und Entwicklung naturnaher Waldgesellschaften gewährleisten.
 - Der Wert „historisch alter Wälder“ ist bei flächenbezogenen Planungen verstärkt zu berücksichtigen (Festlegung von Vorrangflächen, Bewertung im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung).
 - Für Erhalt, Pflege und Bewirtschaftung „historisch alter Wälder“ im Privatbesitz sind geeignete Anpassungen finanzieller Förderung zu entwickeln.
 - Die Forschung im Zusammenhang mit „historisch alten Wäldern“ ist zu fördern. Ihre Ergebnisse sind als Grundlage notwendiger Handlungsrichtlinien aufzubereiten.

Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel „historisch alter Wälder“

von Monika Wulf

1. Einleitung

Da Wälder zu den naturnächsten terrestrischen Ökosystemen der mitteleuropäischen Landschaft gehören, werden mit ihnen häufig die Worte „wild“ oder „ursprünglich“ assoziiert. Besonders Waldbestände mit höherem Totholzanteil und sehr alten Bäumen werden als urwüchsige Wälder oder als „Urwälder“ bezeichnet, z. B. Neuenburger Urwald bei Oldenburg oder Urwald Hasbruch bei Hude (beide Niedersachsen, Nordwestdeutschland). Ursprünglich ist aber keiner dieser „Urwälder“, da sie alle mehr oder weniger stark vom Menschen genutzt worden sind, ihr Erscheinungsbild mithin über viele 100 Jahre verändert wurde (Abb. 1).

Es gibt allerdings Hinweise, daß einzelne Waldbestände seit mehreren 100 Jahren immer Wald gewesen sind, wenn auch eine zwischenzeitliche Änderung der Baumartenzusammensetzung nicht auszuschließen oder aktuell gegeben ist.

Wieweit aber die Kontinuität als Waldstandort zurückreicht, läßt sich nur nachvollziehen, wenn ausreichend genaues Kartenmaterial oder sonstige Archivalien vorliegen.

Wälder mit sehr langer Bestockungskontinuität werden im Englischen „ancient woodlands“ genannt, im Deutschen sollten sie als „historisch alte Wälder“ bezeichnet werden.

2. Definition „historisch alte Wälder“

Wälder auf Waldstandorten, die nach Hinweisen aus historischen Karten, Bestandesbeschreibungen oder aufgrund sonstiger Indizien mindestens seit mehreren 100 Jahren kontinuierlich existieren.

Erläuterungen zur Definition:

1. Der Begriff „historisch alte Wälder“ umfaßt seit der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung kontinuierlich be-

waldete Flächen und Flächen, die in der Zeit zwischen dem Neolithikum und der Mitte des 18. Jahrhunderts vorübergehend anders genutzt wurden, auch brachgefallen sind und danach wieder bewaldet waren.

Waldflächen, die inzwischen oder zwischenzeitlich mit standortfremden Baumarten bestanden waren/sind, werden gleichfalls hiergezählt, ebenso Degradationsformen, wie z. B. Stühbüsch (Abb. 1) oder stark verlichtete Hudewälder. Das Kriterium Naturnähe ist also nicht ausschlaggebend, sondern allein die kontinuierliche Bestockung über sehr lange Zeit.

Peterken (1976) bemerkt außerdem, daß wohl auch von einer langen Kontinuität „reifer Bäume“ (Nutzholzbäume) auszugehen ist.

2. Es sollte das älteste Kartenwerk mit möglichst präziser Wiedergabe der Waldflächen zu Hilfe genommen werden, d. h., alte Grenzlinien von Wäldern sollten sich einigermaßen zweifelsfrei in heutigen topographischen Karten mit einem Maßstab von 1:25000 oder kleiner rekonstruieren lassen. Derart genaue Kartenwerke liegen für größere Landesteile Europas aus dem 18. und 19. Jahrhundert vor.

3. Sonstige Indizien können raumspezifische Merkmale wie z. B. Erdwälle, Gräben, mäandrierende Bachläufe, Hecken, alte Grenzmarkierungen von Herrschafts- oder Klosterwaldflächen sowie Lesesteinhaufen sein. Auch das Fehlen von Siedlungsresten prähistorischer Zeitabschnitte bis in die heutige Zeit kann als indirekter Hinweis gewertet werden (*Behre* und *Kucan* 1986, *Pertsch* 1970).

4. Ferner können jeweils regional erarbeitete floristische und faunistische Indikatorarten herangezogen werden, die aber in aller Regel nur in solchen Gegenden gefunden werden, wo die Entwaldung und Isolierung der einzelnen Waldflächen besonders hoch ist bzw. bis in die letzten Jahrhunderte hinein hoch war.

Insbesondere können Arten zur Beurteilung herangezogen werden, die einen hohen Aussagewert bezüglich der „ökologischen Kontinuität“ zulassen, d. h., die „Rekonstruktion der historischen Ökologie“ einer Fläche zulassen.

5. Eine genaue Angabe der Zahl der Jahrhunderte, ab wann ein Wald als „historisch alt“ zu bezeichnen ist, kann nicht gemacht werden, es sollten allerdings mindestens 200 Jahre sein.

Im allgemeinen ist es davon abhängig, ab wann für die betreffende Region die ersten genauen Kartenwerke vorliegen. In England reichen die Unterlagen so weit zurück, daß *Peterken* und *Game* (1981) als „Stichjahr“ 1600 n. Chr. angeben, wobei „ancient woodlands“ bereits vor 1600 n. Chr. existierten, während „recent woodlands“ nach 1600 n. Chr. entstanden sind.

Für Belgien geben *Hermy* und *Stieperaere* (1981) an, daß „historisch alte Wälder“ solche sind, die mindestens seit 1775 n. Chr. als Wald bestehen.

6. Der Begriff der Kontinuität ist nicht zu eng zu fassen. Es ist durchaus denkbar, daß zeitweilig Verlichtungen in den Beständen durch Übernutzung aufgetreten sind. Das belegen unter anderem alte Forsteinrichtungswerke. So war zum Beispiel das Nordahner Holz (Nordwestdeutschland) gegen Ende des 17. Jahrhunderts gänzlich ausgehauen gewesen, das heißt, es gab zumindest keine schlagreifen Bäume mehr (*Backenköhler* 1986).

Allgemein ist ferner Nachstehendes zu beachten:

1. Der deutsche Begriff „historisch alt“ ist eine Kompromißlösung, die im Laufe der NNA-Tagung vom 28. bis 29. 10. 1993 in Schneverdingen (Niedersachsen) erarbeitet wurde.

Die Bezeichnung „alter Wald“ oder „Altwald“ wurde nicht gewählt, um Assoziationen mit dem Begriff „Altholzbestand“ zu vermeiden.

Anders als noch bei *Wulf* (1992) wurde der Begriff „altertümlischer Wald“ nicht gewählt, auch wenn dieses eine der möglichen Übersetzungen aus dem englischen „ancient“ wäre. Im Deutschen kann das Wort „altertümllich“ verwirrend sein, unter anderem weil sich der direkte Beweis, daß Waldflächen seit dem Altertum kontinuierlich bestockt gewesen sind, wohl kaum erbringen läßt, obwohl dieses sehr wahrscheinlich ist.



Abb. 1. Waldlandschaftsszene von Simon Binninck, einem spätmittelalterlichen, flämischen Maler. Diese Szene ist die am meisten überzeugende, was die „wahrhafte“ Darstellung der damaligen Wälder angeht, die je gezeichnet wurde. Man erkennt zahlreiche Details wie den Lindenwald, in dessen Vordergrund das Unterholz voriges Jahr gefällt wurde und unterschiedlich alte, zerstreut stehende Überhälter von Ulmen und Eichen. Die Baumstümpfe weisen Stockausschläge auf, die die nächste Unterholz-Generation bilden. Zwischen den Baumstubben sind Pflanzenarten dargestellt, die für Schneitelwälder typisch sind, wie z. B. Besenginster, Brombeere, Gemeiner Wurmfarne und die Rote Heckenkirsche. Aus: Rackham (1980).

Um aber die jahrhundertelange Kontinuität der Bestockung ein und derselben Fläche, also insbesondere den Zeitfaktor zu betonen, wurde die Lösung „historisch alt“ gewählt.

Das „Gegenstück“ zu „historisch alten Wäldern“ sind die „recent woodlands“, also „rezente, neuzeitliche, junge“ oder neugeschaffene Wälder.

2. Sowohl im Deutschen als auch im Englischen werden eine Vielzahl verschiedener Begriffe für „historische alte Wälder“ verwendet (Tab. 1). Zumeist läßt sich nur zwischen den Zeilen herauslesen, daß im Prinzip „historisch alte Wälder“ bzw. „ancient woodlands“ gemeint sind.

Selbst in England, wo die Erforschung „historisch alter Wälder“ auf eine relativ lange Tradition zurückblicken kann, wurde anfänglich der Begriff „primary woodland“ verwendet. Seit Mitte der 70er Jahre wurden Flächen mit langzeitiger Bestockungskontinuität durch Rackhams Buch (1976) über „ancient woods“ so populär, daß sich die Bezeichnung seitdem etabliert hat (vgl. auch Peterken in diesem Band).

Um Mißverständnissen vorzubeugen, werden die in Tabelle 1 aufgeführten Begriffe kurz erläutert.

■ Virgin woods = Urwälder sind Wälder, in denen keine direkten anthropogenen Eingriffe stattgefunden haben.

■ Medieval woods = mittelalterliche Wälder sind in England Wälder, die bereits vor 1600 n. Chr. existierten. In anderen Regionen wird diese Bezeichnung für Wälder gewählt, die es nachweislich schon im Mittelalter gab.

■ Primary woodlands = Primärwälder sind Überreste des „originalen“, also natürlichen Waldes.

■ Wildwood = ursprünglicher Wald ist gleichbedeutend mit dem Begriff „primary wood“.

■ Old wood = Altwald oder alter Wald wird im Englischen und Deutschen sinngemäß für „historisch alter Wald“ verwendet.

3. In vielen Fällen kann davon ausgegangen werden, daß (ehemalige) Schneitel- und Hutewälder „historisch alte Wälder“ sind. Auch Wälder auf lehmig-tonigen oder anmoorigen Substraten, deren „Urbarmachung“ zu schwierig war/ist oder wegen geringer Flächenausdehnung nicht wirtschaftlich war/ist, dürften in sehr vielen Fällen „historisch alte Wälder“ sein. Eine

Tab. 1. Gegenüberstellung der englischen und deutschen Begriffe für „historisch alte“ und sonstige „ursprüngliche Wälder“

Englisch	Deutsch
Primary wood	Primärwald
Virgin, primeval wood	Urwald
Medieval wood	Mittelalterlicher Wald
Wild wood	Ursprünglicher Wald
Ancient wood	Historisch alter , altertümlicher Wald
Old wood	Altwald, alter Wald

Überprüfung ist aber in allen Fällen notwendig.

3. Übersicht der Bearbeiter in Mitteleuropa

In Abbildung 2 sind lediglich alle diejenigen Autoren aufgeführt, die pflanzliche Indikatoren für „historisch alte Wälder“ angeben, einschließlich der Kryptogamen, d. h. der Moose, Flechten und Pilze.

Die relativ große Zahl der Arbeiten aus Deutschland sollte allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, daß nur wenige Autoren detaillierte Untersuchungen zum Thema durchgeführt haben. Vielmehr beruhen die Angaben von Arten „historisch alter Wälder“ in mehreren Publikationen auf Beobachtungen, so daß die dort genannten Arten zunächst nur mutmaßlich als Zeiger „historisch alter Wälder“ einzustufen sind.

Die gesichertsten Ergebnisse liegen für England vor, wobei bereits regionale Unterschiede erarbeitet wurden, die zum Beispiel im Buch von Rackham (1980) Eingang gefunden haben.

Der größte Teil der in Abbildung 2 genannten Autoren hat vornehmlich im Flachland und in waldärmeren Regionen gearbeitet. Die in den entsprechenden Arbeiten aufgeführten Arten „historisch alter Wälder“ haben deshalb ihre Gültigkeit vorerst nur für waldärmere Flachland-Regionen.

In Landschaften, in denen die Entwaldung nie ein solches Ausmaß angenommen hat und außerdem relativ viele naturnahe Waldflächen erhalten geblieben sind, dürften andere Ergebnisse zu erwarten sein. Das trifft gewiß auch für Regionen zu, in denen ein anderes Klima herrscht, zum Beispiel in Mittelgebirgslandschaften.

4. Derzeitiger Kenntnisstand

4.1 Höhere Pflanzen

Die umfangreichsten Kenntnisse zur Bindung von Arten an „historisch alte Wälder“ liegen für die höheren Pflanzen vor (z. B. Dzwonko und Loster 1988, Hermy und Stieperaere 1981, Peterken 1974, 1977, 1981a und b sowie 1993,

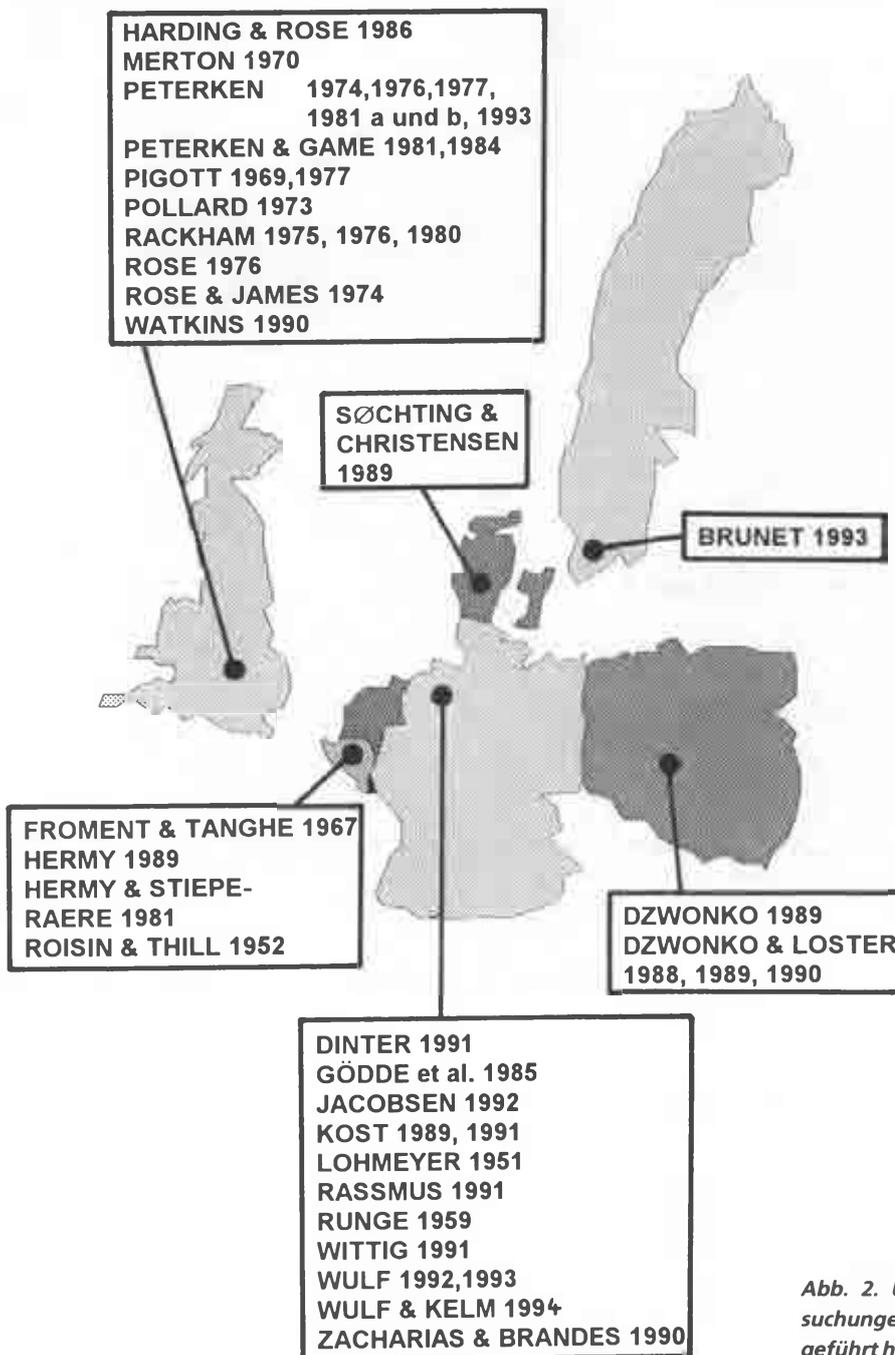


Abb. 2. Übersicht der Autoren, die floristische Untersuchungen zu „historisch alten Wäldern“ in Europa durchgeführt haben.

Peterken und Game 1981 und 1984, Pigott 1969 und 1977, Pollard 1973, Rackham 1976 und 1980).

Peterken und Game (1981) stellten unter anderem fest, daß die Zahl typischer Waldpflanzen in neugeschaffenen Wäldern, welche von Wäldern mit langer Bestockungskontinuität isoliert sind, generell artenärmer sind als solche, die an „historisch alte Wälder“ angrenzen. „Neuzeitliche Wälder“ mit Anschluß an „historisch alte Wälder“ sind wiederum deutlich artenärmer als „historisch alte Waldflächen“. Diese Ergebnisse aus England werden auch durch die Beobachtungen von Lohmeyer (1951) unterstützt, der aufgrund vegetationskundlicher Untersuchungen der Eilenriede bei Hannover (Norddeutschland) zum Schluß kam, daß die artenreichsten Bestände jene sind, die mindestens seit 1370 n. Chr. als Wald bestehen.

In Polen stellten Dzwonko und Loster (1988) fest, daß Waldflächen, die erst seit 140 Jahren kontinuierlich bestockt sind, immer artenärmer sind als solche, die bereits längere Zeit kontinuierlich Waldflächen sind.

Sogar Weideflächen, die seit sehr langer Zeit als solche genutzt werden, sind gegenüber „jüngeren Weideflächen“ deutlich artenärmer (Barber 1976, Peterken 1976). Dabei kommen in „historisch alten Weideflächen“ häufiger seltene Arten vor, aber auch häufigere Arten haben hier ihren Schwerpunkt. Zum Teil finden sich auf „historisch alten Weideflächen“ Pflanzenarten, die ansonsten typischerweise in Wäldern vorkommen, z.B. *Anemone nemorosa* und *Listera ovata* (Peterken 1976).

Wenn auch in den oben zitierten Arbeiten ausnahmslos Laubbaumbestände untersucht worden sind, so gelten die oben getroffenen Aussagen wohl auch für (naturnahe?) Nadelholzbestände. Peterken (1977) bemerkt nämlich, daß „historisch alte“, maritime Pinienwälder deutlich artenreicher sind als „rezente“, gepflanzte Bestände.

Alle bisher gemachten Aussagen treffen in der Regel nur zu, wenn man die Zahl typischer Waldpflanzen, von denen ein Großteil durch Ameisen verbreitet wird, miteinander vergleicht. Sie werden durch die von Hermy (1989) erzielten Ergebnisse gestützt, der eine

Tab. 2. Liste der Pflanzenarten, die als Zeiger „historisch alter Wälder“ gelten

Lateinischer Artname	Deutscher Artname	Autoren	„Soz. Stellung“
<i>Adoxa moschatellina</i>	Moschuskraut	B,C,F	W
<i>Anemone nemorosa</i>	Buschwindröschen	B,D,E,F,G,H,K,M,C	x
<i>Campanula trachelium</i>	Nesselbl. Glockenblume	F,H,O	W
<i>Carex laevigata</i>	Glatte Segge	F,O	W
<i>Carex pallescens</i>	Bleiche Segge	F,H,K,O	G
<i>Carex pendula</i>	Hängende Segge	F,H,K,O	W
<i>Carex remota</i>	Entferntährige Segge	B,E,F,H,K,O*	W
<i>Carex strigosa</i>	Schlanke Segge	F,H,M,O	W
<i>Carex sylvatica</i>	Wald-Segge	E,K	W
<i>Chrysosplenium alternifol.</i>	Wechselbl. Milzkraut	A,F,H	W
<i>Chrysosplenium oppositif.</i>	Gegenblätt. Milzkraut	A,E,F	Q in W
<i>Circaea lutetiana</i>	Hexenkraut	B,C	W
<i>Conopodium majus</i>	Gr. Französ. Erdkastanie	F,K,O*	G
<i>Convallaria majalis</i>	Maiglöckchen	F,H,K,L,M,O,	x
<i>Festuca gigantea</i>	Riesenschwingel	B,C	W
<i>Galium odoratum</i>	Waldmeister	A,F,H,K,O	W
<i>Geum rivale</i>	Bach-Nelkenwurz	F,K,O*	G
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Gem. Hasenglöckchen	K,M,O*	W
<i>Hypericum hirsutum</i>	Behaartes Johanniskraut	F,K,O	H
<i>Lamium galeobdolon</i>	Goldnessel	B,C,E,F,H,K,O	W
<i>Lathyrus montanus</i>	Berg-Platterbse	F,H,O	W
<i>Luzula pilosa</i>	Behaarte Hainsimse	B,F,H,K,O	x
<i>Luzula sylvatica</i>	Wald-Hainsimse	F,H,K,O	W
<i>Lysimachia nemorum</i>	Hain-Gilbweiderich	F,H,K,O,R*	W
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnl. Gilbweiderich	H,K	x
<i>Maianthemum bifolium</i>	Schattenblümchen	B,F,I	x
<i>Melampyrum pratense</i>	Wiesen-Wachtelweizen	F,H,L,O	W
<i>Melica nutans</i>	Nickendes Perlgras	B,C,S	W
<i>Melica uniflora</i>	Einblütiges Perlgras	A,F,H,K,O	W
<i>Mercurialis perennis</i>	Bingelkraut	I,K,M,N,O*	W
<i>Milium effusum</i>	Wald-Flattergras	B,C,F,H,K,M,O	W
<i>Neottia nidus-avis</i>	Nestwurz	F,H,K,O*	W
<i>Orchis mascula</i>	Kuckucks-Knabenkraut	F,K,O*	x
<i>Oxalis acetosella</i>	Sauerklee	B,F,H,K,O	x
<i>Paris quadrifolia</i>	Einbeere	E,F,H,K,M,O	W
<i>Platanthera chlorantha</i>	Grünliche Waldhyazinthe	F,H,K,O	G
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Vielblütige Weißwurz	B,D,M	W
<i>Primula elatior</i>	Hohe Schlüsselblume	D,E,M,O	x
<i>Primula vulgaris</i>	Stengell. Schlüsselblume	E,F,K,M	W
<i>Ranunculus auricomus</i>	Gold-Hahnenfuß	E,F,K	x
<i>Ranunculus ficaria</i>	Scharbockskraut	E,P	x
<i>Sanicula europaea</i>	Sanikel, Heildolde	E,F,K	W
<i>Stachys sylvatica</i>	Wald-Ziest	B,E,P	W
<i>Stellaria holostea</i>	Große Sternmiere	D,K	W
<i>Veronica montana</i>	Berg-Ehrenpreis	F,K,R*	W
<i>Veronica officinalis</i>	Wald-Ehrenpreis	B,K	W
<i>Viola reichenbachiana</i>	Reichenbachs Veilchen	B,C,F,K	W

A: DINTER 1991 (vermutet)
 B: DZWONKO 1989
 C: DZWONKO & LOSTER 1988
 D: GÖDDE et al. 1985
 E: HERMY & STIEPERAERE 1981
 F: PETERKEN 1974
 G: PETERKEN 1981a
 H: PETERKEN 1993
 I: PETERKEN & GAME 1981
 K: PETERKEN & GAME 1984
 L: PIGOTT 1969
 M: PIGOTT 1977
 N: POLLARD 1973
 O: RACKHAM 1980 (O* = mäßige Bindung an histor. alte W.)
 P: ROISIN & THILL 1952
 R: RUNGE 1959 (R* = vermutet)

4. Spalte:
 G = Grünland
 H = Hochstauden
 Q = Quellen
 W = Wälder
 x = unbestimmt

besonders enge Korrelation zwischen der Zahl der Aufnahmen von „historisch alten Waldflächen“ und der Zahl myrmekochorer Pflanzenarten fand.

Hinsichtlich der Gesamtartenzahlen spielen hingegen eine Reihe von Faktoren eine wesentliche Rolle. So stellten *Dzwonko* und *Loster* (1988) fest, daß die Artenzahl mit der Habitatvielfalt, der Gestalt des Waldes, dem Isolierungszeitpunkt, der Isolierungsdauer und den Deckungsanteilen der Baum- und Strauchschichten eng korreliert sind (vgl. auch *Wulf* 1993), worauf aber an dieser Stelle nicht im einzelnen eingegangen werden soll.

Interessanter ist im Zusammenhang mit Wäldern sehr langer Bestockungskontinuität, daß *Peterken* (1993) gleichermaßen eine Zunahme der Gesamtartenzahlen in „historisch alten Wäldern“ als auch in „rezenten Wäldern“ fand, sofern die Größen etwa zwischen 3 und 10 ha betragen. Oberhalb von 10 ha sind „historisch alte Wälder“ generell artenreicher als „rezente Wälder“, während „neuzeitliche Wälder“ unterhalb von 3 ha Größe artenreicher sind als Waldflächen mit langzeitiger Bestockungskontinuität. Letzteres liegt daran, daß selbst die kleinsten „jüngeren Wälder“ ein nicht reduzierbares Minimum von 10 bis 20 Arten aufweisen (*Peterken* 1993), teilweise sogar bis zu 30 Arten (*Peterken* und *Game* 1984).

Peterken (1993) konnte feststellen, daß das Minimum an Arten in neugeschaffenen Wäldern innerhalb von 100 Jahren rasch aufgebaut wird, danach aber zunächst kein weiterer Anstieg in der Gesamtartenzahl zu beobachten ist (vgl. auch *Scanlan* 1981). Dabei besiedeln vor allem lichtliebende, meist durch Wind verbreitete Arten die „jungen Wälder“ als erstes (vgl. Tab. 4), während typische Waldpflanzen unabhängig von der Waldgröße lange auf sich warten lassen (*Peterken* und *Game* 1981).

Rackham (1975) konnte in einem Fall nachweisen, daß *Mercurialis perennis* 150 Jahre gebraucht hat, um in einen neugeschaffenen Wald einzuwandern, obwohl dieser direkt an einen „historisch alten Wald“ angrenzt.

Peterken und *Game* (1981) geben ebenfalls ein Beispiel für das Bingelkraut an, wo die Art nach 150 Jahren in eine neu angelegte Hecke erst zu einem geringen Teil eingedrungen ist.

Tab. 3. Liste der Pflanzenarten, die als Zeiger „rezyenter Wälder“ gelten

Lateinischer Artname	Deutscher Artname	Autoren	"Soz. Stellung"
<i>Aegopodium podagraria</i>	Gewöhnlicher Giersch	D	N
<i>Alliaria petiolata</i>	Knoblauchrauke	D	N
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Wiesen-Kerbel	B,D	G
<i>Arctium minus</i>	Kleine Klette	D	N
<i>Arrhenaterum elatius</i>	Glatthafer	D	G
<i>Avenella flexuosa</i>	Drahtschmiele	D	x
<i>Blechnum spicant</i>	Wald-Rippenfarn	D	x
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Wald-Zwenke	B	W
<i>Bryonia dioica</i>	Zweihäusige Zaunrübe	D	N
<i>Calluna vulgaris</i>	Gemeine Besenheide	D	G
<i>Cirsium vulgare</i>	Gemeine Kratzdistel	D	N
<i>Dactylis glomerata</i>	Knäuelgras	D	x
<i>Dryopteris dilatata</i>	Breiter Wurmfarne	B	x
<i>Epilobium angustifolium</i>	Schmalbl. Weidenröschen	D	H
<i>Galanthus nivalis</i>	Schneeglöckchen	D	W
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gemeiner Hohlzahn	D	x
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut	B,D	N
<i>Galium hircynicum</i>	Harzer Labkraut	D	G
<i>Geranium robertianum</i>	Stinkender Storchschnabel	D	N
<i>Geum urbanum</i>	Echte Nelkenwurz	C,D	W
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann, Gundelrebe	A,C	N
<i>Heracleum sphondylium</i>	Wiesen-Bärenklau	D	G
<i>Lamium album</i>	Weißes Taubnessel	D	N
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke	A	G
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut	A	x
<i>Molinia caerulea</i>	Pfeifengras	D	x
<i>Myosotis arvensis</i>	Acker-Vergißmeinnicht	D	N
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras	B,C	G
<i>Primula veris</i>	Wiesen-Schlüsselblume	D	x
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß	D	x
<i>Ribes rubrum</i>	Rote Johannisbeere	A	W
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere	D	x
<i>Rumex acetosella</i>	Sauerampfer	D	x
<i>Rumex obtusifolius</i>	Stumpfbältriger Ampfer	D	N
<i>Rumex sanguineus</i>	Hain-Ampfer	D	W
<i>Scrophularia auriculata</i>	Wasser-Braunwurz	D	N
<i>Silene dioica</i>	Rote Lichtnelke	D	x
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten	D	x
<i>Stellaria media</i>	Vogelmiere	D	N
<i>Teucrium scorodonia</i>	Salbei-Gamander	D	W
<i>Torilis japonica</i>	Gemeiner Klettenkerbel	D	N
<i>Urtica dioica</i>	Brennnessel	D	N
<i>Veronica chamaedrys</i>	Gamander-Ehrenpreis	D	x
<i>Veronica hederifolia</i>	Efeublättriger Ehrenpreis	D	N
<i>Viola odorata</i>	März-Veilchen	D	N

A: HERMY & STIEPERAERE 1981
 B: PETERKEN 1974
 C: PETERKEN 1976
 D: PETERKEN & GAME 1984

4. Spalte:
 G = Grünland
 H = Hochstauden
 N = stickstoffreiche Krautfluren
 W = Wälder
 x = unbestimmt

Auch in neuangelegten städtischen Parkanlagen findet nur eine geringe und sehr langsame Neubesiedlung von Waldpflanzen statt. Ältere Parkanlagen sind deshalb reicher an typischen

Pflanzenarten von Wäldern, wie z.B. *Anemone nemorosa*, *Polygonatum multiflorum* und *Stellaria holostea*, wie *Gödde* et al. (1985) zeigen konnten.

Welche Arten gehören nun zu de-

nen, deren Vorkommen ausschließlich oder überwiegend in „historisch alten Wäldern“ liegen?

Vor der Beantwortung dieser Frage muß angemerkt werden, daß bei einzelnen in Tabelle 2 aufgeführten Arten regionale Abweichungen auftreten können. Diese hängen zum einen davon ab, was für Wälder oder waldähnliche Formationen (z. B. Hecken) auf welchen Standorten seit mehreren 100 Jahren überlebt haben. Zum anderen hängen sie davon ab, welche ökologischen Ansprüche eine Art hat und inwieweit diese in einem Klimagefälle oder auch bei verschiedenen Landnutzungsformen wechseln können.

In Tabelle 2 sind deshalb nur diejenigen Pflanzenarten aufgeführt, für die mindestens zwei verschiedene Autoren angeben, daß sie auf jeden Fall überwiegend in „historisch alten Wäldern“ vorkommen. Die „soziologische Stellung“ wurde nach Angaben von *Ellenberg* et al. (1989) ermittelt, wobei in den Tabellen 2 und 3 nur die Formationen angegeben sind.

Die Nomenklatur der Pflanzenarten richtet sich nach *Schmeil* und *Fitschen* (1982).

Von insgesamt 47 Arten gehören 31, also 66 %, ihrer soziologischen Stellung nach zu den Waldpflanzen.

Da nur wenige Indikatorarten für „rezente Wälder“ in der Literatur zu finden sind, wurden alle verfügbaren Angaben in Tabelle 3 verwertet.

Bei den Arten „rezenten Wälder“ ist das Verhältnis Waldpflanzen zu Nicht-Waldpflanzen ganz anders; nur 6 (= 13,3 %) von insgesamt 45 Arten sind typische Waldpflanzen. Auffallend ist die hohe Zahl von 17 Pflanzenarten (= 37,8 %), die ihren Schwerpunkt in stickstoffreichen Krautfluren haben. Auch der Anteil von Pflanzenarten, die an keine bestimmte Formation gebunden sind, ist recht hoch, wie die nachstehende Übersicht zeigt:

4.1.1 Erklärungsansätze für die Bindung von Pflanzenarten an „historisch alte Wälder“

Hermý und *Stieperaere* (1981) fanden Arten „historisch alter Wälder“ vor allem auf lehmigen/tonigen und feuchten/nassen Böden. Die Autoren mutmaßen daher, daß diese Standorte ein besseres Abpufferungsvermögen gegenüber menschlichen Eingriffen im Vergleich zu sandigeren und trockeneren Böden haben und damit das Überleben bestimmter Pflanzenarten gewährleistet war.

Daraus würde sich schließen lassen, daß vor allem anthropogene Einflüsse über Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen von Indikatoren „historisch alter Wälder“ entscheiden.

Das gilt sicher für Einzelfälle, wie es z. B. *Brunet* (1993) für die in Süd-Schweden seltenen Waldgräser *Bromus beneckenii* und *ramosus*, *Festuca altissima* sowie *Hordelymus europaeus* annimmt. Alle vier Grasarten fand *Brunet* (1993) vornehmlich in Buchenwäldern (Hochwälder), offenbar weil diese zu den am wenigsten intensiv genutzten Wäldern im Untersuchungsgebiet gehören. Allerdings kommen die vier Grasarten auch in anderen Regionen Europas in Hochwäldern vor, so daß Konkurrenzvorteile bezüglich Licht gegenüber anderen Arten eine wesentlichere Rolle spielen könnten als die direkte Wirkung der Bewirtschaftung.

Peterken und *Game* (1984) bemerken ebenfalls, daß viele Arten mit feuchten/nassen Standorten assoziiert sind, weisen aber andererseits darauf hin, daß auch Waldpflanzen mit weiter ökologischer Amplitude bevorzugt in „historisch alten Wäldern“ vorkommen, wie z. B. *Anemone nemorosa*. Das Buschwindröschen zeigt zudem keine Präferenz für Wälder mit einer bestimmten Bewirtschaftungsform, sondern kommt in Nieder- und Hochwäldern gleichermaßen vor (*Peterken* 1981a).

dern gleichermaßen vor (*Peterken* 1981a).

Auf die Bedeutung der Feuchtigkeit für das Vorkommen von Pflanzen in „historisch alten Wäldern“ haben auch andere Autoren hingewiesen. Weil die Arten „historisch alter Wälder“ großenteils montane oder doch schwach montane Elemente sind, nimmt z. B. *Runge* (1959) an, daß sich diese aus einer Zeit mit „montanerem“, also etwas kühlerem und feuchterem Klima, bis zum heutigen Tag herübergerettet haben.

Ein Vergleich der mittleren Zeigerwerte nach *Ellenberg* et al. (1989) zeigt, daß hinsichtlich der Feuchtezahlen „historisch alte Wälder“ gegenüber „jungen Wäldern“ nicht deutlich höhere Werte aufweisen.

Allerdings bezieht sich die Feuchtezahl auf die Bodenfeuchtigkeit, während für Waldarten die relativ zum Offenland höhere Luftfeuchtigkeit durchaus bedeutender sein kann, was zu untersuchen wäre.

Bei der Basenversorgung bzw. der mittleren Reaktionszahl tritt nur einmal ein großer Unterschied auf, nämlich zwischen der ersten und letzten Spalte in Tabelle 4. Im übrigen zeigt sich die Tendenz, daß in „historisch alten Wäldern“ mehr Basenzeiger vorkommen als in „rezenten Wäldern“. Wahrscheinlich wurden „historisch alte Wälder“ vornehmlich auf basenreichen Standorten untersucht bzw. sind zum überwiegenden Teil auf diesen Böden erhalten geblieben.

Der hohe Wert in der ersten Spalte von Tabelle 4 ist darauf zurückzuführen, daß *Wulf* und *Kelm* (1994, Beitrag in diesem Band) vor allem basenreiche Feuchtwälder untersucht haben.

Deutlich ist allerdings der größere Anteil schattentoleranter Arten und der geringere Anteil von Stickstoffzeigern in „historisch alten Wäldern“, während in „jungen Wäldern“ deutlich mehr lichtliebende und stickstoffzeigende Pflanzen vorkommen (Tab. 4).

Das weist auf den offenbaren Zusammenhang zwischen vermehrter Lichtmenge, die zum Boden gelangt, und der damit verbundenen stärkeren Stickstoffumsetzung hin, wobei zu überprüfen bleibt, ob die Baum- und Strauchschicht in „rezenten Wäldern“ tatsächlich lichter ist als in „historisch alten Wäldern“.

Feuchte oder nasse, lehmige bis

	Tab. 2 absolut	Tab. 2 in %	Tab. 3 absolut	Tab. 3 in %
Grünland	4 ×	8,5	7 ×	15,6
Hochstauden	1 ×	2,2	1 ×	2,2
Stickstoffreiche Krautfläche	0 ×	0,0	17 ×	37,8
Quellen	1 ×	2,2	0 ×	0,0
Wälder	31 ×	66,0	6 ×	13,3
unbestimmt	10 ×	21,1	14 ×	31,1

Tab. 4. Vergleich der mittleren Zeigerwerte von Indikatorpflanzen „historisch alter Wälder“ und „rezenten Wälder“

	"Historisch alt" *)	"Historisch alt" **)	"Historisch alt" ***)	"Rezent" ****)
Licht	4,2	3,8	5,2	6,2
Temperatur	5,0	5,3	5,2	5,5
Kontinentalität	3,4	3,3	3,2	3,0
Feuchtigkeit	5,9	5,6	6,0	5,6
Reaktion	6,6	6,1	6,0	5,6
Stickstoff	5,7	5,8	5,3	6,4
Geophyten	41%	36%	22%	9%
Myrmekochore	22%	24%	22%	14%
Geophyten und Myrmekochore	63%	60%	44%	23%

*) WULF & KELM 1994 (Beitrag in diesem Heft): 37 Arten
 **) ZACHARIAS & BRANDES 1990: 50 Arten, die zu mindestens 50 % in großen Wäldern vorkommen, die "histor. alt" sind
 ***) PETERKEN & GAME 1984: 59 Arten
 ****) PETERKEN & GAME 1984: 43 Arten

tonige Böden waren für eine landwirtschaftliche oder sonstige intensive Nutzung zumeist ungeeignet, und deshalb haben die für diese Standorte typischen Waldgesellschaften, vor allem die Eichen-Hainbuchenwälder, in Polen entsprechend die Linden-Hainbuchenwälder, Jahrhunderte überdauert (Dinter 1991, Dzwonko und Loster 1988).

Aber auch Waldgesellschaften auf saureren und trockeneren Böden, die aus landwirtschaftlicher Sicht Grenztragsstandorte darstellen, dürften über viele 100 Jahre kontinuierlich bestockt gewesen sein, z. B. Bestände des Fago-Quercetum (Buchen-Eichenwald) bzw. Deschampsio-Fagetum (Drahtschmielen-Buchenwald, Dinter 1991). Es liegen aber für solche Waldgesellschaften keine Untersuchungen vor, möglicherweise weil ihre Artenarmut nur spärliche Ergebnisse erwarten läßt und diese Wälder deshalb für wissenschaftliche Untersuchungen unattraktiv erscheinen.

Es soll aber noch auf die Beobachtung von Peterken und Game (1981) aufmerksam gemacht werden, die dem Faktor „Zeit“ in einem Fall mehr Bedeutung für das Vorkommen der Art zubilligt als den ökologischen Ansprüchen.

Obwohl *Mercurialis perennis* in England in der Regel bevorzugt auf kalkreichen und feuchten, im Oberboden aber gut durchlüfteten Standorten vor-

kommt, wurde es in Lincolnshire häufiger auf sauren Lehm- und Sandböden gefunden, weil eben auf diesen Standorten die meisten „historisch alten Wälder“ stocken.

In anderen Regionen Englands hat das *Bingelkraut* vor allem in „historisch alten Hecken“ überlebt (Rackham 1980), wobei diese vielfach Relikte ehemals großflächiger Wälder darstellen (Pigott 1977, Pollard 1973), wie auch die bis heute erhalten gebliebenen „historisch alten Wälder“ (Peterken 1981a). Insofern dürfen auch die aktuellen Pflanzenvorkommen als Relikte ehemals weiter verbreiteter Populationen gelten (Dinter 1991, Peterken 1981a), die unter Umständen zeitweilig veränderte Bedingungen toleriert haben, wie es unter anderem auch Hermy und Stieperaere (1981) und Rackham (1980) annehmen. Das würde zumindestens erklären, warum einzelne Waldarten ebenfalls in Hecken, Feuchtwiesen und entlang von Gräben überdauern können, solange diese lediglich extensiv genutzt werden und die Arten nicht übermäßig gefressen, gepflückt oder gemäht werden.

Auffallend ist, daß insofern eine relative Standortkonstanz in Hecken, Feuchtwiesen und an Grabenrändern im Vergleich zu Wäldern gegeben ist, da alle Biotopie mindestens halbschattig und feucht sind, was das Vorkom-

men von Waldpflanzen fördert (Peterken 1993).

Eine entsprechende Vernetzung solcher Biotopie dürfte daher auch die Einwanderungschancen von Arten „historisch alter Wälder“ in neugeschaffene Waldflächen unterstützen.

Daraus kann abgeleitet werden, daß in Landschaften mit geringem Waldanteil und vielen isoliert liegenden Waldflächen, also einem recht „offenen Landnutzungssystem“, die Indikatorfunktion von Arten für „historisch alte Wälder“ besonders ausgeprägt ist (Pollard 1973). Tatsächlich tritt der Effekt der engen Bindung von Pflanzenarten an „historisch alte Wälder“ in waldreicheren Gegenden, z. B. Frankreich (rund 25 %) und Tschechoslowakei (rund 35 %) undeutlicher oder nicht zutage (Peterken 1977).

Untersuchungen in England haben gezeigt, daß vor allem eine Wiedervernetzung von Wäldern entlang ehemaliger Vernetzungsstrukturen, wie z. B. Hecken, mäandrierende Fließgewässer, die Chancen zur Ausbreitung von typischen Waldarten am besten erhöhen (Peterken mtl. am 29. 10. 1993, Vortrag NNA-Tagung). Das leuchtet insofern ein, da viele Waldpflanzen nur über unzureichende oder keinerlei Fernverbreitungsstrategien verfügen (Dzwonko und Loster 1988, Hermy 1989, Peterken 1974). Bei typischen Pflanzen der Wälder erfolgt die Ausbreitung in der Regel vegetativ oder über Nahverbreitung „Schritt-für-Schritt“, so daß ein langdauerndes zusammenhängendes Netz von Biotopie erforderlich ist, damit sich die Arten über möglichst großen Raum ausbreiten können. Tabelle 4 zeigt denn auch klar, daß die Zahl der Geophyten (in der Regel Selbstverbreitung) und der Myrmekochoren (Verbreitung mittels Ameisen) in „historisch alten Wäldern“ deutlich höher ist als in „neuzeitlichen“ Wäldern.

Peterken (1981a) nimmt deshalb an, daß sich z. B. *Anemone nemorosa* in den einst größeren und geschlosseneren Waldflächen nach und nach hat ausbreiten können und alle heutigen Vorkommen Relikte einer ehemals größeren und verbreiteteren Population sind (vgl. auch Wulf 1992 und 1993).

Je eher deshalb die Isolierung von Waldflächen stattgefunden hat, desto weniger Zeit blieb den Waldarten, ihr potentielles Areal vollkommen auszu-

füllen. Länger isolierte Wälder sind daher ärmer an Arten, die myrmekochor verbreitet werden (Dzwonko und Loster 1988).

In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, daß in der Literatur zwar häufig die Angabe „Ameisenverbreitung“ gemacht wird, trotzdem aber auch Fernverbreitungsmechanismen wirken müssen, die bisher nicht bekannt bzw. untersucht sind. Peterken und Game (1981) können zumindest in ihrem Untersuchungsgebiet Fundorte von *Mercurialis perennis* nach solchen unterscheiden, die wohl durch Nahverbreitung erreicht wurden, und solchen, die offenbar nur über Fernverbreitung erreichbar waren.

Bei den meisten Waldpflanzen dürfte eine Fernverbreitung über Wind fast ausgeschlossen sein. Eher denkbar wäre die Verbreitung über das Wild, indem z. B. Samen zusammen mit Erde im Fell haften bleiben und die Samen danach an einen günstigen Standort gelangen. Außerdem muß anschließend gewährleistet sein, daß die Witterung bei Keimbeginn so verläuft, daß der Keimling bzw. die Jungpflanze überlebt. Die Sterberate von Keimlingen und Jungpflanzen ist bei Waldpflanzen nämlich meist außerordentlich hoch (Falinska 1979, Inghe und Tamm 1985).

Man kann sich aufgrund dieser Überlegungen vorstellen, daß eine solche Vielzahl günstiger Umstände nur sehr selten zusammentreffen, die Aus- bzw. Verbreitung über einen großen Raum somit sehr lange Zeit in Anspruch nimmt.

4.1.2 Gründe für das Auftreten von Arten „historisch alter Wälder“ in „rezenten Wäldern“

Nach Peterken (1993) und Peterken und Game (1981) können folgende Ursachen zutreffen, die das Vorkommen von Pflanzenarten „historisch alter Wälder“ in „rezenten Wäldern“ erklären:

1. Die „rezente Waldfläche“ grenzt direkt an einen „historisch alten Wald“ oder sie war durch eine Waldrelikt-Hecke (Pollard 1973) mit einem „historisch alten Wald“ zum Zeitpunkt der Neuschaffung des „jüngeren Waldes“ verbunden.

2. Die „rezente Waldfläche“ ist über ein Fließgewässer mit einem „historisch

alten Wald“ verbunden. Sofern am Fließgewässerrand ähnliche Bedingungen wie im Wald herrschen, d. h. Halbschatten und ausreichende (Luft-)Feuchtigkeit, werden Waldpflanzen begünstigt.

3. Die „rezente Waldfläche“ wurde neben oder quer zu einer alten Gemeindegrenze angelegt, die als „historisch alter“ heckenbewachsener Erdwall noch erkennbar ist. Somit existieren Refugien von Arten „historisch alter Wälder“ ganz in der Nähe der neugeschaffenen Waldfläche.

4. Der „rezente Wald“ bedeckt eine recht große Fläche (mindestens 2 ha), so daß die Wahrscheinlichkeit größer ist, daß ein „breiteres Angebot“ vorheriger Landnutzungen abgedeckt wird bzw. eine größere Zahl von Hecken berührt werden, in denen Waldpflanzen überdauern haben.

5. Die „rezente Waldfläche“ ist vor mehr als 100 Jahren angelegt worden, so daß den Waldpflanzen ein entsprechend längerer Zeitraum zur Einwanderung zur Verfügung stand.

6. Waldpflanzen wurden durch Ansalbung in die rezente Waldfläche eingebracht (z. B. Gartenabfälle).

4.2 Niedere Pflanzen

Wesentlich häufiger als bei den höheren Pflanzen wird in der Literatur hervorgehoben, daß die langzeitige ökologische Kontinuität für das Vorkommen von Arten „historisch alter Wälder“ ausschlaggebend ist. Es wird ferner immer wieder der Hinweis gegeben, daß es sich um montane Arten handelt, die an (halb-)schattige und (luft-)feuchte Standorte gebunden sind und als Kühlezeiger gelten.

4.2.1 Moose

So erwähnt Rasmus (1991) für einen „Primärwaldrest“ in Schleswig-Holstein *Antitricha curtispindula* als Indikator „historisch alter Wälder“, das auf Tau- und Nebelfeuchte angewiesen ist.

Ansonsten ist die Angabe von Moosarten als Zeiger „historisch alter Wälder“ recht spärlich. Hermy und Stiepe-raere (1981) geben noch *Fissidens taxifolius* und *Thamnium alopecurum* an.

Nach eigenen Beobachtungen können im waldarmen Flachland vermutlich außerdem folgende Arten als Indi-

katoren für Wälder mit sehr langer Bestockungskontinuität gelten:

Calypogeia muelleriana, *Chiloscyphus pallescens*, *Cirriphyllum piliferum*, *Eurhynchium striatum*, *Frullania tamariscii*, *Plagiochila asplenoides*, *Plagiomnium undulatum*, *Rhizomnium punctatum* und *Thuidium tamariscinum*.

4.2.2 Flechten

Für die Gruppe der Flechten hat Rose bereits 1976 einen „index of age and environmental continuity“ vorgestellt, der seither von anderen Autoren ebenfalls erfolgreich angewendet wurde, z. B. Rasmus (1991) sowie Søchting und Christensen (1989). Der Index wurde unter anderem auch zur Beurteilung des Natürlichkeitsgrades von Wäldern herangezogen bzw. zur Beurteilung des Umfangs forstlicher Maßnahmen. Wenn auch forstliche Maßnahmen und die ökologische Kontinuität eines Bestandes vielfach verknüpft sein können, sollte doch künftig versucht werden, eine klare Trennung vorzunehmen, für was die Flechtenarten Indikatoren sind. Dieses könnte zum Beispiel durch Vergleich verschiedener Regionen ermittelt werden.

Als besonders gute Zeiger einer langen ökologischen Kontinuität bzw. „historisch alter Wälder“ gelten Arten der Gattungen *Lobaria* und *Sticta* (Harding und Rose 1986).

Die Lungenflechte, *Lobaria pulmonaria*, „ist die namengebende Art einer charakteristischen Flechtengemeinschaft alter, luftfeuchter Wälder, des *Lobarion pulmonariae*“ (Jacobsen 1992, S. 123). Sie wurde von Rasmus (1991) in einem „Primärwaldrest“ in Schleswig-Holstein gefunden und von ihm als Zeiger „historisch alter Wälder“ gewertet.

Epiphytische Flechten scheinen nach Jacobsen (1992) nicht nur als Indikatoren „historisch alter Wälder“ herangezogen werden zu können, sondern sind in einzelnen Fällen auch mit anderen, über sehr lange Zeit ungestörten, Substraten assoziiert, z. B. alte Kirchen- und Klostermauern. Jedenfalls besiedeln *Buellia epipolia*, *Caloplaca flavescens*, *Lecanora sulphurea* und *Opegrapha chevallieri* ausschließlich alte Kirchenmauern und fehlen auf vergleichbaren Substraten jüngeren Datums, z. B. Beton.

Als weitere Zeigerarten „historisch alter Wälder“ kommen nach *Jacobsen* (1992) folgende in Frage: *Arthothecium ruanum*, *Caloplaca herbidella* und *Opegrapha vermicellifera*. Ferner wahrscheinlich alle von ihm für das Pobüller Bauernholz („Primärwaldrest“) genannten Arten, die dort seit 1987 nachgewiesen wurden (vgl. *Jacobsen* 1992, S. 122).

Harding und *Rose* (1976) haben eine Liste mit insgesamt 75 Flechtenarten, die vornehmlich im Flachland an Hudewälder gebunden sind, aufgestellt, von denen wiederum 31 besonders geeignet sind, um auf eine lange ökologische Kontinuität an ein und demselben Ort schließen zu können.

Von diesen 31 Flechten sollen an dieser Stelle nur diejenigen genannt werden, die auch von *Wirth* (1987) als Zeiger milder ozeanischer Lagen gelten: *Arthonia vinosa*, *Catinaria atropurpurea*, *Dimerella lutea*, *Nephroma laevigatum*, *Pannaria conoplea*, *Parmelia crinita*, *Parmeliella triptophylla*, *Peltigera collina*, *Peltigera horizontalis*, *Porina leptalea*, *Thelopsis rubella* und *Thelotrema lepadinum*.

Für die Gattung *Nephroma* hebt *Wirth* (1987) hervor: „Alle Arten sind auf langfristig ungestörte Standorte, auf nicht oder sehr schonend bewirtschaftete naturnahe Wälder angewiesen und in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen.“ (*Wirth* 1987, S. 293).

4.2.3 Pilze

Zu den Pilzen ist im Vergleich zu den Moosen und Flechten noch weniger bekannt, was ihren Zeigerwert für „historische alte Wälder“ angeht.

Lediglich *Kost* (1991) bemerkt, daß xylobionte Arten nicht geeignet sind, um auf eine lange Bestockungskontinuität rückschließen zu können, da ihr Auftreten mehr vom allgemeinen Klimaverlauf als von den Bodeneigenschaften abhängig ist.

Wohl aber eignen sich Ektomykorrhizen als Zeiger lange Zeit unbeeinflusster Waldböden, da sie sehr empfindlich auf Veränderungen reagieren. Als Beispiele gibt *Kost* (1991) für saure Böden *Amanita muscaria* (Fliegenpilz) und für Eichenwälder *Amanita phalloides* (Grüner Knollenblätterpilz) an.

Leider geht aus den Darstellungen

von *Kost* (1991) nicht hervor, auf welche Arten von Veränderungen die Mykorrhizen besonders empfindlich reagieren und welche Zeiträume nötig sind, um das Vorkommen bestimmter Ektomykorrhizen zu ermöglichen.

Bemerkenswert erscheint jedoch noch, daß langfristig ungestörte Waldböden (Anm. der Autorin: gemeint sind Bannwälder) deutlich artenreicher sind als Böden mit Störungen (*Kost* 1991).

Genauere Untersuchungen der Mykorrhizen können gerade für Waldgesellschaften hilfreich sein, die sehr arm an krautigen Pflanzen sind, um „historisch alte“ von „rezenten Beständen“ zu unterscheiden.

4.3 Tiere

Innerhalb der Gruppe der Tiere liegen wohl vor allem für die Käfer die meisten Angaben über Zeiger „historisch alter Wälder“ vor.

Dülge (1988) stellte bei seinen Untersuchungen in Nordwestdeutschland fest, daß für die Zahl der in Wäldern lebenden Laufkäfer (Carabiden) dem Faktor „Alter des Waldes“ (Anm. der Autorin: gemeint ist das „historische Alter“ des Waldes) eine erheblich größere Bedeutung zukommt als dem Faktor Flächengröße.

Die Flächengröße hat aber Bedeutung für das Verhältnis der typischerweise in Wäldern lebenden Arten zu den übrigen Arten. So kommen zum Beispiel die typischen Waldkäfer *Abax parallelus* und *Carabus glabratus* nur in großen Wäldern vor, während in kleinen Wäldern eine Verschiebung zugunsten von Arten offener Landschaften bzw. Ubiquisten auftritt.

Außer den oben genannten zwei Waldarten eignen sich nach *Dülge* (1988) noch folgende als Indikatoren „historisch alter Wälder“, da sie Wälder mit konstant kühlfeuchtem Innenklima oder Beschattung brauchen: *Abax ovalis*, *Carabus coriaceus*, *Cychnus caraboides*, *Platynus assimilis* und *Pterostichus oblongopunctatus*.

Wie schon bei den höheren Pflanzen erwähnt, treten auch bei den Käfern regionale Unterschiede auf. Je kontinentaler (kühler und feuchter) das Klima ist, desto häufiger kommt zum Beispiel *Pterostichus oblongopunctatus* auch außerhalb von Wäldern vor. In Schweden kommt die Art nicht ohne Beschat-

tung durch Bäume oder Sträucher aus, während sie in West-Norwegen außerdem im offenen Gelände gefunden wird (*Lindroth* 1945).

Riecken und *Ries* (1993) betonen in ihrer Arbeit zwar nicht das „historische Alter von Waldflächen“ als Bedeutung für das Vorkommen bestimmter Käferarten, geben aber *Abax parallelepipedus* und *Carabus coriaceus* als typische Waldkäfer an. Da letztere der beiden Käferarten nach *Dülge* (1988) als Zeigerart „historisch alter Wälder“ gelten kann, ist anzunehmen, daß dieses auch für die erstgenannte Art zutrifft.

Albrecht et al. (1991) haben eine Liste von 23 seltenen und sehr seltenen „Urwald-Reliktarten“ aufgestellt und geben an, daß über Jahrhunderte stets ein ausreichend hoher Anteil von Altholzstrukturen gegeben sein mußte, um das Überleben dieser Arten zu sichern.

Nun müssen Altholzstrukturen nicht zwangsläufig ein Beweis für einen „historisch alten Wald“ sein, aber die Wahrscheinlichkeit ist sehr hoch (*Peterken* 1976).

Es soll an dieser Stelle zuletzt nur noch ein Hinweis auf Tiere als Zeiger „historisch alter Wälder“ gegeben werden, da in diesem Band weitere ausführliche Beiträge enthalten sind.

Runge (1959) nimmt an, daß *Salamandra maculosa* (Feuersalamander, montane Art) ein „Altwald-Zeiger“ ist, was sich durch das Zusammentragen von Informationen aus dem Elbe-Weser-Dreieck bestätigen läßt (siehe Beitrag *Wulf* und *Kelm* in diesem Band).

4.4 Boden

Obwohl die Bedeutung von Böden, die schon mehrere Jahrhunderte mit Wald bestockt sind, unter anderem für Untersuchungen zur natürlichen Bodenentwicklung als Vergleich zu stärker veränderten Böden von *Ball* und *Stevens* (1981) hervorgehoben wurde, sind der Autorin bisher keine Arbeiten bekannt geworden, in denen spezielle Untersuchungen zu „historisch alten Waldböden“ durchgeführt worden sind.

Für Niedersachsen wird allerdings auf einem Merkblatt zur forstlichen Standortkartierung darauf hingewiesen, daß „alte Waldböden“ besonders mächtige Ah-Horizonte von 50 cm und mehr aufweisen können (keine Esch-

böden!). Durch eigene Untersuchungen im Elbe-Weser-Dreieck (Nordwestdeutschland) kann bestätigt werden, daß häufiger Mächtigkeiten von annähernd 40 cm und mehr in den Bodenprofilen „historisch alter Wälder“ auftreten (Wulf 1992). Auch Wolter und Dierschke (1975) bemerken für einen „historisch alten Wald“ im nordwestdeutschen Flachland, nämlich für das Nordahner Holz, daß die „alten Waldböden“ einen Ah von 40 cm erreichen.

Darüber hinaus liegt ein mündlicher Hinweis von 1988 von Herrn Schäfer (Bodenkundliche Versuchsstation Bremen) vor, wonach anthropogen beeinflusste Böden pflanzenverfügbare Phosphat-Gehalte von 10 mg und mehr pro 100 g Boden enthalten, während ungenutzte oder wenig beeinflusste Böden niedrigere Werte aufweisen.

Bodenchemische Untersuchungen im Elbe-Weser-Dreieck von 127 „historisch alten Waldflächen“ haben ergeben, daß die pflanzenverfügbaren Phosphat-Gehalte im Mittel bei 2,0 mg/100 g Boden liegen, also sehr niedrig sind (Wulf 1992).

Mit Hilfe des Phosphates lassen sich nach Gebhard (1976, 1982) insbesondere ehemalige mittelalterliche Siedlungen nachweisen und sehr gut im Gelände abgrenzen.

5. Wesentliche Forschungsfragen

Aus den bisherigen Darstellungen kristallisieren sich folgende Fragen an „historisch alte Wälder“ heraus, wobei besonderes Gewicht auf den „Zeitfaktor“ und auf den Vergleich mit „rezenten Wäldern“ zu legen ist.

1. Welche Unterschiede bestehen zwischen „rezenten“ und „historisch alten Wäldern“ hinsichtlich
 - Arteninventar,
 - Artenzahl (insbesondere myrmekochore Arten und Geophyten) und
 - Artenzusammensetzung?
2. Gibt es „Zeigerarten(-gruppen)“ die den Zeitfaktor bzw. die jahrhundertlange ökologische Kontinuität widerspiegeln?
3. Wieweit hängen diese Unterschiede zusammen mit
 - den früheren Nutzungsformen,
 - den heutigen Bewirtschaftungsvarianten,
 - den Standortverhältnissen,

- dem Isolierungsgrad/-zeitpunkt,
 - dem Bewaldungsgrad oder
 - der Aus- bzw. Verbreitungsstrategie von Pflanzen- und Tierarten?
4. Gibt es standörtliche Parameter, die Rückschlüsse auf das Alter eines Waldstandortes zulassen?
 - In welcher Weise entwickeln sich Humusformen im Zeitverlauf?
 - Gibt es Humusformenmerkmale, welche eine dominante Rolle bei der Entwicklung im Zeitverlauf der Ökosysteme spielen?
 - Gibt es Merkmale der mineralischen Horizonte, welche eine dominante Rolle bei der Entwicklung der Humusform und der Vegetation im Zeitverlauf spielen?

Die Fragen unter Punkt 4 sind dem Katalog zu Untersuchungszielen in den niederländischen Naturwaldreservaten von Sevink (1991) entnommen und lassen sich uneingeschränkt auf „historisch alte Wälder“ übertragen.

6. „Historisch alte Wälder“ und Naturwaldreservate

Mit der Einrichtung von Naturwaldreservaten wurden etliche unterschiedlich intensive Forschungsprogramme aufgestellt (vgl. Bosch 1991, Knapp und Jeschke 1991, Koop 1991, Sevink 1991, Wolf 1991, Wolf und Bohn 1991, Zukrigl 1991).

Da anzunehmen ist, daß viele Naturwaldreservate zugleich „historisch alte Wälder“ sind, sollten bereits bearbeitete Fragestellungen innerhalb solcher Naturwaldreservate (Bannwälder, Totalreservate) lediglich genutzt werden, um daraus weitere Fragestellungen abzuleiten, die speziell für „historisch alte Wälder“ von Belang sind.

Insbesondere bei folgenden Untersuchungen decken bzw. überlappen sich Fragen zu Naturwaldreservaten mit denen zu „historisch alten Wäldern“:

1. Bestandesaufnahme aller Pflanzen- und Tierarten oder nur solcher, die sogenannte Schlüsselarten darstellen, also besonders gut zur Indikation bestimmter Standortparameter geeignet sind.
2. Studium der natürlichen Entwicklungsprozesse und Strukturen.
3. Langfristige Studien zur Unterscheidung ungerichteter und gerichteter Veränderungen (Fluktuationen bzw. Sukzessionen) in der Biogeozönose.

Dagegen sind folgende Anforderungen an Naturwaldreservate für die Erforschung „historisch alter Wälder“ von untergeordneter Bedeutung oder für „historisch alte Wälder“ zu modifizieren:

1. Die Forschungsergebnisse sollen Rückschlüsse für die Bewirtschaftung erlauben (waldbauliche Grundlagenforschung).
2. Naturwälder sollen alle wesentlichen Waldtypen eines Landes repräsentieren.
3. Die Untersuchungen in Naturwäldern sollen so vereinheitlicht angelegt werden, daß eine Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Naturwaldreservaten möglich ist.

„Historisch alte Wälder“ können zwar Rückschlüsse für die Bewirtschaftung erlauben, die waldbauliche Grundlagenforschung sollte aber nicht einziger Bestandteil im Bereich der Grundlagenforschung sein. Da in den einzelnen Regionen nur bestimmte Waldtypen als „historisch alte Waldflächen“ überdauert haben, können Wälder mit langzeitiger Bestockungskontinuität dem Kriterium der Repräsentanz, wie unter Punkt 2 oben formuliert, sicher nicht gerecht werden.

Eine Vereinheitlichung der Untersuchungen in „historisch alten Wäldern“ sollte angestrebt werden und ist in vielen Fällen auch ausführbar, möglicherweise sind aber zur Bearbeitung einzelner Fragestellungen in verschiedenen Regionen unterschiedliche Ansätze erforderlich, z.B. bei der Humusforschung.

Abweichend von Punkt 3 oben, sollten nicht nur „historisch alte Wälder“ untereinander verglichen werden, sondern immer auch ein Vergleich mit „rezenten Waldflächen“ erfolgen. Hierin liegt schließlich der wesentliche Ansatz, die Bedeutung des „Alters von Biogeozöosen“ darzustellen.

7. Zusammenfassung

„Historisch alte Wälder“ sind hinsichtlich der höheren Pflanzen und der Flechten in manchen Teilen Europas besonders gut bearbeitet, für Moose und Pilze liegen nur wenige Ergebnisse vor.

Auch die Tiere sind bisher nur unzureichend bearbeitet, lediglich für die Laufkräfer liegt eine größere Zahl von Untersuchungen vor. Im bodenkundli-

chen Bereich bestehen die größten Wissenslücken.

In mehreren Arbeiten aus England, Polen, Belgien und der BRD wird immer wieder hervorgehoben, daß „historisch alte Wälder“ besonders artenreich sind. Viele der Pflanzenarten sind dadurch gekennzeichnet, daß sie über sehr uneffektive Fernverbreitungsmechanismen verfügen, meist breiten sich die Pflanzen durch Ausläufer oder mittels Ameisen aus. Des weiteren weisen „historisch alte Wälder“ vor allem Arten auf, die Kühle- und/oder Feuchtezeiger sind bzw. auf Beschattung angewiesen sind. Sie kommen außerhalb von Wäldern daher nur in solchen Lebensräumen vor, die waldähnliche Standortverhältnisse haben.

Sowohl bei den höheren und niederen Pflanzen als auch bei den Tieren wird die Bedeutung der sehr langen Kontinuität bestimmter ökologischer Standortbedingungen hervorgehoben, hier wird für künftige Forschungen die „historische Ökologie“ gefordert sein.

Es kann abschließend festgehalten werden, daß für das Vorkommen von bestimmten Indikatorarten „historisch alter Wälder“ die sehr langzeitige Bestockungskontinuität von größerer Bedeutung ist als ehemalige Bewirtschaftungsformen, wobei wohl stets von einer mehr oder weniger naturnahen Bestockung ausgegangen werden kann.

8. Literatur

- Albrecht, L., Michiels, H. G., Neuerburg, W., Rauh, J.*, 1991: Waldökologische Forschung in Naturwaldreservaten – Beispiele aus Bayern. – Schriftenr. Veg.-kde., Heft 21: 141–160.
- Backenköhler, H.*, 1986: Neue Reihe der Sonderveröff. der Männer vom Morgenstern, Band 15.
- Ball, D. F., Stevens, P. A.*, 1981: The role of „ancient“ woodlands in conserving „undisturbed“ soils in Britain. – *Biol. Conserv.* 19: 163–176.
- Barber, K. E.*, 1976: History of vegetation. – In: *Chapman, S. B.* (Ed.): *Methods in plant ecology*. Blackwell, Scientific Publications, London: 5–93.
- Behre, K.-E., Kucan, D.*, 1986: Die Reflexion archäologisch bekannter Siedlungen in Pollendiagrammen verschiedener Entfernung – Beispiele aus der Siedlungskammer Flügeln, Nordwestdeutschland. – In: *Behre, K.-E.*, 1986: *Anthropogenic indicators in pollen diagrams*. A. A. Balkema, Rotterdam, Boston.
- Bosch, A.*, 1991: Das Niederländische Naturwaldreservate-Programm – Ziel, Auswahl der Reservate und Forschungsprogramm. – *Schriftenr. Veg.-kde.*, Heft 21: 55–60.
- Brunet, J.*, 1993: Environmental and historical factors limiting the distribution of rare forest grasses in south Sweden. – *Forest ecology and management* 61: 263–275.
- Dinter, W.*, 1991: Die floristische Sonderstellung alter Wälder im Tiefland Nordrhein-Westfalens: das Beispiel des Hiesfelder Waldes. – *Geobot. Kolloq.* 7: 83–84.
- Dülge, R.*, 1988: Wälder als Habitatseln für Carabiden. Die Bedeutung von Flächengröße und Isolation der Standorte für Besiedlung und Ausbreitung. – Unveröff. Dipl.-Arb., Univ. Bremen: 148 S.
- Dzwonko, Z.*, 1989: The number and distribution of woodland vascular plant species in small forest on the Carpathian foothills. – *Studies in plant ecology* 18: 67–68.
- Dzwonko, Z., Loster, S.*, 1988: Species richness of small woodlands of the western Carpathian foothills. – *Vegetatio* 76: 15–27.
- Dzwonko, Z., Loster, S.*, 1989: Distribution of vascular plant species in small woodlands on the Western Carpathian foothills. – *Oikos* 56: 77–86.
- Dzwonko, Z., Loster, S.*, 1990: Vegetation differentiation and secondary succession on a limestone hill in southern Poland. – *J. Veg. Sci.* 1: 615–622.
- Ellenberg, G. H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D.*, 1989: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica* XVIII: 248 S.
- Falinska, K.*, 1979: Modifications of plant populations in forest ecosystems and their ecotones. – *Polish Ecol. Studies* 5: 89–150.
- Froment, A., Tanghe, M.*, 1967: Recherches sur l'écosystème forêt. Serie B: La chenaie mélangée calcicole de Virelles-Blaimont. *Contribut. No 9/ Répercussion des formes anciennes d'agriculture sur les sols et la composition floristique*. – *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* 100: 335–351.
- Gebhardt, H.*, 1976: *Bodenkundliche Untersuchungen der eisenzeitlichen Ackerfluren von Flügeln-Haselhörn, Kr. Wesermünde. – Probleme der Küstenforschung* 11: 91–100.
- Gebhardt, H.*, 1982: Phosphatkartierung und bodenkundliche Geländeuntersuchungen zur Eingrenzung historischer Siedlungs- und Wirtschaftsflächen der Geestinsel Flügeln, Kreis Cuxhaven. – *Probleme der Küstenforschung* 14: 1–9.
- Gödde, M., Diesing, D., Wittig, R.*, 1985: Verbreitung ausgewählter Wald- und Ruderalpflanzen in Münster. – *Natur u. Heimat* 45,3: 85–103.
- Harding, P. T., Rose, F.*, 1986: Pasture woodlands in lowland Britain. A review of their importance for wildlife conservation. – *Natural environment research council. Institute of terrestrial ecology, Huntingdon.*
- Hermý, M.*, 1989: Former land use and its effect on the composition and diversity of woodland communities in the western part of Belgium. – *Studies in plant ecology* 18: 104–105.
- Hermý, M., Stieperaere, H.*, 1981: An indirect gradient analysis of the ecological relationship between ancient and recent riverine woodlands to the south of Breges (Flanders, Belgium). – *Vegetatio* 44: 43–49.
- Inghe, O., Tamm, C. O.*, 1985: Survival and flowering of perennial herbs. IV. The behavior of *Hepatica nobilis* and *Sanicula europaea* on permanent plots during 1943–1981. – *Oikos* 45: 400–420.
- Jacobsen, P.*, 1992: Flechten in Schleswig-Holstein: Bestand, Gefährdung und Bedeutung als Bioindikatoren. – *Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamburg*, Heft 42: 234 S.
- Knapp, H. D., Jeschke, L.*, 1991: Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. – *Schriftenr. Veg.-kde.*, Heft 21: 21–54.
- Koop, H.*, 1991: Untersuchungen der Waldstruktur und der Vegetation in den Kernflächen niederländischer Naturwaldreservate. – *Schriftenr. Veg.-kde.*, Heft 21: 67–76.
- Kost, G.*, 1989: Bannwälder als Refugien für gefährdete Pilze. – *Natur u. Landschaft.* 64,12: 578–582.
- Kost, G.*, 1991: Zur Ökologie und Bioindikatorfunktion von Pilzarten in einigen Bannwäldern Baden-Württembergs, nebst Vorschlägen zum

- Artenschutz von Pilzen. – Schriftenr. Veg.-kde., Heft 21: 161–183.
- Kussmaul, H., 1969: Vergleich von Lößböden unter Laubwald und Acker. – Diss. Ludwig-Maximilians-Univ. München: 170 S.
- Lindroth, C. H., 1945: Die fennoskandischen Carabidae. Eine tiergeographische Studie. I Spezieller Teil. – Göteborgs Kgl. Vetensk. Handl. B 4, 3: 911 S.
- Lohmeyer, W., 1951: Die Pflanzengesellschaften der Eilenriede bei Hannover. – Angew. Pflanzensoziol. (Stolzenau/Weser) 3: 72 S.
- Merton, L. F. H., 1970: The history and status of the woodlands of the Derbyshire limestone. – J. Ecol. 58: 723–744.
- Pertsch, R., 1970: Landschaftsentwicklung und Bodenbildung auf der Stader Geest. – Forsch. Dtsch. Landes-kde., Band 200: 189 S.
- Peterken, G. F., 1974: A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. – Biol. Conserv. 6: 239–245.
- Peterken, G. F., 1976: Long-term changes in the woodlands of Rockingham forest and other areas. – J. Ecol. 64: 123–146.
- Peterken, G. F., 1977: Habitat conservation priorities in British and European woodlands. – Biol. Conserv. 11: 223–236.
- Peterken, G. F., 1981a: Wood anemone in central Lincolnshire: an ancient woodland indicator? Transactions of the Lincolnshire Naturalists' Union 20: 78–82.
- Peterken, G. F., 1981b: Woodland conservation and management. – Chapman and Hall, London: 328 pp. (2nd ed. in press)
- Peterken, G. F., 1993: Long-term floristic development of woodland on former agricultural land in Lincolnshire, England. – In: Watkins, Ch. (Ed.): Ecological effects of afforestation. Studies in the history and ecology of afforestation in Western Europe. – Leaper & Gard Ltd, Bristol: 31–43.
- Peterken, G. F., Game, M., 1981: Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. – J. Ecol. 69: 781–796.
- Peterken, G. F., Game, M., 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. – J. Ecol. 72: 155–182.
- Pigott, C. D., 1969: The status of *Tilia cordata* and *Tilia platyphyllos* on the Derbyshire limestone. – J. Ecol. 57: 491–504.
- Pigott, C. D., 1977: The scientific basis of practical conservation: aims and methods of conservation. – Proc. R. Soc. Lond. B 197: 59–68.
- Pollard, E., 1973: Hedges VII. Woodland relic hedges in Huntingdon and Peterborough. – J. Ecol. 61: 343–352.
- Rackham, O., 1975: Hayley Wood. Its history and ecology. – Cambridge and Isle of Ely Naturalist Trust Ltd., Cambridge: 221 pp.
- Rackham, O., 1976: Trees and woodland in the British landscape. – London, Dent.
- Rackham, O., 1980: Ancient woodland, its history, vegetation and uses in England. – Arnold, London: 402 pp.
- Rasmus, J., 1991: Das Pobüller Bauernholz. – Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schlesw.-Holst. und Hamburg, Heft 2/3: 62–148.
- Riecken, U., Ries, U., 1993: Zur Bewertung und Bedeutung naturnaher Landschaftselemente in der Agrarlandschaft, Teil II: Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). – Verh. Ges. Ökol. 22: 241–248.
- Roisin, P., Thill, 1952: Aperçu de la végétation forestière de quelque bois de la région Sablo-Limoneuse (District Picardobrabancon). – Centre Cart. phytosoc. et Centre Rech. écol. et phytosoc. Commun. 19: 58 pp.
- Rose, F. H., 1976: Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. – In: Brown, D. H., Hawksworth, D. L., Bailey, R. H. (Ed.): Lichenology: progress and problems. – Systematics Association Special Volume No. 8. – Academic Press, London: 279–307.
- Rose, F., James, P. W., 1974: The corticolous and lignicolous (lichen) species of the New Forest, Hampshire. – Lichenologist 6: 1–72.
- Runge, F., 1959: Pflanzengeographische Probleme in Westfalen. – Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 21: 3–51.
- Scanlan, M. J., 1981: Biogeography of forest plants in the prairie-forest in western Minnesota. – Ecol. Studies 41: 97–124.
- Schmeil, O., Fitschen, J., 1982: Flora von Deutschland und seinen angrenzenden Gebieten. – 87. Aufl., Quelle und Meyer, Heidelberg: 606 S.
- Sevink, J., 1991: Bodenkundliche Untersuchungen in den Naturwaldreservaten der Niederlande. – Schriftenr. Veg.-kde., Heft 21: 61–66.
- Søchting, U., Christensen, St. N., 1989: Overvågning af laver i danske Naturskove 1988. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, Horsholm: 80 S.
- Watkins, Ch., 1990: Woodland management and conservation (Britain's ancient woodland). – David & Charles plc, Newton Abbot, London: 159 pp.
- Wirth, V., 1987: Die Flechten Baden-Württembergs. Verbreitungsatlas. – Eugen Ulmer, Stuttgart: 528 S.
- Wittig, R., 1991: Schutzwürdige Waldtypen in Nordrhein-Westfalen. – Geobot. Kolloq. 7: 3–15.
- Wolf, G., 1991: Vegetationskundliche Dauerbeobachtung auf Probestreifen am Beispiel der Naturwaldzelle „Oberm Jägerkreuz“. – Schriftenr. Veg.-kde., Heft 21: 185–208.
- Wolf, G., Bohn, U., 1991: Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung. – Schriftenr. Veg.-kde., Heft 21: 9–19.
- Wolter, M., Dierschke, H., 1975: Laubwald-Gesellschaften der nördlichen Wesermünder Geest. – Mitt. Flor.-soz. Arb.gem. N.F. 18: 203–217.
- Wulf, M., 1992: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschlands. – Diss. Bot. 185: 246 S.
- Wulf, M., 1993: Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz – Verh. Ges. Ökol. 22: 269–272.
- Zacharias, D., Brandes, D., 1990: Species area-relationships and frequency. – Floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. – Vegetatio 88: 21–29.
- Zukrigl, K., 1991: Ergebnisse der Naturwaldforschung für den Waldbau (Österreich). – Schriftenr. Veg.-kde., Heft 21: 233–247.

Anschrift der Verfasserin

Dr. Monika Wulf · ZALF e.V.
Institut für Wald- und Forstökologie
Dr.-Zinn-Weg · 16225 Eberswalde

Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck

von Monika Wulf und Hans-Jürgen Kelm

Gliederung

1. Einleitung und Ziele der Arbeit
2. Begriffserklärungen
3. Lage und Grenzen des Untersuchungsgebietes
4. Geologie und Böden des Untersuchungsgebietes
5. Potentielle natürliche Vegetation
6. Aktuelle Bewaldung
7. Methoden der Floristischen Kartierung
8. Übersicht über die Verbreitung der Arten
9. Verbreitungskarten
10. Bindungsstärke von Arten an historisch alte Wälder
11. Erklärungsansätze zur Bindung von Arten an historisch alte Wälder
12. Folgerungen für den Erhalt von Arten historisch alter Wälder
13. Gefährdung und Schutz historisch alter Waldbestände und ihrer Flora
14. Zusammenfassung
15. Literatur

1. Einleitung und Ziele der Arbeit

Wohl in kaum einer anderen Region Mitteleuropas hat sich das Landschaftsbild in diesem Jahrtausend, besonders aber in den letzten Jahrhunderten, so grundlegend gewandelt wie im nordwestdeutschen Flachland.

Das ursprüngliche Waldland wurde durch zahlreiche, umfassende menschliche Eingriffe nach und nach in eine übernutzte, durch allgemeinen Nährstoffmangel und Waldarmut geprägte Heidesteppe verwandelt. Diese wiederum wurde in den letzten beiden Jahrhunderten weitestgehend „kultiviert“, d.h. in Acker oder Nadelwald umgewandelt.

Es haben jedoch einige Waldreste die Waldverwüstungszeit überdauert, wenn auch größtenteils unter erheblichem Nutzungsdruck. Sie gehören wegen ihrer relativ langen Kontinuität,

z.B. der Bodenbeschaffenheit und des Mikroklimas, zu den am wenigsten veränderten Landökosystemen unseres Landschaftsraumes. Von den nach der Heidezeit neu entstandenen Wäldern unterscheiden sie sich grundlegend in ihrer Flora und Vegetation, aber auch im Bereich anderer Organismengruppen, z.B. in den Laufkäfern (*Dülge* 1988).

Diese, im folgenden als „historisch alte“ (englisch: ancient) bezeichneten Wälder stehen den einstigen Naturwäldern strukturell, floristisch und faunistisch relativ nahe. Sie sind Reliktstandorte zahlreicher Pflanzen- und Tierarten und können Ausgangspunkte für die Besiedlung neugeschaffener Lebensräume darstellen.

Am Beispiel von 37 ausgewählten Pflanzenarten nährstoffreicher Feuchtwälder im Elbe-Weser-Dreieck soll die Bedeutung historisch alter Wälder für den Erhalt naturnaher Waldökosysteme verdeutlicht werden.

Historisch alte Wälder sollten nach einer Empfehlung des Ministerkomitees des Europarates vom 13. 06. 1988 von den Mitgliedstaaten erhalten und erforscht sowie pfleglich genutzt werden.

Derzeit gewährleistet den Fortbestand naturnaher Wälder bzw. Bestände, die größtenteils auf historisch alten Waldstandorten stehen, weder das Landeswald- noch das Naturschutzgesetz.

Die Gesetze differenzieren nicht nach historisch alten und neuzeitlichen sowie nach naturnahen und naturfernen Waldflächen. Lediglich Sonderbiotope, z.B. Bruch-, Sumpf-, Auen-, Schlucht- und Trockenwälder sind seit dem 01. 04. 1990 durch den § 28a des niedersächsischen Landesnaturschutzgesetzes geschützt, allerdings unabhängig von deren Waldgeschichte.

Wir wollen mit der vorliegenden Arbeit folgendes erreichen:

1. Die Bedeutung historisch alter Wälder als Biotope mit sehr langer Kontinuität bezüglich des Standortes herausstellen.

2. Auf die Bedeutung historisch alter Wälder als Reliktflächen naturnaher Waldgesellschaften und mehr oder weniger gefährdeter Pflanzenarten aufmerksam machen.

3. Zur Entwicklung von Schutz- und Bewirtschaftungskonzepten für historisch alte Wälder einen Beitrag leisten.

4. Die Notwendigkeit der umfassenden Erforschung aufzeigen, insbesondere hinsichtlich der Frage, warum bestimmte Pflanzen- oder Tierarten an historisch alte Wälder gebunden sind.

Der Autor hat im Rahmen dienstlicher Waldbiotopkartierungen der Landesforstverwaltung u. a. auch die in dieser Arbeit dargestellten Pflanzenarten kartiert und Daten zur Naturnähe sowie zur Waldgeschichte ermittelt, die als Grundlage forstlicher Naturschutzkonzepte dienen. Für die umfassende Unterstützung hierzu danken wir den Dienststellen der Forstverwaltung, insbesondere den Revier- und Forstamtsleitern der Forstämter Bederkesa, Harsefeld, Osterholz-Scharmbeck und Rotenburg sowie der Bezirksregierung Lüneburg und dem Forstplanungsamt.

Für Angaben zum Vorkommen der untersuchten Pflanzenarten danken wir den Herren Horst Backenköhler, Volker Brunkhorst, Prof. Dr. Hermann Cordes, Dr. Manfred Wolter, Rolf Müller, Dr. Hans Steckhan und Dirk Tielking.

Die Einsicht in das Artenerkfassungskataster des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (Hannover) ermöglichte uns Eckhard Garve.

Das erste, wesentlich umfangreichere Manuskript sandten wir an die Herren Dr. Hermann Ellenberg, Dr. Udo Hanstein, Dr. Johannes Prüter, Eckhard Seebaß, Ludwig Stegink, Knut Sturm und Dr. Dietmar Zacharias, denen wir für die ausführlichen Diskussionen und konstruktive Kritik zu besonders großem Dank verpflichtet sind.

Wir möchten uns ferner bei Frau Laska und Frau Bergmann für umfangreiche Schreibebeiten bedanken.

2. Begriffserklärungen

Historisch alte Wälder sind Waldflächen, die, unabhängig vom aktuellen Bestandesalter und der Baumartenzu-

sammensetzung, mindestens seit mehreren Jahrhunderten kontinuierlich mit Wald bestockt sind (genaue Definition siehe *Wulf* in diesem Heft). Zur Feststellung der Kontinuität einer Fläche als Wald eignen sich historische Karten; für Niedersachsen die Kurhannoversche Landesaufnahme aus den Jahren 1764 bis 1786 (vgl. zur Methode auch *Kelm* in diesem Heft).

Jüngere Waldflächen werden demgegenüber als neuzeitliche, rezente oder junge Wälder bezeichnet.

Die einzelnen historisch alten Waldbestände können unterschieden werden in solche, die sich heute als *naturnah* oder als mehr oder weniger *fremdbestockt* präsentieren, d. h. in etwa der potentiellen natürlichen Vegetation entsprechen oder von ihr abweichen (Abb. 1).

Auch Douglasienbestände, die auf durchgehend mit Wald bestockten Flächen stehen, sind als historisch alte Wälder anzusehen, obwohl sie sich derzeit in einer naturfernen Phase befinden.

Abbildung 1 soll verdeutlichen, daß für die Festlegung, wann ein Wald als historisch alt und wann als neuzeitlich gilt, allein die Kontinuität als Waldstandort und nicht die Naturnähe entscheidend ist. Damit sind historisch alte Wälder von den sogenannten Urwäldern einerseits und den Altholzbeständen andererseits klar abgegrenzt (s. a. *Wulf* in diesem Heft).

In der vorliegenden Arbeit werden vorwiegend naturnahe und bedingt naturnahe, historisch alte Waldbestände betrachtet, deren Flächenanteil an den Staatsforstflächen nur etwa 10 bzw. 7 % der potentiell möglichen Fläche ausmachen. Die Naturnähe wird nach *Kastl, Kelm und Sturm* (1986) eingeschätzt, die die Naturnähe aus dem Grad der Ähnlichkeit eines Bestandes mit der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) herleiten.

Da *Kastl, Kelm und Sturm* (1986) Begriffe aus der Forstwirtschaft verwenden, die Botanikern und Vegetationskundlern oft nicht geläufig sind, werden die drei Parameter zur Ermittlung der Naturnähe kurz vorgestellt:

1. Naturnähe der Baumartenzusammensetzung (BAZ):

Stufe 1: BAZ entspricht der namengebenden Schlußwaldphase (SWP) der pnV.

Stufe 2: BAZ entspricht zu mindestens 50 % der namengebenden SWP der pnV.

Stufe 3: BAZ aus Pionier- und Nebenbaumarten.

Stufe 4: BAZ aus Arten, die im Wuchsgebiet heimisch sind, aber auf dem jeweiligen Standort nicht der pnV entsprechen, dennoch den Hauptteil des Bestandes bilden.

Stufe 5: Bestände, die aus nicht im Wuchsgebiet heimischen Baumarten aufgebaut sind.

2. Naturnähe der Bodenvegetation (BV):

Stufe 1: BV entspricht mehr oder weniger der pnV.

Stufe 2: BV ist überwiegend durch Pionierpflanzen (meist lichtliebende) der pnV aufgebaut. Der Deckungsgrad ist meist höher als unter der Schlußwaldphase.

Stufe 3: BV ist stark verändert und wird auch nicht von typischen Pionierpflanzen gebildet.

3. Naturnähe des Standortes:

Stufe 0: mehr oder weniger ungestörter Waldboden.

Stufe 1: Störung liegt vor, aber die natürliche Entwicklungsdynamik am Standort ist weiterhin beherrschend

Stufe 2: rezente Bodenveränderungen.

Waldflächen, die in ihrer Gesamtbeurteilung der Stufe 1 (beim Standort Stufe 0) zuzuordnen sind, gelten als *naturnah*, diejenigen mit einer Stufe 2 (Stufe 1 beim Standort) dementsprechend als *bedingt naturnah*.

3. Lage und Grenzen des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet umfaßt im wesentlichen den Landschaftsteil zwischen der Elbe, Weser und dem Verlauf der Bundesstraße von Bremen nach Hamburg (B 75), das sogenannte Elbe-Weser-Dreieck (Abb. 2). Das Elbe-Weser-Dreieck schließt die Landkreise Cuxhaven, Osterholz-Scharmbeck, Rotenburg/Wümme, Stade und den Nordteil des Kreises Verden ein.

In den Verbreitungskarten (Kap. 9) sind darüber hinaus auch Einzelfunde von Pflanzenarten aus den östlich angrenzenden Kreisen Soltau-Fallingb. und Winsen/Luhe sowie dem südwestlich der Unterweser gelegenen Kreis Delmenhorst eingetragen. Die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes beträgt etwa 7600 qkm, von denen auf 6800 qkm die meisten Wälder intensiv untersucht wurden.

		Waldentstehung	
		vor 1770	nach 1770
aktueller Zustand	Historisch alte Wälder	Neuzeitliche Wälder	
	naturnah	naturnah	
	bedingt naturnah	bedingt naturnah	
	Kontinuität der nutzungsbedingten Baumartenzusammensetzung heimischer Pflanzenarten (nicht der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft, z. B. Eichenwald auf Buchenstandort)	Pionierphase der potentiellen natürlichen	
	Sukzessionsstadien der natürlichen Waldgesellschaft (z. B. Kiefer)	Waldgesellschaft	
	standortfremde Baumart	standortfremde Baumart	
	gebietsfremde Baumart	gebietsfremde Baumart	

Abb. 1. Schematische Darstellung der Beziehung von Waldentstehung und aktuellem Waldzustand.



Abb. 2. Das Untersuchungsgebiet (Elbe-Weser-Dreieck) mit dem Grenzverlauf zwischen der Drenthe 1- und 2-Moräne (aus: Wulf 1992, etwas verändert).

Naturräumlich gehört das Untersuchungsgebiet überwiegend zur Stader Geest (Meynen und Schmihüsen 1962), wobei die größte Zahl der untersuchten Wälder auf der Wesermünder und Zevener Geest liegt, zwei Untereinheiten der Stader Geest.

Die Wesermünder Geest ist räumlich scharf begrenzt, weil sie allseits von Niederungen umschlossen ist. Die Grundmoränenplatten selbst weisen eine sehr geringe Reliefenergie auf. Sie sind aber durch eine Vielzahl von Niederungsbereichen stark gegliedert. Lediglich „im südlichen Teil der Wesermünder Geest sind die Grundmoränenplatten wesentlich geschlossener“ (Meynen und Schmihüsen 1962, S. 957). Hier sind Moore deutlich weniger verbreitet.

Auch die Zevener Geest ist von Niederungen umgrenzt. Sie geht nur im Süden in eine Landschaft über, die naturräumlich ähnlich aufgebaut ist (Meynen und Schmihüsen 1962). Es handelt sich um die Lüneburger Heide, die sich von der Zevener Geest allerdings im Mittel durch größere Höhen und eine höhere Reliefenergie unterscheidet.

Die Oberfläche der Zevener Geest ist flachwellig, lediglich südlich von Zeven sorgen einzelne „isolierte Hügel als Reste der Nordhannoverschen Endmoräne“ für „ein etwas bewegteres Relief“ (Meynen und Schmihüsen 1962, S. 958).

Im Vergleich zur Wesermünder Geest treten auf der Zevener Geest weniger und kleinflächigere Hoch- und Niedermoorbereiche auf, wodurch die Moränenplatten der Zevener Geest deutlich weniger zerschnitten sind.

4. Geologie und Böden des Untersuchungsgebietes

Das Elbe-Weser-Dreieck ist geologisch im wesentlichen durch die Ablagerungen der Saale-Kaltzeit (vor ca. 200000 bis 100000 Jahren) geprägt. Das Gebiet wurde von zwei Eisvorstößen überfahren, wobei der ältere Vorstoß die sogenannte Drenthe-Hauptmoräne oder auch Drenthe 1-Moräne, der jüngere Vorstoß die Drenthe 2-Moräne abgelagert hat (Abb. 2).

Die Grundmoränen unterscheiden sich insbesondere hinsichtlich ihrer Calciumcarbonat-, Ton- und Schluffgehalte (Tab. 1), was für die Verbreitungsmuster einiger Pflanzenarten von Bedeutung ist (Wulf 1992).

Der ursprünglich höhere Calciumcarbonat-Gehalt im Ausgangsgestein der Drenthe 2-Moräne ist unter anderem dafür verantwortlich, daß das Substrat mit Kalk besser versorgt ist als die Drenthe 1-Moräne. Für die geringere Auswaschung des Kalkes sind des weiteren die höheren Ton- und Schluffgehalte von Bedeutung (Höfle 1988 und Höfle und Schlenker 1979).

Aus Abbildung 3 ist ersichtlich, daß sich auf den grundwasserfernen Geest-

Tab. 1. Kenngrößen der D1- und D2-Moräne (nach Höfle 1988 und Höfle & Schlenker 1979)

Kenngrößen	Drenthe 1-Moräne	Drenthe 2-Moräne
Calciumcarbonat	4,0 - 6,2 (8,0) %	24,0 - 31,0 %
Ton	3,0 - 8,0 %	10,0 - 20,0 %
Schluff	8,0 - 27,0 %	16,0 - 45,0 %
Epidot (enthält Ca)	22,6 %	24,3 %
Hornblende (enthält Ca und Mg)	25,9 %	39,9 %
Flintgehalt	max. um 30 %	meist um 40 %

flächen vor allem Pseudogleye, Braunerden und Podsole bzw. deren Mischtypen entwickelt haben. In den Niederungsbereichen herrschen dagegen grundwasserbeeinflusste Bodentypen vor, wie z. B. Gleye, Anmoor- und Moorböden bzw. Vergesellschaftungen derselben.

Allerdings treten auch auf den höher gelegenen Geestflächen zuweilen Gleye oder Gley-Pseudogleye auf, weil aufgestaute Schollen des Lauenburger Tones für einen erhöhten Grundwasserspiegel sorgen.

Für das gesamte Elbe-Weser-Dreieck gilt, daß durch die Vor- und Rückbewegungen der Eismassen das Ausgangsgestein stark verknetet wurde, was zu mosaikartig wechselnden Bodenartenschichtungen geführt hat. Aus diesem Grunde treten die oben genannten Bodentypen oft auf engstem Raum nebeneinander auf.

In den untersuchten historisch alten Wäldern kommt häufig auf wenigen Hektar eine Standortvielfalt vor, die z. B. vom grundwasserfreien Geschiebelehm mit Flattergras-Buchenwald auf den höher gelegenen Flächen bis hin zum nassen Niedermoor mit Erlenbruch reicht. Typisch ist dabei die Basenzunahme von den höher zu den tiefer gelegenen Standorten, verursacht durch basenreiches Sickerwasser, meistens aus Mergelhorizonten.

Auf derart basenreichen mineralischen Böden stocken die artenreichsten Waldgesellschaften des Gebietes, z. B. das Crepido-Fraxinetum (Wulf 1992). Je nach Geomorphologie nehmen sie manchmal nur wenige 100 qm, sehr viel seltener auch viele Hektar ein.

Zwischen der Wesermünder und der Zevener Geest bestehen bodentypologisch praktisch keine Unterschiede, auf der Zevener Geest kommen Podsole bzw. podsoliierte Bodengesellschaften lediglich etwas häufiger vor als auf der Wesermünder Geest (Abb. 3).

Das liegt daran, daß die Grundmoräne der Zevener Geest großflächig sehr sandig ist und nur im südlichen Teil Lauenburger Ton häufiger oberflächennah vorkommt, so etwa südöstlich von Bremervörde, südwestlich von Zeven und nordwestlich von Rotenburg/Wümme (Marczinski 1968).

Im Bereich der Staatsforstflächen, rund 25 % der Waldfläche des Untersuchungsgebietes, ist der größte Teil

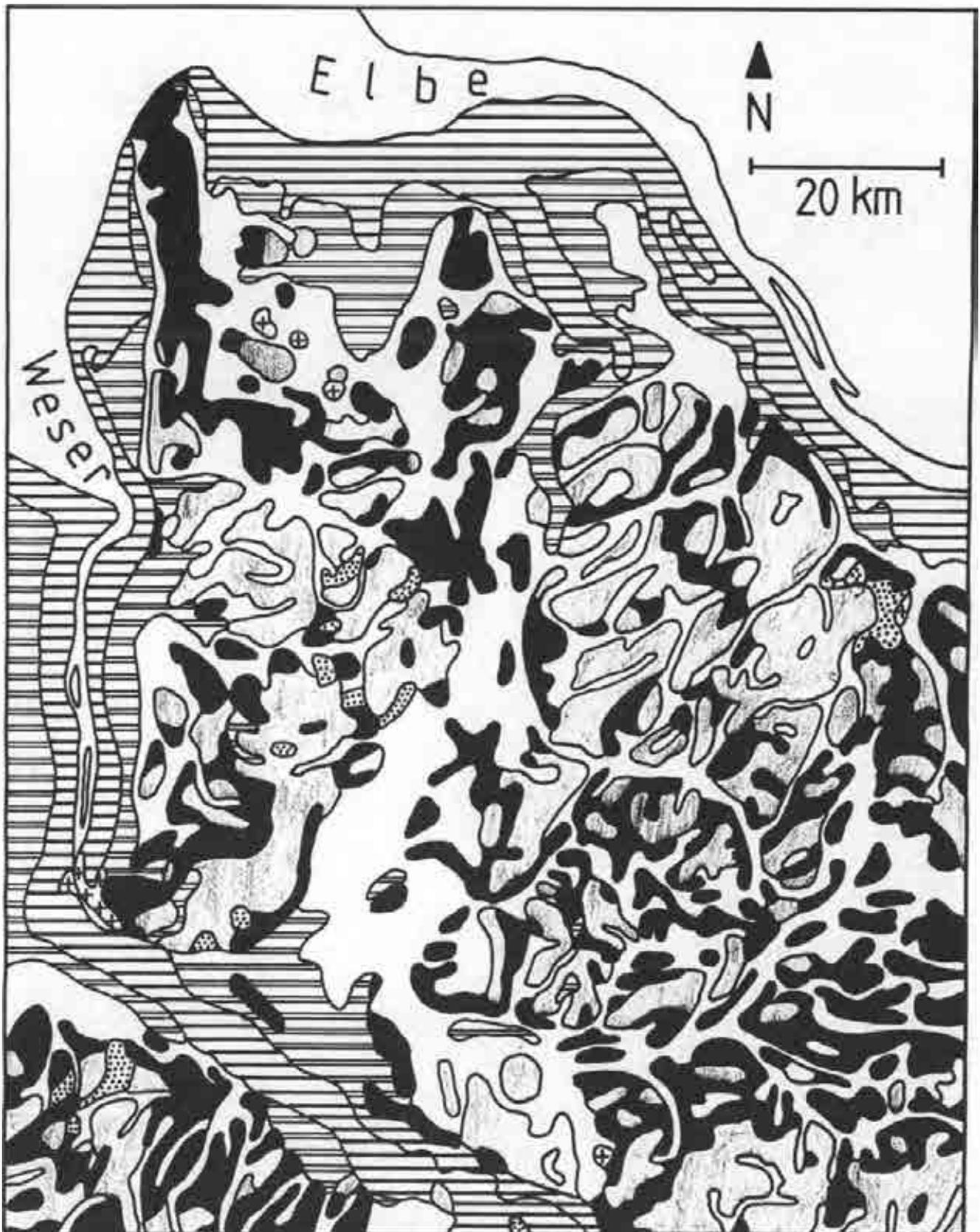


Abb. 3. Bodenkundliche Karte nach Lüders (1978), verändert
schwarze Flächen = Podsole, Gley-Podsole, Pseudogley-Podsole, anmoorige Podsole
graue Flächen = (Para-)Braunerden, auch podsolige Pararendzinen
gepunktete Flächen = Börde- und bördeähnliche Böden; (Para-)Braunerden, Pseudogleye
weiße Flächen = Moorböden
einfach horizontal liniert = tonig-lehmige Marschböden
doppelt horizontal liniert = tonig-sandige Marschböden
mit + gekennzeichnete Flächen = Rohböden.

Tab. 2. Substratgruppen in den Staatswaldflächen (nach Otto 1989)

Substratgruppe	Gesamt in ha	In Prozent
Geschiebemergel	600	3,7
Geschiebelehm	7.800	47,5
Lauenburger Ton	500	3,0
Sandlöss	150	0,9
Sand	5.900	36,0
Dünen	100	0,6
Auen	10	0,1
Moor	1.220	7,3
Sonstige *)	150	0,9
Gesamt	16.430	

*) = kultivierte Moore, Eschböden und Schuttböden

durch das Substrat Geschiebelehm geprägt (Tab. 2). Auf der Wesermünder Geest herrschen aber Sande vor (fast 50 %), weshalb ein großer Teil der Flächen nur schwach bis mäßig mit Nährstoffen versorgt ist. Dagegen sind die Forstreviere der Zevener Geest zum größten Teil mäßig bis ziemlich gut nährstoffversorgt. Hier befinden sich außerdem fast alle gut mit Nährstoffen versorgten Standorte, nämlich knapp 90% der gesamten staatlichen Waldfläche.

Insgesamt überwiegen im Staatswald des Elbe-Weser-Dreiecks deshalb die ziemlich gut bis mäßig nährstoffversorgten Standorte (Abb. 4).

Die Standorte in den Staatsforsten sind vorwiegend grund- und stauwasserfrei. Weniger bedeutend sind stauwasser-beeinflußte Flächen mit rund 26% Anteil an der gesamten Staatswaldfläche und grundwasser-beeinflußte Standorte mit einem Anteil von etwa 20% (Abb. 5).

5. Potentielle natürliche Vegetation (pnV)

Unter der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) wird die Vegetation verstanden, die sich „schlagartig“ an einem Standort einstellen würde, wenn alle menschlichen Eingriffe aufhörten (Tüxen 1956). Diese Definition ist vor allem wegen ihres hypothetischen Charakters umstritten (Härdtle 1989). Dadurch sind der Vorhersage zur pnV eines Gebietes Grenzen gesetzt. Dennoch läßt sich aufgrund wichtiger standörtlicher Parameter ableiten, welche pnV am betreffenden Ort höchstwahrscheinlich vorkäme. Wir schließen dabei die nicht heimischen, vom Menschen eingeführten Arten aus. Die Einschätzungen zur pnV können durch Geländebegehungen abgesichert werden,

wie es sowohl von Krause und Schröder (1979) als auch von uns praktiziert wurde. Nach Krause und Schröder (1979) würden auf dem Blatt Hamburg-West (Maßstab 1:200000) fast 50% der Fläche potentiell mit bodensauren Buchen- und Buchenmischwäldern bestockt sein. Mit rund 20% Flächenanteil wären Birken-Eichenwälder vertreten und Erlen- sowie Erlen-Mischwälder würden rund 10% der Fläche decken. Eichen-Hainbuchenwälder wären von Natur aus selten und würden eine Gesamtfläche von lediglich knapp 6% einnehmen.

Die Karte von Krause und Schröder (1979) deckt etwa das westliche Drittel des Elbe-Weser-Dreiecks nicht ab, dennoch läßt sich auch für diesen Bereich feststellen, daß vor allem Buchen- und Buchen-Mischwälder zu erwarten wären. Nur in den Niederungen, vor allem der Hamme und Wümme, wären Erlenbruchwälder und Traubenkirschen-Eschenwälder potentiell vertreten. Auf grund- oder stauwasserbeeinflußten,

lehmigen Sanden über anstehendem Geschiebemergel oder Lauenburger Ton weisen Krause und Schröder (1979) als pnV den feuchten Eichen-Hainbuchenwald aus, der real nur einen Flächenanteil von 0,6% erreicht, da der größte Anteil der potentiell möglichen Fläche in Grünland umgewandelt worden ist, nämlich rund 90%.

Auch aus den Standortkartierungen der heutigen Waldflächen läßt sich näherungsweise die pnV herleiten. Für das Untersuchungsgebiet liegen nur aus den Landesforsten kleinmaßstäbige Standortkartierungen vor. Hierfür sind Angaben zur pnV möglich (Tab. 3). Dazu wird auf regionaler Ebene außer dem Klima vor allem der Wasserhaushalt, die Nährstoffversorgung und das geologische Ausgangssubstrat berücksichtigt.

Die in Tabelle 3 aufgeführten Waldgesellschaften werden aus Platzgründen hier nicht näher beschrieben, statt dessen wird auf die Arbeit von Kastl, Kelm und Sturm (1986) verwiesen.

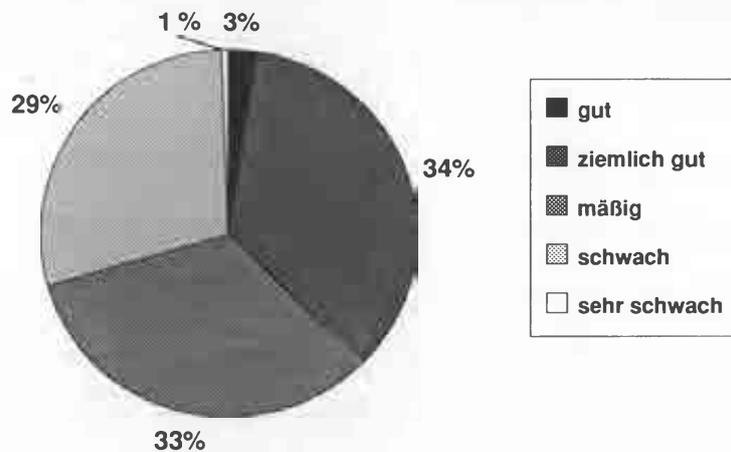


Abb. 4. Anteile der Nährstoffstufen in den staatlichen Forstamtsflächen (nach Otto 1989).

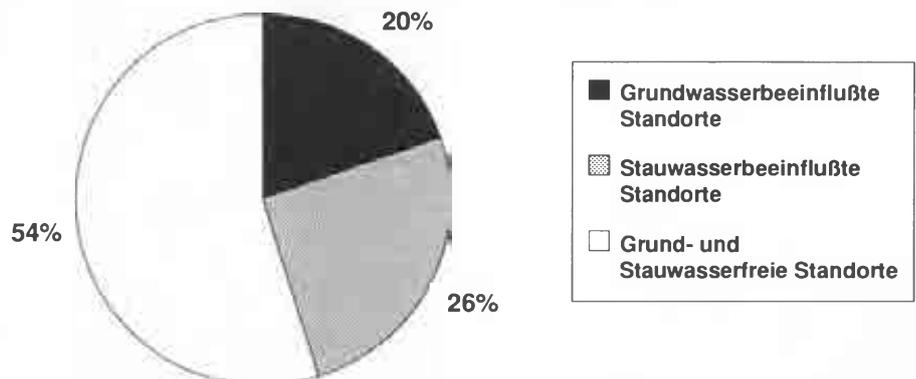


Abb. 5. Anteile der Wasserversorgungsstufen in den staatlichen Forstamtsflächen (nach Otto 1989).

Tab. 3. Übersicht der potentiellen natürlichen Waldgesellschaften der Forstämter (abgeschätzt auf Grundlage der Standortkartierungen der staatlichen Forstämter 1971, 1973, 1975 und 1979) sowie der naturnah und bedingt naturnah erhaltenen Bestände

Waldgesellschaft	Potentiell Fläche		Davon naturnah		Davon bed. naturnah		Natur. u. bed. natur.	
	in ha	in %	in ha	in %	in ha	in %	in ha	in %
Waldmeister-Buchenwald	50	0,3	29	58	2	4	31	62
Flattergras-Buchenwald	1750	10,8	440	25	260	15	700	40
Drahtschmielen-Buchenwald	3640	22,4	460	13	300	8	760	21
Traubeneichen-Buchenwald	3840	23,6	40	1	50	1	90	2
Buchenwälder	9280	57,1	969		612		1581	
Waldmeister-Buchen-Eichen-Hainbuchenwald	250	1,5	170	68	40	16	210	84
Flattergras-Buchen-Eichen-Hainbuchenwald	1390	8,6	140	10	90	6	230	16
Pfeifengras-Buchen-(Birken-)Eichenwald	1150	7,1	14	1	6	0,5	20	1,5
Buchen-Eichen-Hainbuchenwälder	2790	17,2	324		136		460	
Eschen-Eichen-Hainbuchenwald	300	1,8	230	77	40	13	270	90
Geißblatt-Eichen-Hainbuchenwald	350	2,2	20	6	40	11	60	17
Eichen-Hainbuchen-Wälder	650	4,0	250		80		330	
Erlen-Birken-Eichenwald	180	1,1	14	8	7	4	21	12
Pfeifengras-Birken-Eichenwald	350	2,1	3	6	7	2	10	3
Trockener Birken-Eichenwald mit Kiefer	1750	10,8	0	0	14	1	14	1
Birken-Eichenwälder	2280	14,0	17		28		45	
Eschen-Erlen-Bruchwald	100	0,6	20	20	20	20	40	40
Birken-Erlen-Bruchwald	280	1,7	40	14	80	29	120	43
Sekundärer Kiefern-Birken-Bruchwald	860	5,3	60	7	210	23	270	31
Bruchwälder	1240	7,6	120		310		430	
Hartholzauenwälder	10	0,1	5	50	0	0	5	50
Gesamt	16250	100	1685	10,4	1166	7,2	2851	17,6

6. Aktuelle Bewaldung

Das Land Niedersachsen ist im Mittel zu 22% bewaldet. Dagegen gehört das Untersuchungsgebiet mit durchschnittlich 9,8% Waldfläche zu den waldärmsten Regionen Niedersachsens und auch der Bundesrepublik Deutschland. Allerdings weisen einzelne Landkreise einen Waldanteil von über 10% auf (Tab. 4).

Etwa ein Viertel (rund 17 200 ha) der Wälder im Untersuchungsgebiet sind Landesforsten, die bis 1992 von den fünf staatlichen Forstämtern Osterholz-Scharmbeck (3582 ha), Bederkesa (3110 ha), Bremervörde (3305 ha), Harsefeld (3360 ha) und Rotenburg/Wümme (3878 ha) betreut wurden. Ab 1993 wurden die Flächen des Forstamtes Bremervörde in die Zuständigkeiten der Forstämter Bederkesa, Harsefeld und Rotenburg/Wümme übergeben.

Knapp 40% der Staatswaldfläche sind historisch alter Wald (vgl. auch Kelm in diesem Heft).

Die rund 17 200 ha Landeswald verteilen sich auf etwa 130 Waldflächen, woraus sich eine Durchschnittsgröße von ca. 130 ha pro Waldgebiet ergibt. Im Privatwald ist die Durchschnittsgröße erheblich geringer.

In Anbetracht des niedrigen Bewaldungsgrades und der geringen Durchschnittsgröße hat jede noch so kleine Waldfläche nicht nur wichtige landschaftspflegerische Funktionen.

Besonders die historisch alten Laubwaldinseln, die oft leicht erhöht auf Geestkuppen die weite Niederungs-

landschaft überragen, sind bei näherer Betrachtung jede eine Besonderheit für sich. Sie zeichnen sich durch einige markante Eigenheiten und Unterschiede nicht nur in der Bestockung aus, sondern auch in den Standortverhältnissen, der Waldgeschichte, der Artenzusammensetzung und den Besitzverhältnissen sowie der historischen Nutzung.

In den Staatsforsten überwiegen unter den Nadelhölzern die Kiefer und die Fichte, bei den Laubbäumen sind vor allem Eiche und Buche vertreten (Abb. 6).

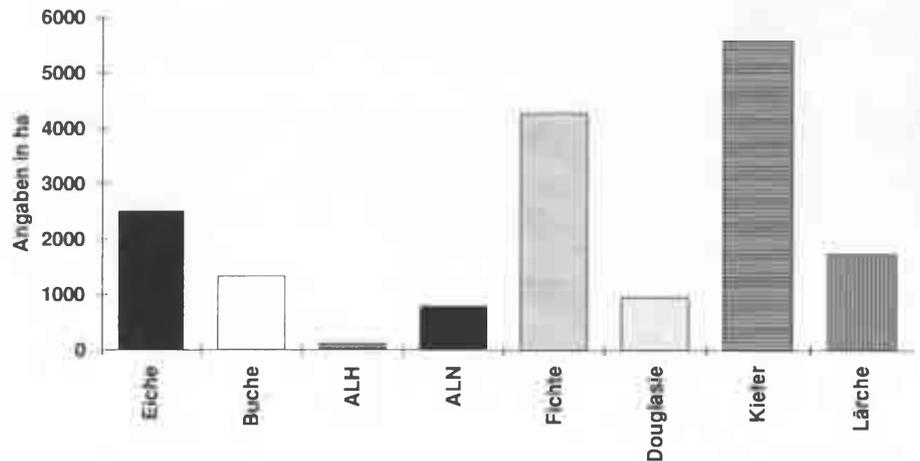
Tab. 4. Waldflächen der Landkreise (aus: Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1990)

Landkreis	Gesamtfläche (ha)	Waldfläche (ha)	In Prozent
Osterholz-Scharmbeck	65.060	6.896	10,6
Cuxhaven	212.970	15.547	7,3
Stade	130.480	7.698	5,9
Rotenburg/Wümme	206.960	28.560	13,8
Verden	78.780	9.138	11,6
Gesamt:	694.250	67.839	9,8

Abb. 6. Baumartenzusammensetzung in den staatlichen Forstamtsflächen (nach Otto 1989)

ALN = Anderes Laubholz mit niedriger Umtriebszeit (Erle, Birke und Pappel)

ALH = Anderes Laubholz mit hoher Umtriebszeit (Esche).



Tab. 5. Liste der 37 untersuchten Pflanzenarten mit Angaben zu den Populationsgrößen, zu der Zahl der Vorkommen und zum Gefährdungsstatus

Symbol auf Verbreitungskarten Pflanzenart	●	●	●	Summe der Individuen bzw. Fläche	Summe der Vorkommen	Häufigkeitskategorie	Rote-Liste Status GARVE (1993)
<i>Adoxa moschatellina</i>	- 1.000: 41	- 10.000: 73	> 10.000: 29	750.000 Ex.	143	häufig	---
<i>Allium ursinum</i>	- 10 qm: 5	- 100 qm: 1	> 100 qm: 1	20.000 qm	7	sehr selten	4F
* <i>Brachypodium sylvaticum</i>	- 500: 54	- 1.000: 5	> 1.000: 6	30.000 Ex.	65	mäßig häufig	---
<i>Carex sylvatica</i>	- 500: 72	- 1.000: 18	> 1.000: 13	50.000 Ex.	103	häufig	---
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	- 5 qm: 74	- 10 qm: 19	> 10 qm: 32	2.000 qm	125	häufig	3F
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	- 5 qm: 27	- 10 qm: 8	> 10 qm: 22	3.000 qm	57	mäßig häufig	3F
<i>Circaea alpina</i>	- 500: 8	- 1.000: 2	> 1.000: 9	600 qm	19	sehr selten	3
* <i>Convallaria majalis</i>	- 500: 36	- 1.000: 11	> 1.000: 45	100.000 Ex.	92	mäßig häufig	---
<i>Crepis paludosa</i>	- 500: 112	- 1.000: 18	> 1.000: 20	150.000 Ex.	150	häufig	---
<i>Equisetum hyemale</i>	- 1 qm: 20	- 10 qm: 4	> 10 qm: 11	15.000 qm	35	selten	3
<i>Equisetum sylvaticum</i>	- 200: 22	- 500: 16	> 500: 15	25.000 Ex.	53	mäßig häufig	3F
<i>Euonymus europaeus</i>	- 20: 63	- 50: 70	> 50: 12	3.000 Ex.	145	häufig	---
<i>Festuca gigantea</i>	- 200: 43	- 500: 48	> 500: 16	35.000 Ex.	107	häufig	---
<i>Gagea spathacea</i>	- 5.000: 34	- 10.000: 11	> 10.000: 16	300.000 Ex.	61	mäßig häufig	3
* <i>Galium odoratum</i>	- 10 qm: 35	- 50 qm: 35	> 50 qm: 29	11.000 qm	99	mäßig häufig	3F
<i>Geum rivale</i>	- 5 qm: 106	- 10 qm: 20	> 10 qm: 13	100.000 Ex.	139	häufig	3
* <i>Hepatica nobilis</i>	- 100: 5	- 500: 6	> 500: 3	10.000 Ex.	14	sehr selten	2F
<i>Ilex aquifolium</i>	- 10: 80	- 30: 94	> 30: 23	5.000 Ex.	197	häufig	§
<i>Lamium galeobdolon</i>	- 5 qm: 93	- 10 qm: 45	> 10 qm: 41	5.000 qm	179	häufig	---
<i>Listera ovata</i>	- 10: 14	- 50: 21	> 50: 4	2.000 Ex.	39	selten	3F
<i>Lysimachia nemorum</i>	- 5 qm: 78	- 10 qm: 28	> 10 qm: 17	150.000 Ex.	123	häufig	3F
<i>Malus sylvestris</i>	- 1: 15	- 2: 5	- 3: 1	30 Ex.	21	sehr selten	2
* <i>Melica uniflora</i>	- 10 qm: 19	- 30 qm: 7	> 30 qm: 8	1.500 qm	34	selten	(3F)
* <i>Mercurialis perennis</i>	- 10 qm: 21	- 50 qm: 6	> 50 qm: 17	50.000 qm	44	selten	(3F)
* <i>Paris quadrifolia</i>	- 100: 27	- 500: 26	> 500: 15	25.000 Ex.	68	mäßig häufig	3F
* <i>Phyteuma nigrum</i>	- 50: 12	- 100: 1	> 100: 3	750 Ex.	16	sehr selten	3F
* <i>Phyteuma spicatum</i>	- 50: 16	- 100: 8	> 100: 11	4.500 Ex.	35	selten	3F
* <i>Platanthera chlorantha</i>	- 50: 46	- 100: 15	> 100: 10	5.000 Ex.	71	mäßig häufig	2F,3H
* <i>Primula elatior</i>	- 100: 19	- 500: 14	> 500: 14	30.000 Ex.	47	selten	3F
* <i>Pulmonaria obscura</i>	- 500: 10	- 1.000: 2	> 1.000: 5	10.000 Ex.	17	sehr selten	(3F)
<i>Rhamnus catharticus</i>	- 1: 9	- 2: 4	> 2: 4	35 Ex.	17	sehr selten	3F
* <i>Sanicula europaea</i>	- 100: 34	- 1.000: 40	> 1.000: 14	40.000 Ex.	88	mäßig häufig	3F
<i>Stachys sylvatica</i>	- 1.000: 98	- 5.000: 54	> 5.000: 20	300.000 Ex.	172	häufig	---
<i>Thelypteris phlegopteris</i>	- 100: 15	- 200: 4	> 200: 11	6.000 Ex.	30	selten	3F
* <i>Ulmus laevis</i>	- 3: 8	- 5: 6	> 5: 4	100 Ex.	18	sehr selten	3
<i>Valeriana dioica</i>	- 50: 28	- 200: 18	> 200: 7	8.000 Ex.	53	mäßig häufig	3
* <i>Veronica montana</i>	- 500: 29	- 1.000: 18	> 1.000: 17	50.000 Ex.	64	mäßig häufig	3F

* Verbreitungskarten vorhanden

Rote-Liste Status nach GARVE (1993): --- = keine Gefährdung, 2 = Art stark gefährdet, 3 = Art gefährdet,

4 = Art potentiell gefährdet, F = Gefährdungskategorie im Flachland, H = Gefährdungskategorie im Hügel- und Bergland

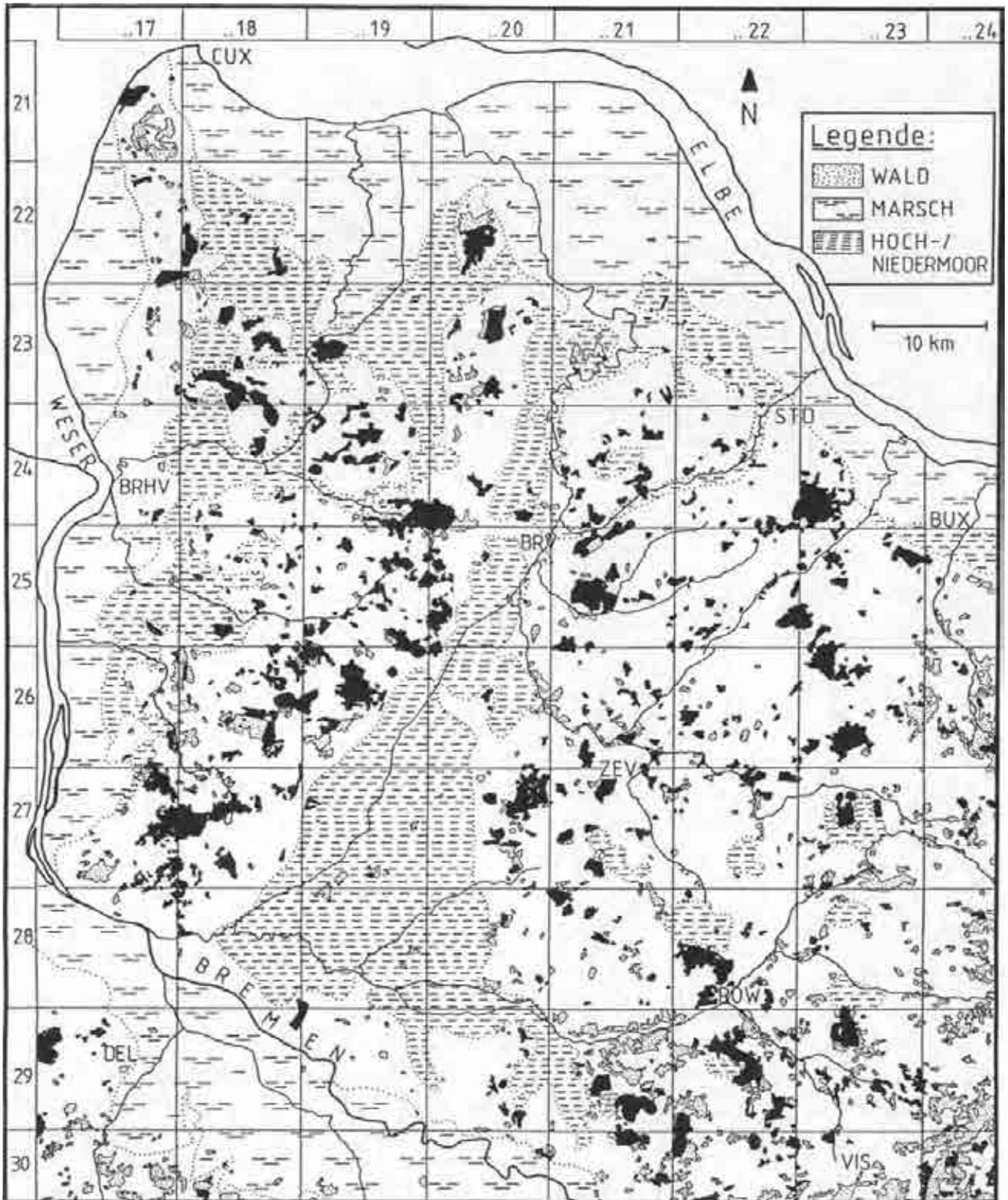


Abb. 7. Das Elbe-Weser-Dreieck mit den untersuchten Waldflächen (schwarz markiert).

Obwohl mit den staatlichen Forstflächen nur rund 25 % der gesamten Waldfläche des Untersuchungsgebietes erfaßt sind, wird tendenziell die Baumartenzusammensetzung des ganzen Elbe-Weser-Dreiecks wiedergegeben. Im Privatwald ist der Nadelholzanteil allerdings deutlich höher.

Der niedrigere Laubholzanteil im Privatwald hat hauptsächlich geschichtliche Gründe.

So hat sich die private Waldfläche im Untersuchungsgebiet in den letzten 150 Jahren überwiegend durch Heideaufforstungen (mit Nadelholz) nahezu vervünffacht!

Allerdings spielen beim Laubholzanbau auch wirtschaftliche Aspekte eine Rolle; höhere Kulturkosten und späte Rentabilität machen den Laubholzanbau für viele Privatwaldbesitzer unattraktiv.

7. Methoden der floristischen Kartierung

In den Jahren 1986 bis 1989 untersuchten die Autoren 450, vorwiegend bodenfrische bis -feuchte Wälder (Abb. 7) auf das Vorkommen von 32 ausgewählten krautigen Pflanzen und 5 Gehölzarten, deren Bedeutung als Indikatorarten für historisch alte Wälder geprüft werden sollte (Tab. 5).

Einzelne Waldflächen wurden noch 1990 nachkartiert. Von den 450 Wäldern konnten 315 für die Auswertung herangezogen werden, weil mindestens eine der 37 ausgewählten Arten vorkam.

Folgende Kriterien waren für die Auswahl der Pflanzenarten entscheidend:

- Es sollten typische Waldpflanzen sein, d.h. solche, die außerhalb von Wäldern oder waldähnlichen Formationen, z.B. Hecken und Gebüsch, nur wenig bis gar nicht vorkommen oder die zumindest auf Beschattung durch Wälder angewiesen sind.
- Es sollten keine zu seltenen Arten sein, d.h. mindestens 10 Einzelvorkommen im Untersuchungsgebiet (ausgenommen *Allium ursinum*).
- Es sollten andererseits keine „Allerweltsarten“ sein, die als euryöke gelten und von denen möglicherweise zu erwarten ist, daß ihre Bindung an historisch alte Wälder nicht besonders ausgeprägt ist.

Um möglichst alle Vorkommen der 37 ausgewählten Arten zu erfassen, wurden zahlreiche Quellen ausgewertet. Dazu gehörten in erster Linie die alten Floren von *Alpers* (1875 und 1886), *Bielefeld* (1900), *Brandes* (1897 und 1910), *Buchenau* (1894 und 1936), *Eilker* (1881), *Hämmerle* (1910), *Nöldeke* (1890), *von Pape* (1866 und 1867) und *Steinforth* (1849).

Aber auch floristische Arbeiten jüngerer Datums, die Hinweise auf einzelne Arten geben, wie *Cordes* (1975, 1977 und 1981), *Kollmann* (1959), *Küsel* (1967 und 1969), *von Weihe* (1951) und *Wolter* und *Dierschke* (1975) sowie die Auswertungen des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes zu den schutzwürdigen Biotopen des Landes Niedersachsen (*von Drachenfels* et al. 1984) wurden herangezogen.

Ferner wurden verschiedene, floristisch versierte Personen befragt und das Herbarium des Überseemuseums in Bremen ausgewertet.

Nach Abschluß der Untersuchungen wurde für 11 der 15 in Karten dargestellten Arten das Rote-Liste-Arten Meldekataster des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie in Hannover auf weitere, von uns nicht gefundene Vorkommen gesichtet.

Die Daten wurden aber lediglich für das Kapitel 10 verwendet, um zu prüfen, wieviele der insgesamt bekannten Vorkommens in historisch alten Wäldern befinden.

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach *Ehrendorfer* (1973).

8. Übersicht zur Verbreitung der Arten

Die 37 Pflanzenarten wurden 4 Häufigkeitskategorien zugeordnet, wobei der größere Teil der Arten mäßig häufig bis häufig ist, nämlich rund 60 %.

- 1– 25 Fundorte:
sehr selten 8 Arten = 21,6 %
- 26– 50 Fundorte:
selten 7 Arten = 18,8 %
- 51–100 Fundorte:
mäßig häufig 11 Arten = 29,8 %
- > 100 Fundorte:
häufig 11 Arten = 29,8 %

Die Verteilung der Artenzahlen zeigt deutlich, daß ein großer Teil der untersuchten Wälder nur 1 bis 5 der 37 ausgewählten Arten aufweist. Ein weiterer großer Einschnitt liegt bei Artenzahlen über 20, wie nachstehende Aufstellung zeigt:

Artenzahl:	Zahl der Wälder	In Prozent
1 bis 5	137	43,5
6 bis 10	63	20,0
11 bis 15	55	17,5
16 bis 20	40	12,7
21 bis 25	14	4,4
26 bis 30	5	1,6
über 30	1	0,3
Summe:	315	100

9. Verbreitungskarten

Im Text der Verbreitungskarten (Abb. 8 bis 22) ist das soziologische Verhalten nach *Ellenberg* et al. (1991) angegeben. Sofern durch Untersuchungen von *Wulf* (1992) im Untersuchungsgebiet ein abweichendes Verhalten festgestellt wurde, ist dieses ergänzt.

Auch die ökologischen Zeigerwerte sind der Arbeit von *Ellenberg* et al. (1991) entnommen. Abweichungen hiervon treten im Elbe-Weser-Dreieck zwar auf, sind aber aus Platzgründen hier nicht genannt, zumal diese bereits in *Wulf* (1992) publiziert sind. Die Standortangaben beziehen sich dagegen auf das Elbe-Weser-Dreieck, so daß auf diese Art Abweichungen zu *Ellenberg* et al. (1991) textlich formuliert sind.

Die Zahl der Vorkommen sowie die Individuen- oder Flächenangaben geben „lediglich“ die selbst erhobenen Daten wieder.

Auf den Karten (Abb. 8 bis 22) sind die Populationsgrößen in drei Stufen mit unterschiedlich großen Kreisen symbolisiert (vgl. Tab. 5):

- = kleine Populationen
- = mittlere Populationen
- = große Populationen
- = zusätzliche Fundorte aus dem Meldekataster des niedersächsischen Landesamtes für Ökologie in Hannover

Sofern in einem Wald mehrere Fundorte liegen, die mindestens 100 m voneinander entfernt liegen, wurden mehrere Punkte eingetragen.

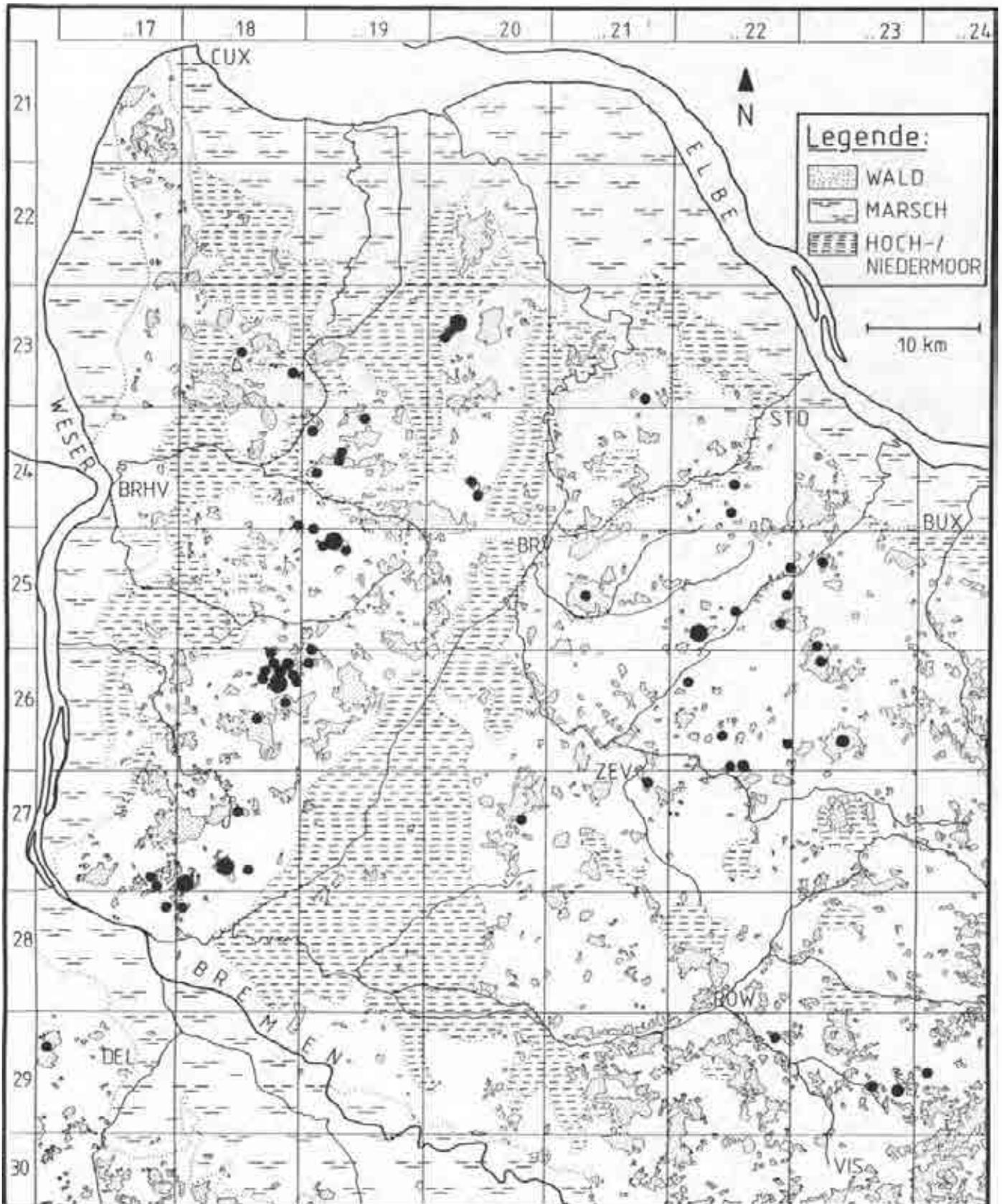


Abb. 8. *Brachypodium sylvaticum* = Wald-Zwenke
 Zahl der Fundorte: 65, Individuenzahl: 30000 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 100 – Soziologisches Verhalten: Klassenkennart der *Quercus-Fagetea* – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 5, R-Zahl: 6, N-Zahl: 6 – Standorte: schwere, anmoorige, auch tonige Lehmböden sowie gut durchlüftete Mullböden, meist auf Mergel, aber auch mäßig basenversorgte Böden.

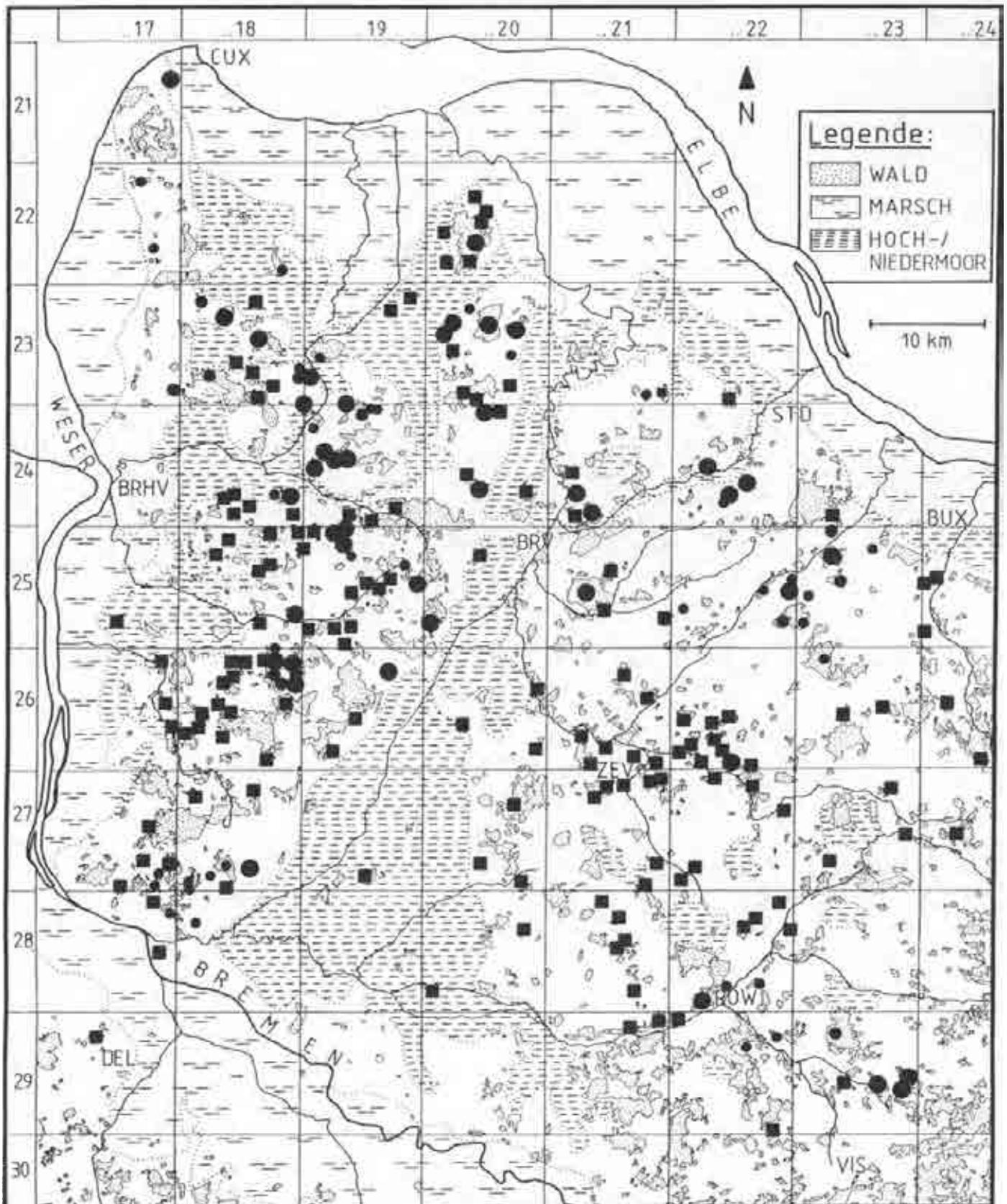


Abb. 9. *Convallaria majalis* = Maiglöckchen
 Zahl der Fundorte: 92, Individuenzahl: 100000 - %-Anteil in historisch alten Wäldern: 81 - Soziologisches Verhalten: Begleiter, im UG Klassenkennart der *Quercus-Fagetum* - Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 4, R-Zahl: x, N-Zahl: 4 - Standorte: mehr oder weniger ausgehagerte, recht basen- und stickstoffarme, mehr oder weniger sandig bis lehmige Böden, Standorte halb- bis vollschattig.

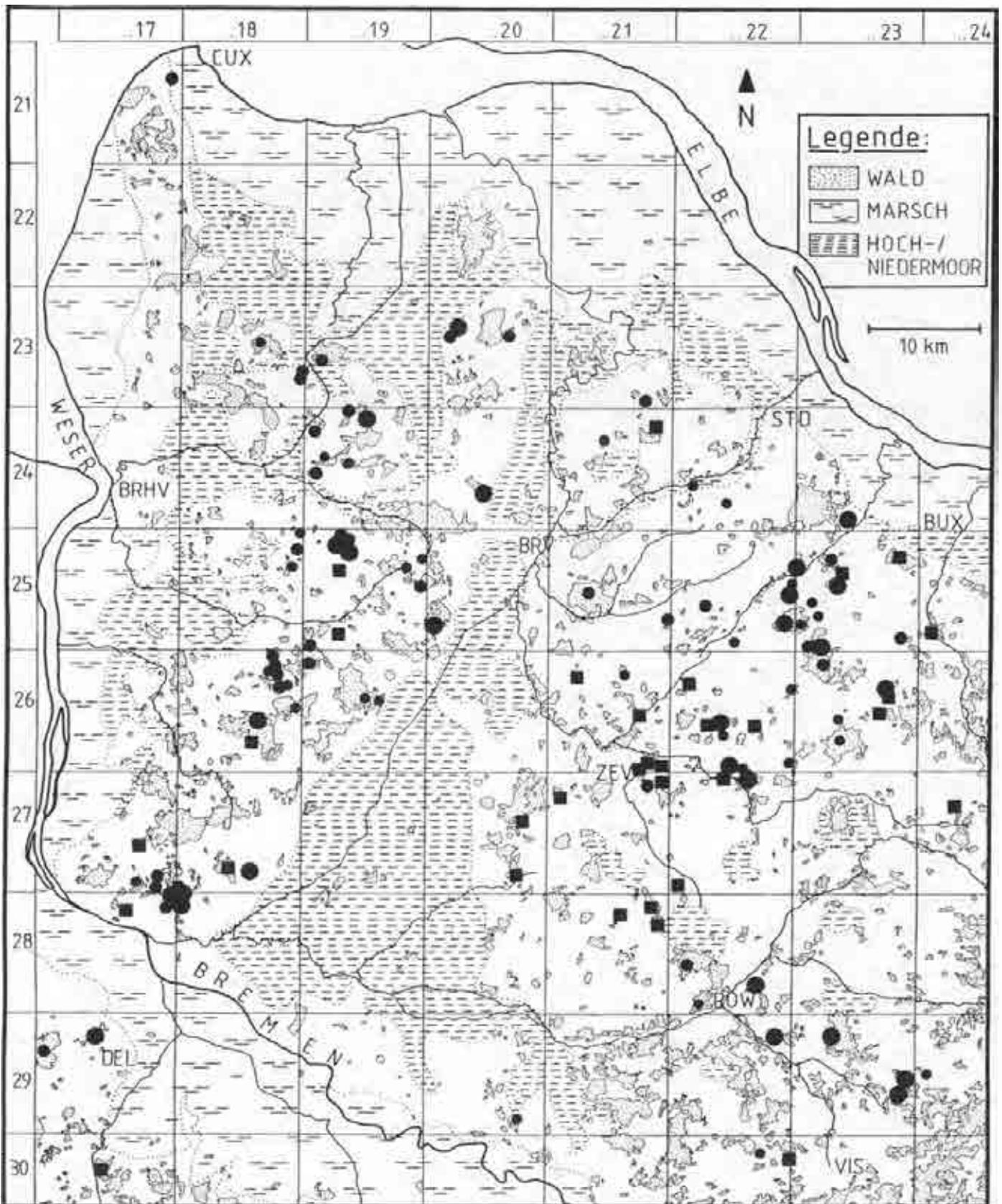


Abb. 10. *Galium odoratum* = Waldmeister

Zahl der Fundorte: 99, Flächengröße: 11 000 qm – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 98 – Soziologisches Verhalten: Verbandskennart des Fagion, im UG Schwerpunkt im Fagion – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 5, R-Zahl: 6, N-Zahl: 5 – Standorte: frische bis feuchte, z. T. auch anmoorige grund- oder stauwasserbeeinflusste, meist verlehnte oder tonige, gut basenversorgte bis basenreiche Böden.

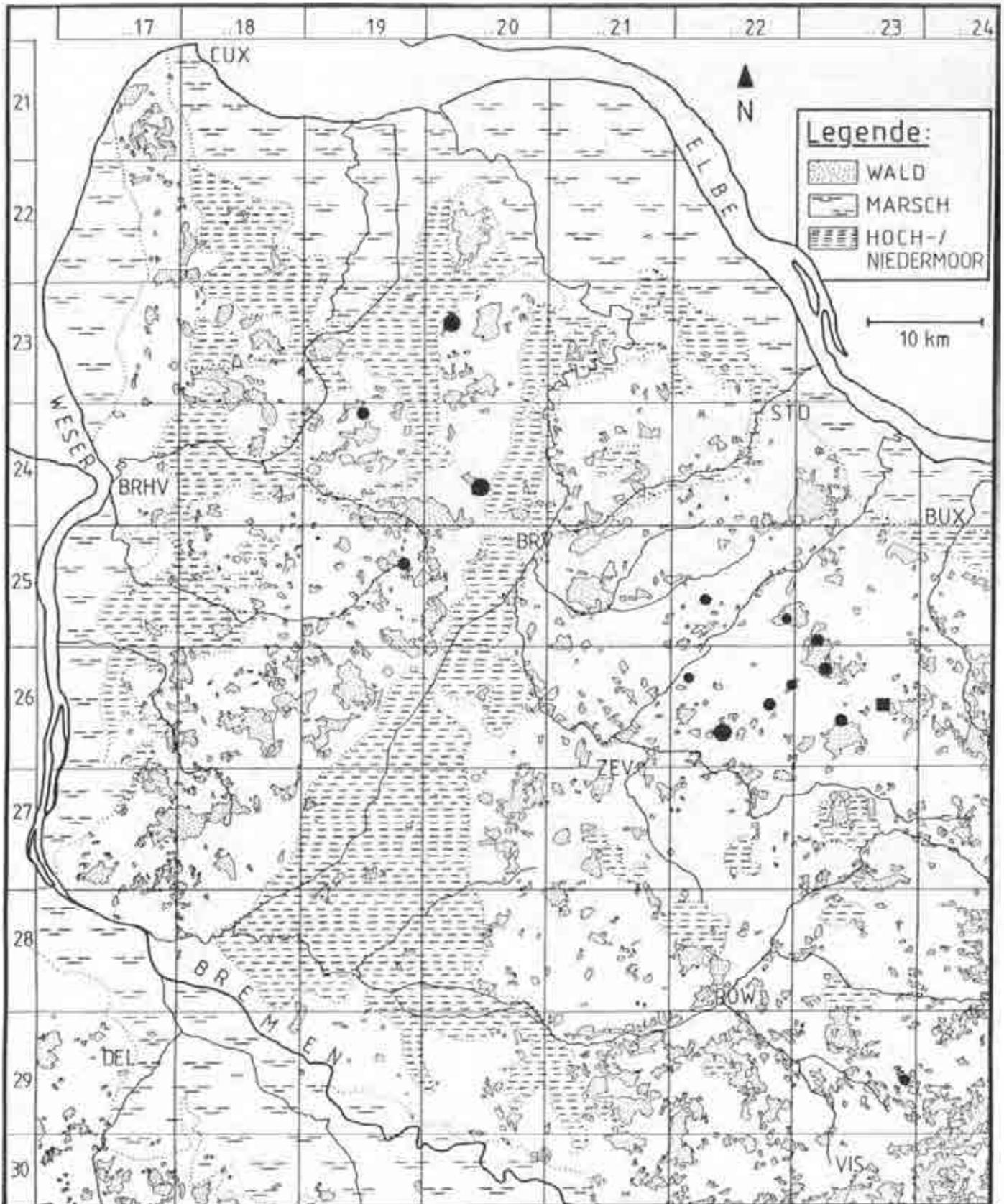


Abb. 11. *Hepatica nobilis* = Leberblümchen

Zahl der Fundorte: 14, Individuenzahl: 10000 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 100 – Soziologisches Verhalten: Klassenkennart der Querc-Fagetea – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 4, R-Zahl: 7, N-Zahl: 5 – Standorte: frische bis nasse, z. T. anmoorige Mergelböden mit rascher Laubzersetzung und gut durchlüftetem Oberboden.

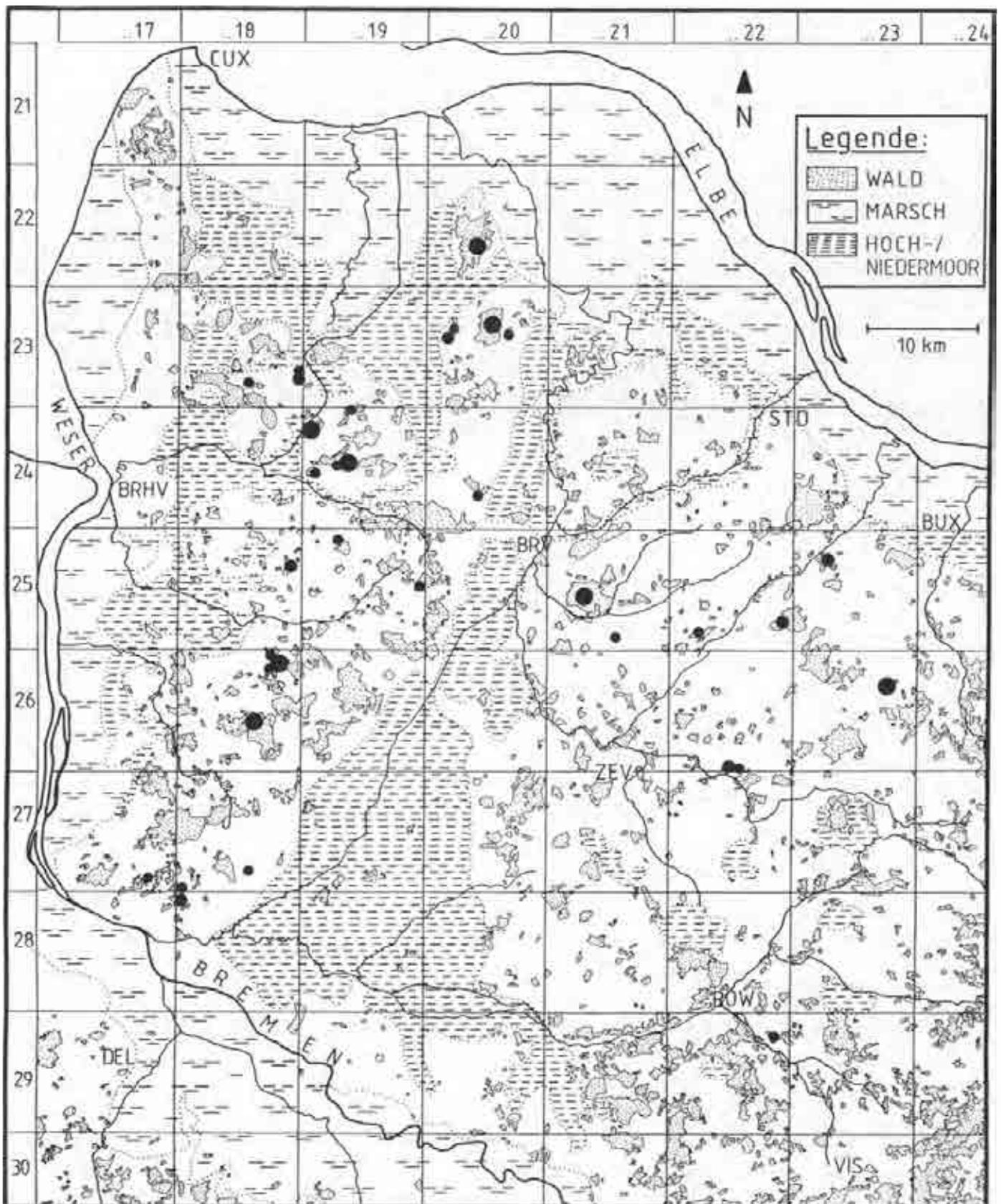


Abb. 12. *Melica uniflora* = Perlgras

Zahl der Fundorte: 34, Flächengröße: 1500 qm – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 100 – Soziologisches Verhalten: Ordnungskennart der Fagetalia, im UG Schwerpunkt im Fagion – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 5, R-Zahl: 6, N-Zahl: 6 – Standorte: ausreichend verlehnte, frische bis feuchte, mäßig bis gut basenversorgte, im Oberboden gut durchlüftete Böden.

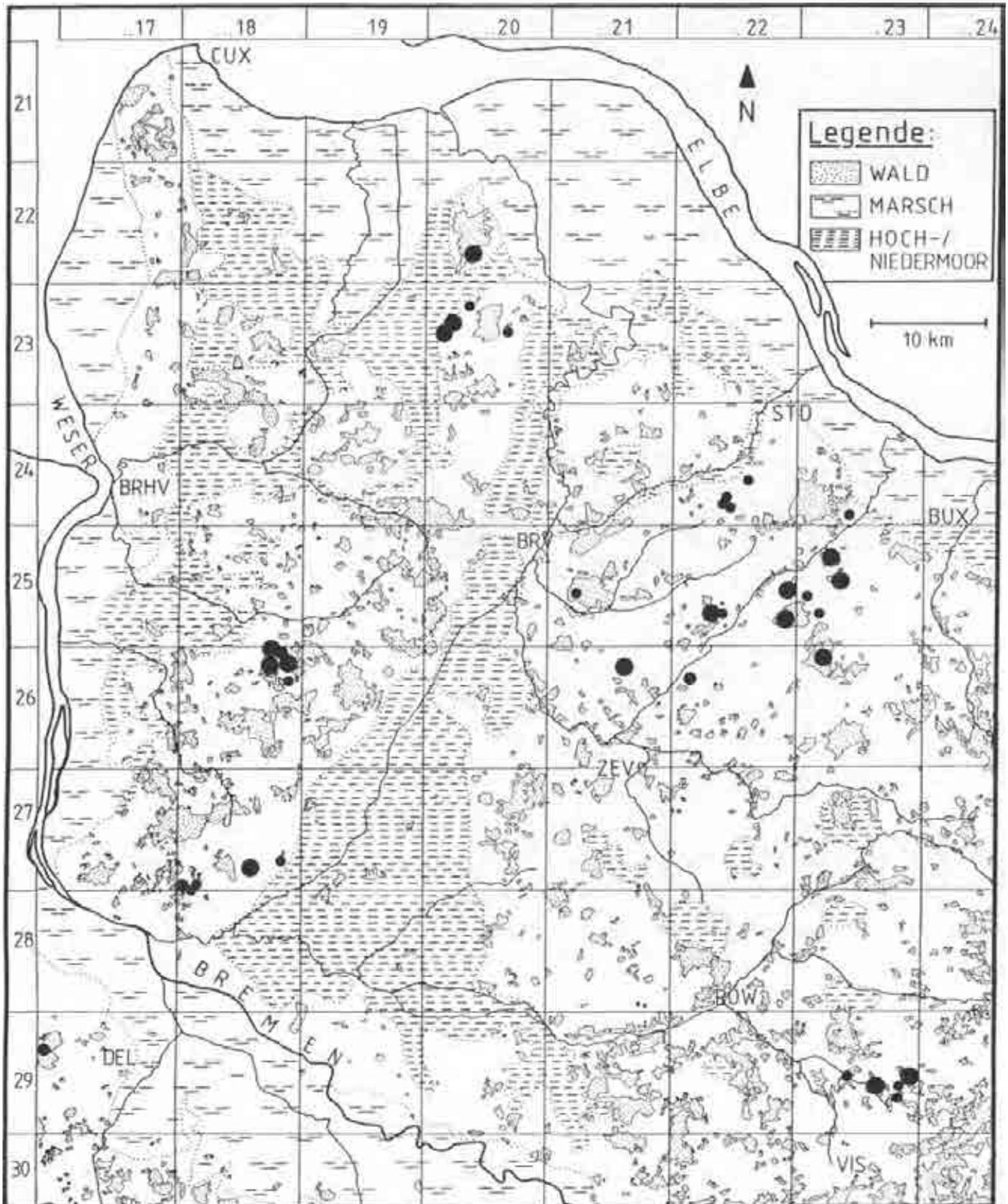


Abb. 13. *Mercurialis perennis* = Bingelkraut

Zahl der Fundorte: 44, Flächengröße: 50000 qm – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 100 – Soziologisches Verhalten: Ordnungskennart der Fagetalia – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: x, R-Zahl: 8, N-Zahl: 7 – Standorte: feuchte, vor allem im Oberboden gut durchlüftete, lehmige und basenreiche (Mergel-)Böden mit Mull.

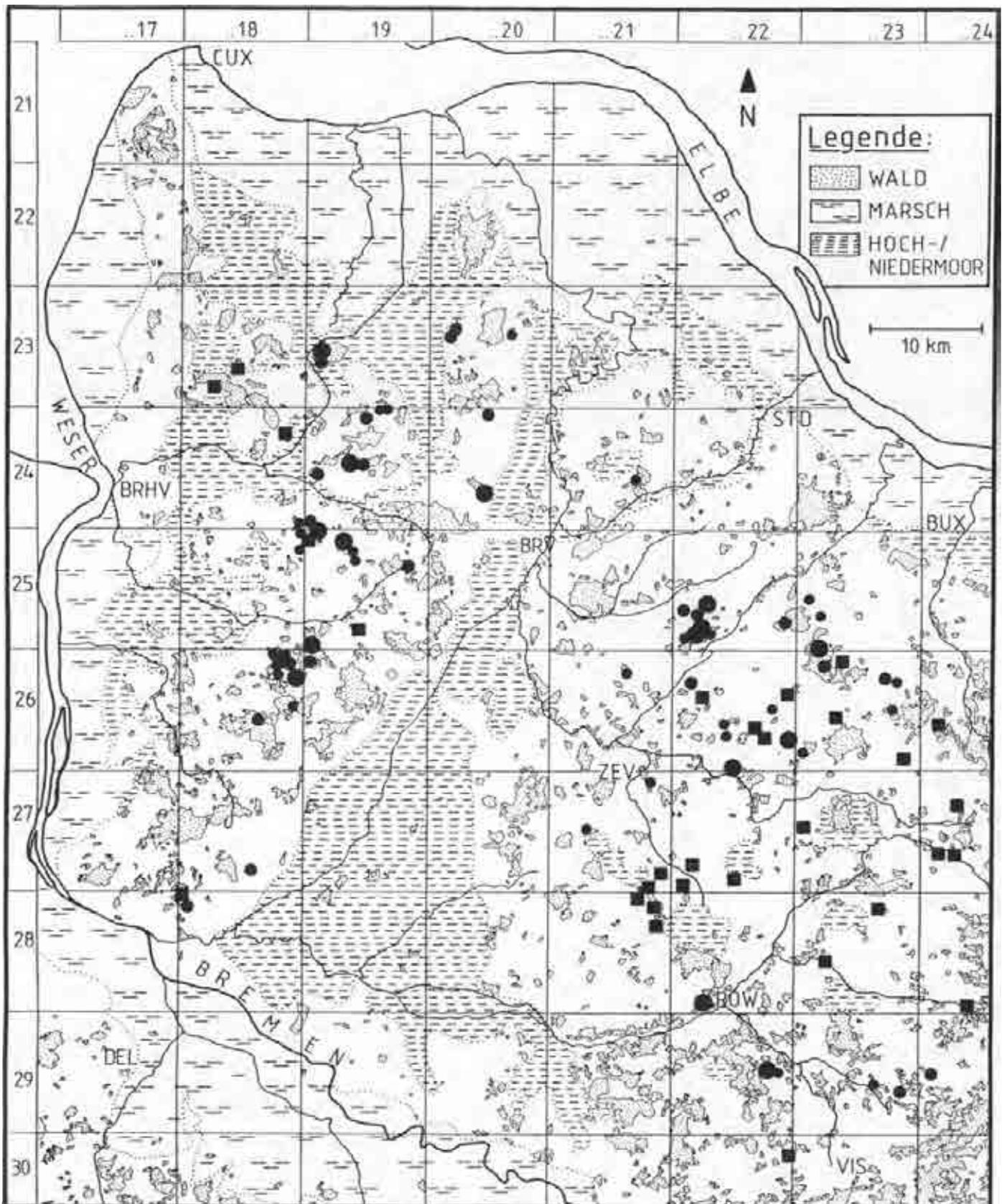


Abb. 14. *Paris quadrifolia* = Einbeere

Zahl der Fundorte: 68, Individuenzahl: 25000 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 99 – Soziologisches Verhalten: Ordnungskennart der Fagetalia, im UG Verbandstrennart des Alno-Ulmion – Ökologische Zeigerwerte: F-Zahl: 6, R-Zahl: 7, N-Zahl: 7 – Standorte: anmoorige, wechselfeuchte oder grundwasserbeeinflusste Mergelböden mit rascher Laubzersetzung (L-Mull).

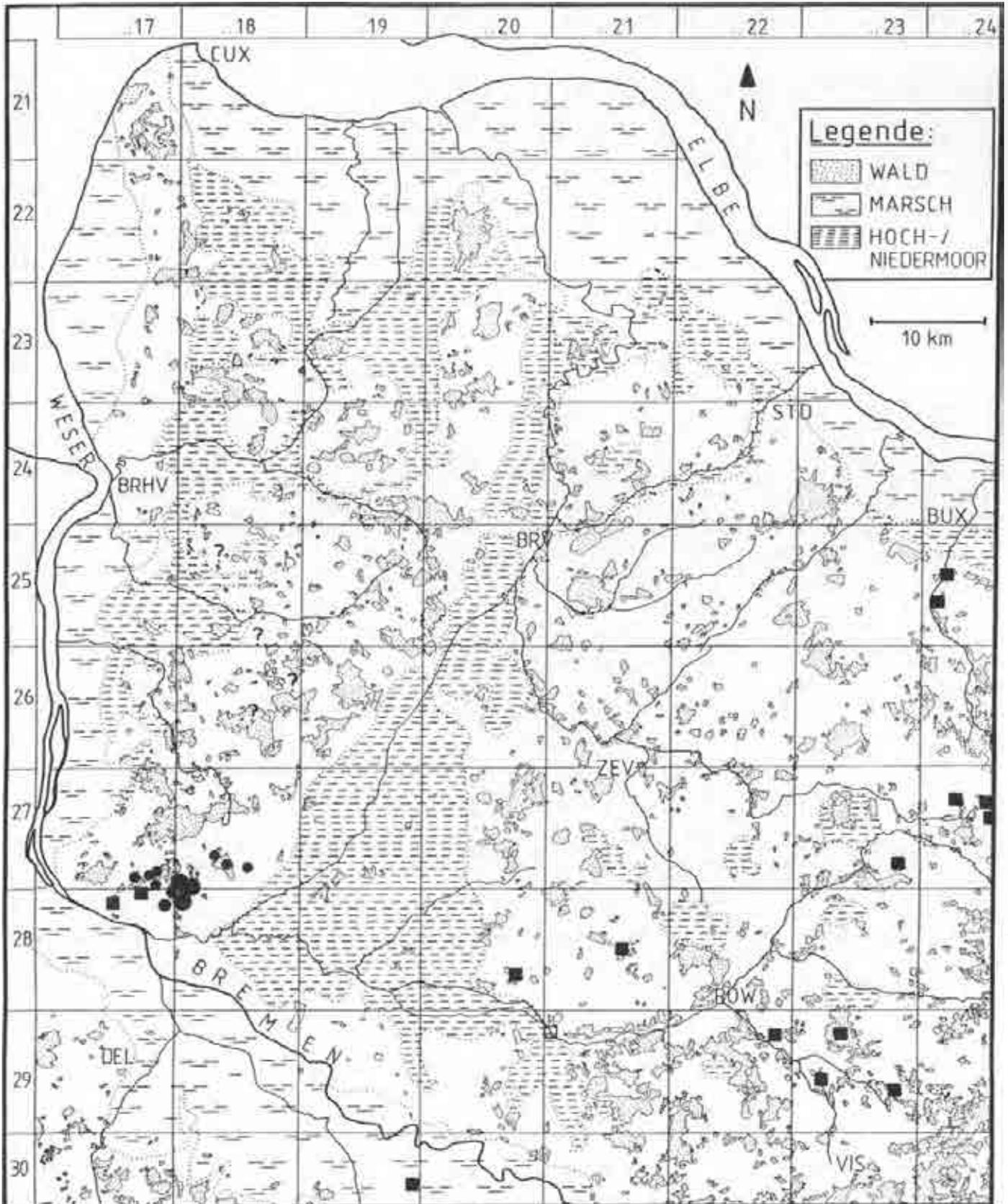


Abb. 15. *Phyteuma nigrum* = Schwarze Teufelskralle
 Zahl der Fundorte: 16 , Individuenzahl: 750 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 94 – Soziologisches Verhalten: Verbandskennart des Polygono-Trisetion, im UG Ordnungskennart der Fagetalia – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 5 , R-Zahl: 5 , N-Zahl: 4 – Standorte: feuchte, tonreiche, mäßig bis gut basenversorgte, humose Lehmböden.

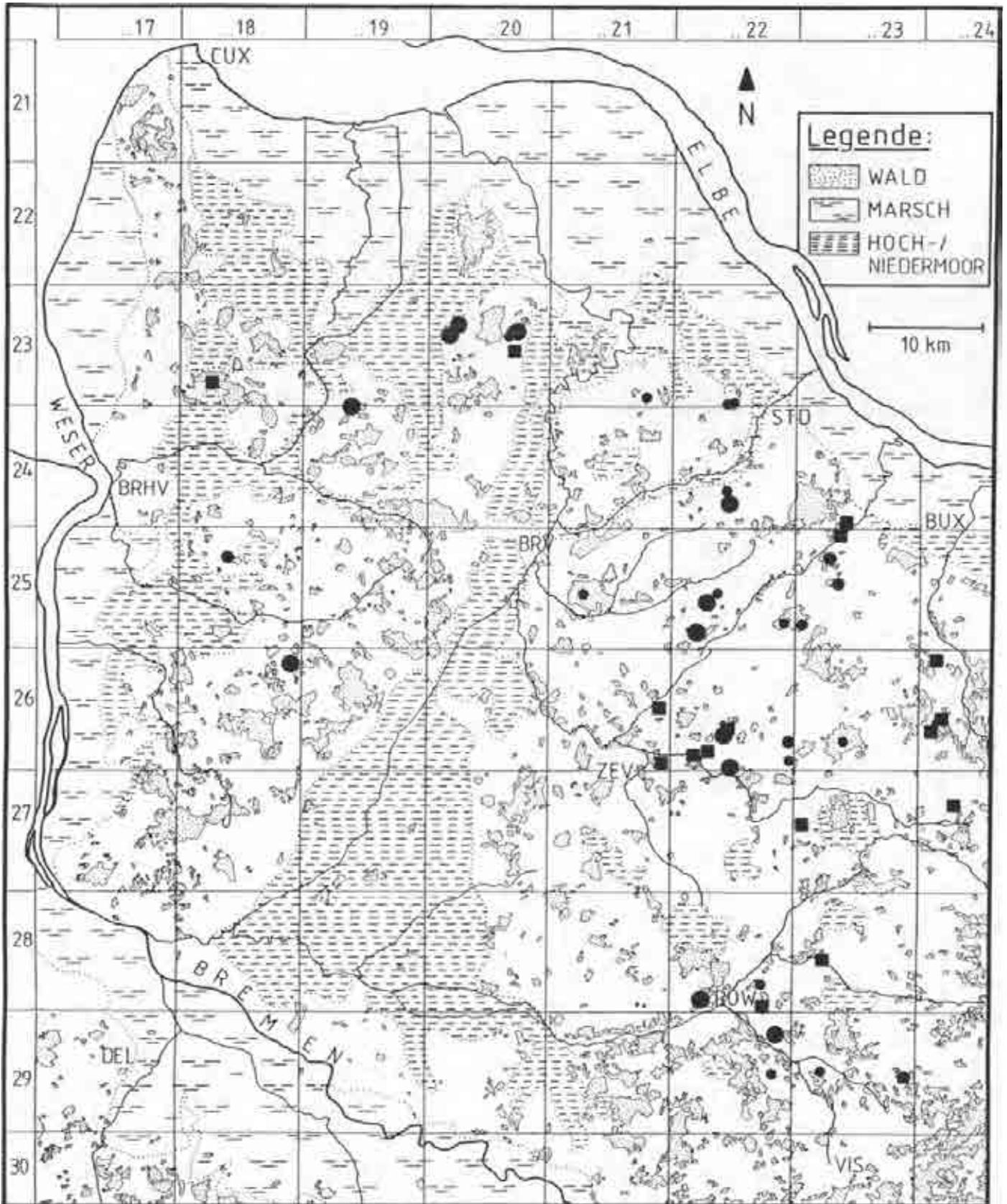


Abb. 16. *Phyteuma spicatum* = Ährige Teufelskralle
 Zahl der Fundorte: 35, Individuenzahl: 4500 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 98 – Soziologisches Verhalten: Ordnungskennart der Fagetalia – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 5, R-Zahl: 6, N-Zahl: 5 – Standorte: frische bis feuchte, mehr oder weniger verlehmt, basenreiche und im Oberboden genügend durchlüftete Böden.

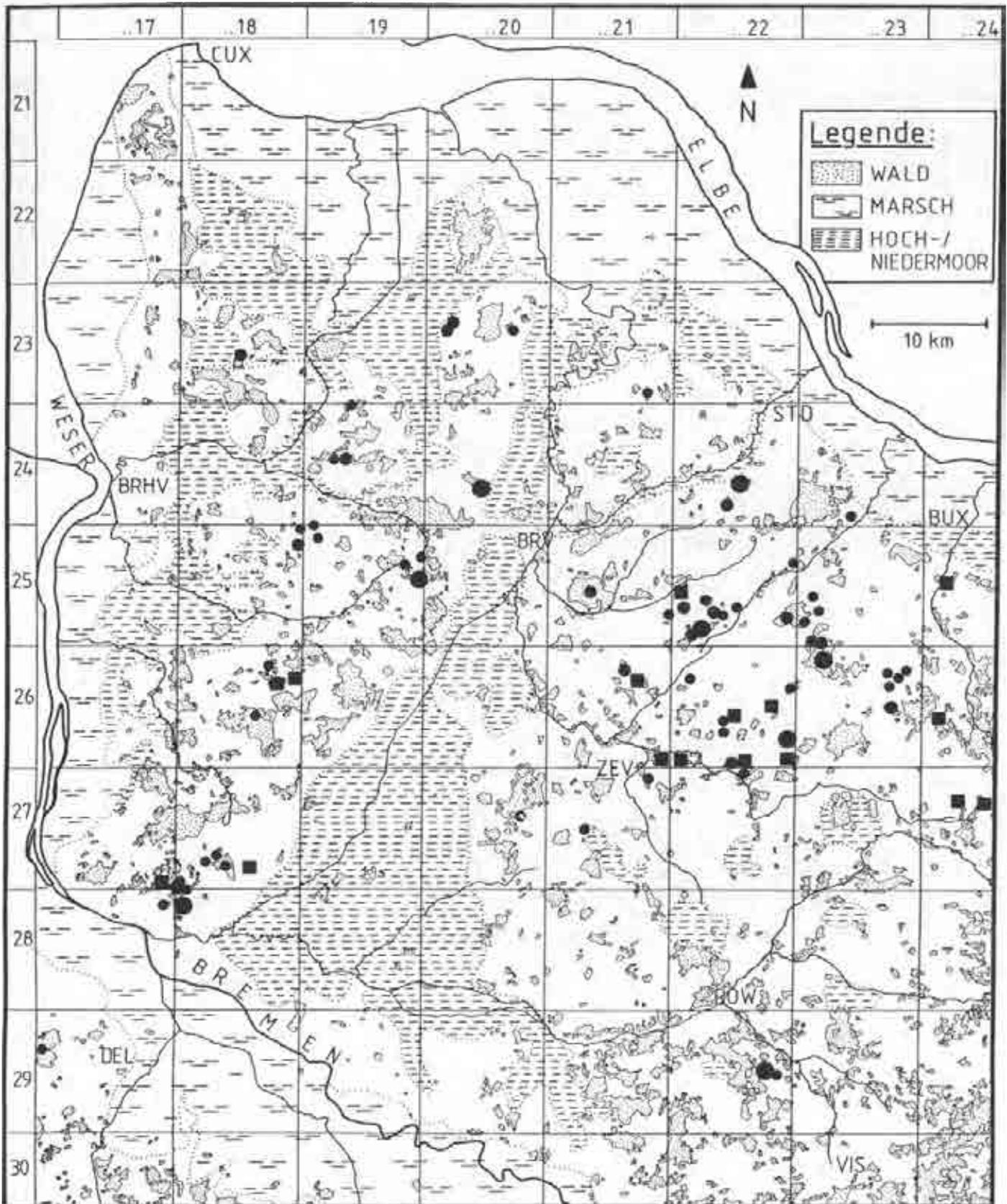


Abb. 17. *Platanthera chlorantha* = Grünliche Waldhyazinthe

Zahl der Fundorte: 71, Individuenzahl: 5000 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 98 – Soziologisches Verhalten: Ordnungskennart der Molinietalia, im UG Verbandstrennart des Alno-Ulmion – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 7, R-Zahl: 7, N-Zahl: x – Standorte: (stark) wechsel- oder grundfeuchte bis staunasse, z. T. anmoorige, basenreiche Mergel- und Tonböden mit rascher Laubzersetzung (L-Mull).

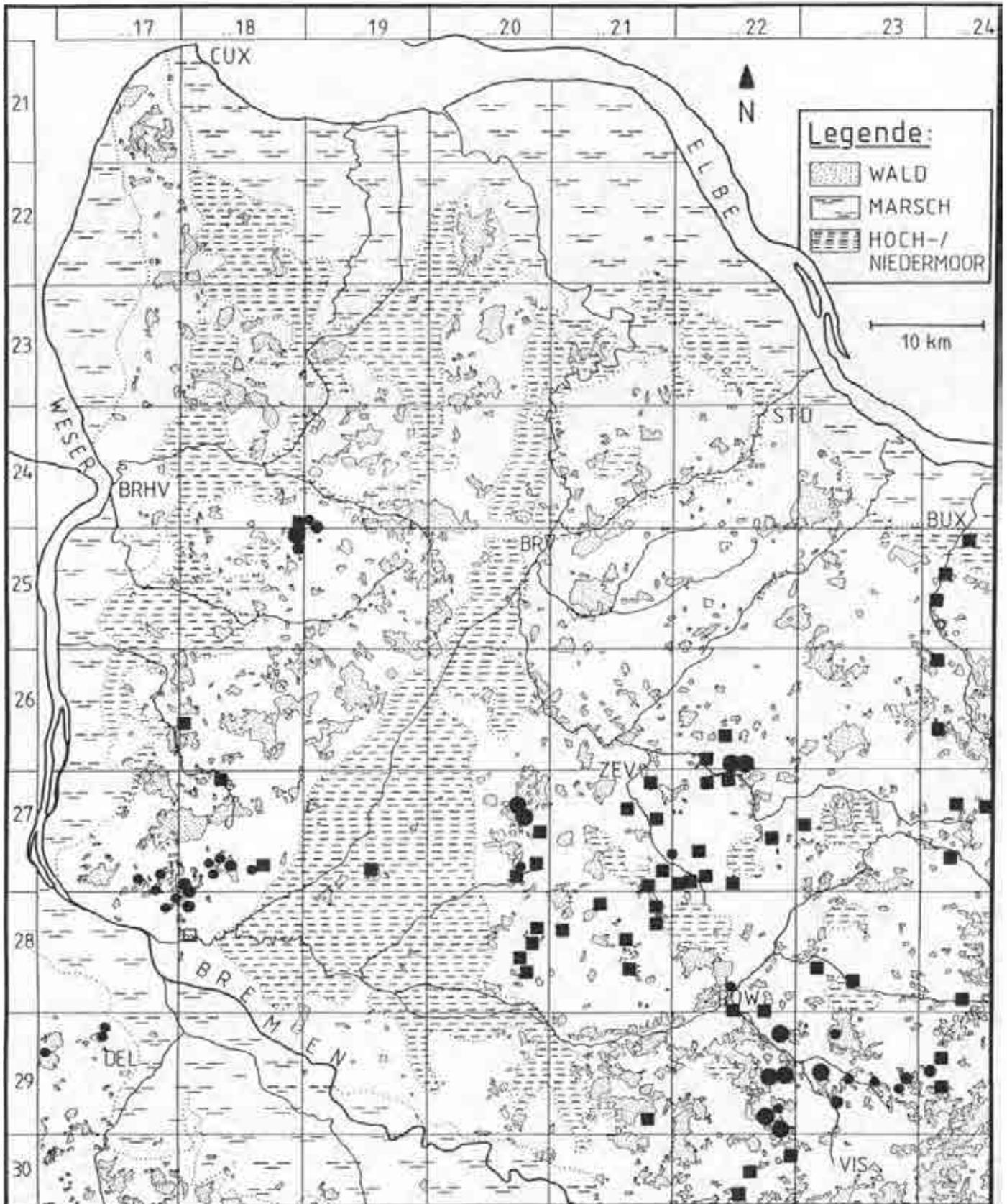


Abb. 18. *Primula elatior* = Hohe Schlüsselblume

Zahl der Fundorte: 47, Individuenzahl: 30 000 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 93 – Soziologisches Verhalten: Begleiter – Ökologische Zeigerwerte: F-Zahl: 6, R-Zahl: 7, N-Zahl: 7 – Standorte: staunasse, mäßig bis gut basenversorgte Lehm- und Tonböden, oft auf Niedermoor.

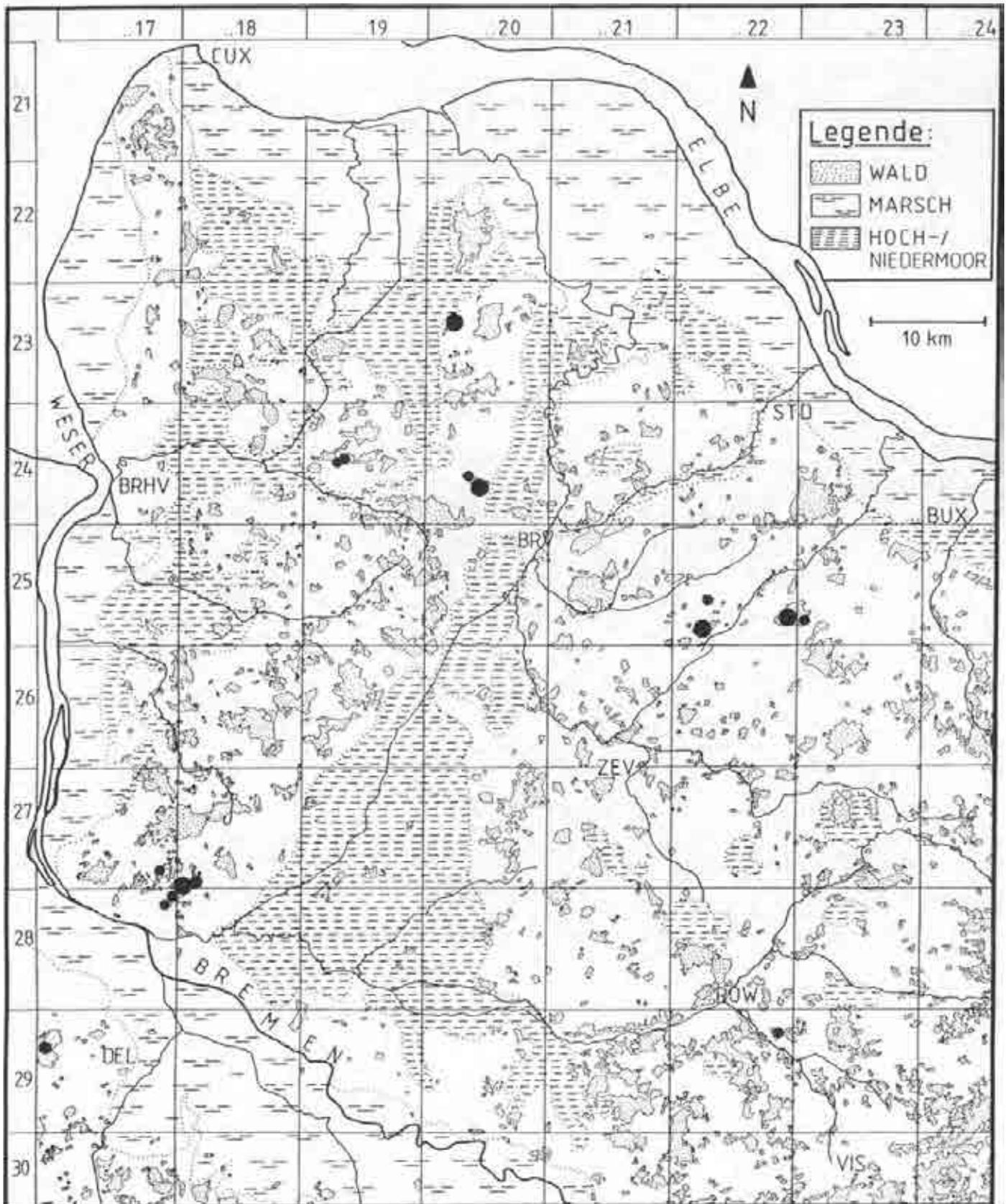


Abb. 19. *Pulmonaria obscura* = Dunkles Lungenkraut
 Zahl der Fundorte: 17, Individuenzahl: 10000 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 100 – Soziologisches Verhalten: Ordnungskennart der Fagetalia – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 6, R-Zahl: 8, N-Zahl: 7 – Standorte: wechselfeuchte bis staunasse, z. T. anmoorige, gut bis sehr gut basenversorgte lehmige oder tonige Mullböden.

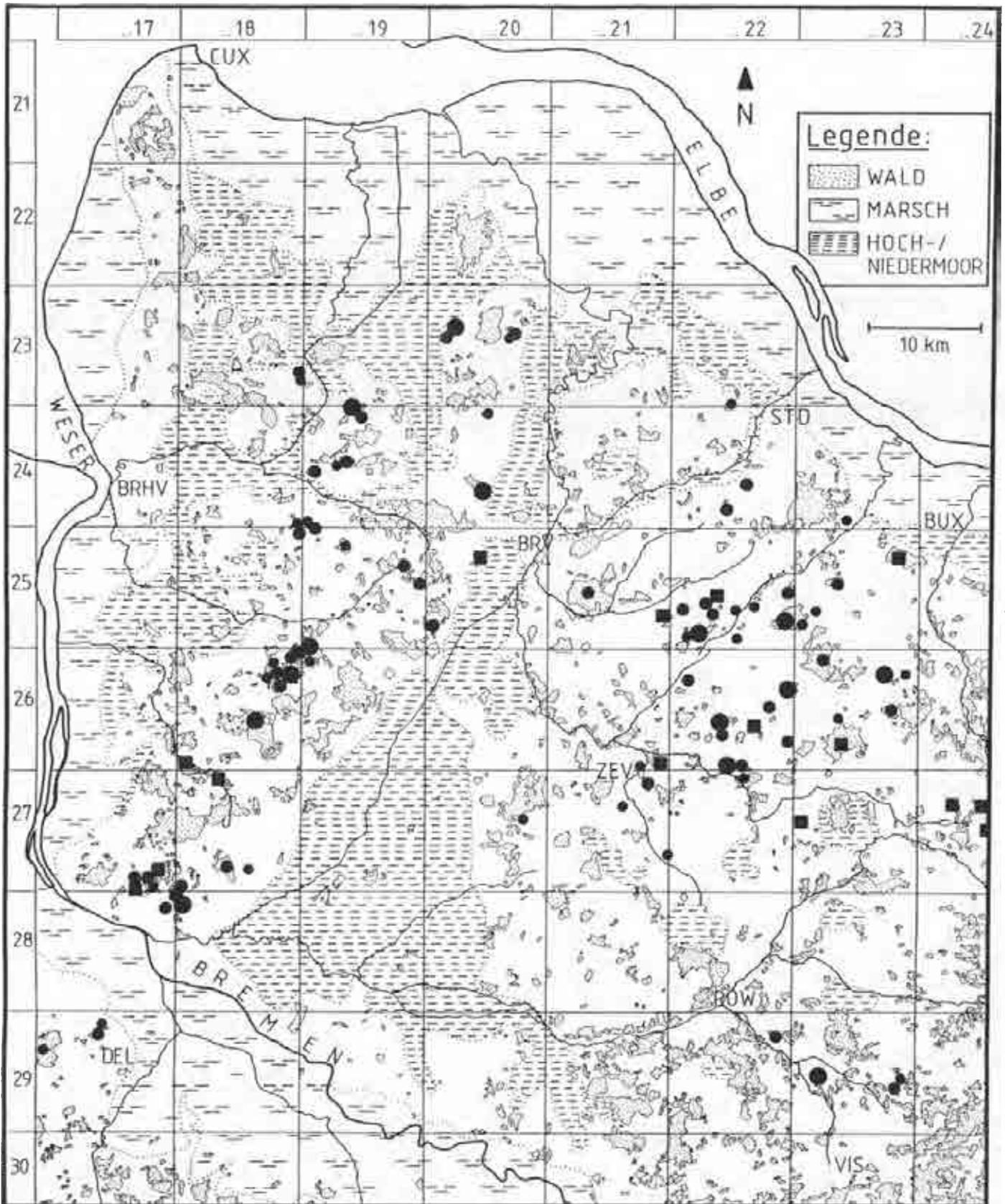


Abb. 20. *Sanicula europaea* = Sanikel

Zahl der Fundorte: 88, Individuenzahl: 40000 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 100 – Soziologisches Verhalten: Ordnungskennart der Fagetalia – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 5, R-Zahl: 8, N-Zahl: 6 – Standorte: frische bis feuchte, auch staunasse bis anmoorige, mehr oder weniger verlehmtte, gut bis sehr gut basenversorgte Mullböden.

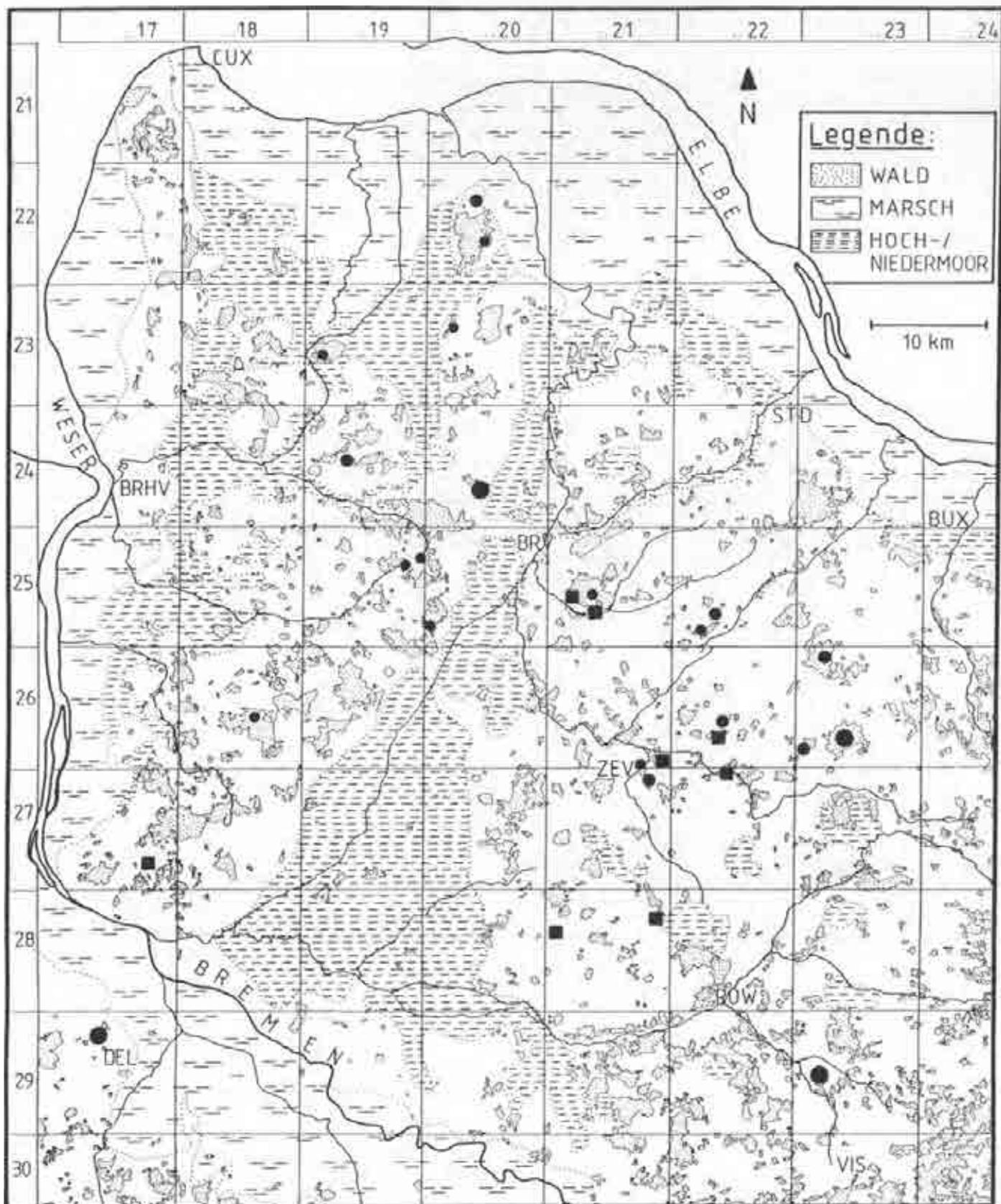


Abb. 21. *Ulmus laevis* = Flatter-Ulme

Zahl der Fundorte: 18, Individuenzahl: 100 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 100 – Soziologisches Verhalten: Verbandskennart des Alno-Ulmion – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 8=, R-Zahl: 7, N-Zahl: 7 – Standorte: feuchte bis stau- oder grundnasse, häufig anmoorige gut bis sehr gut basenversorgte, mehr oder weniger verlehnte oder tonige Mullböden.

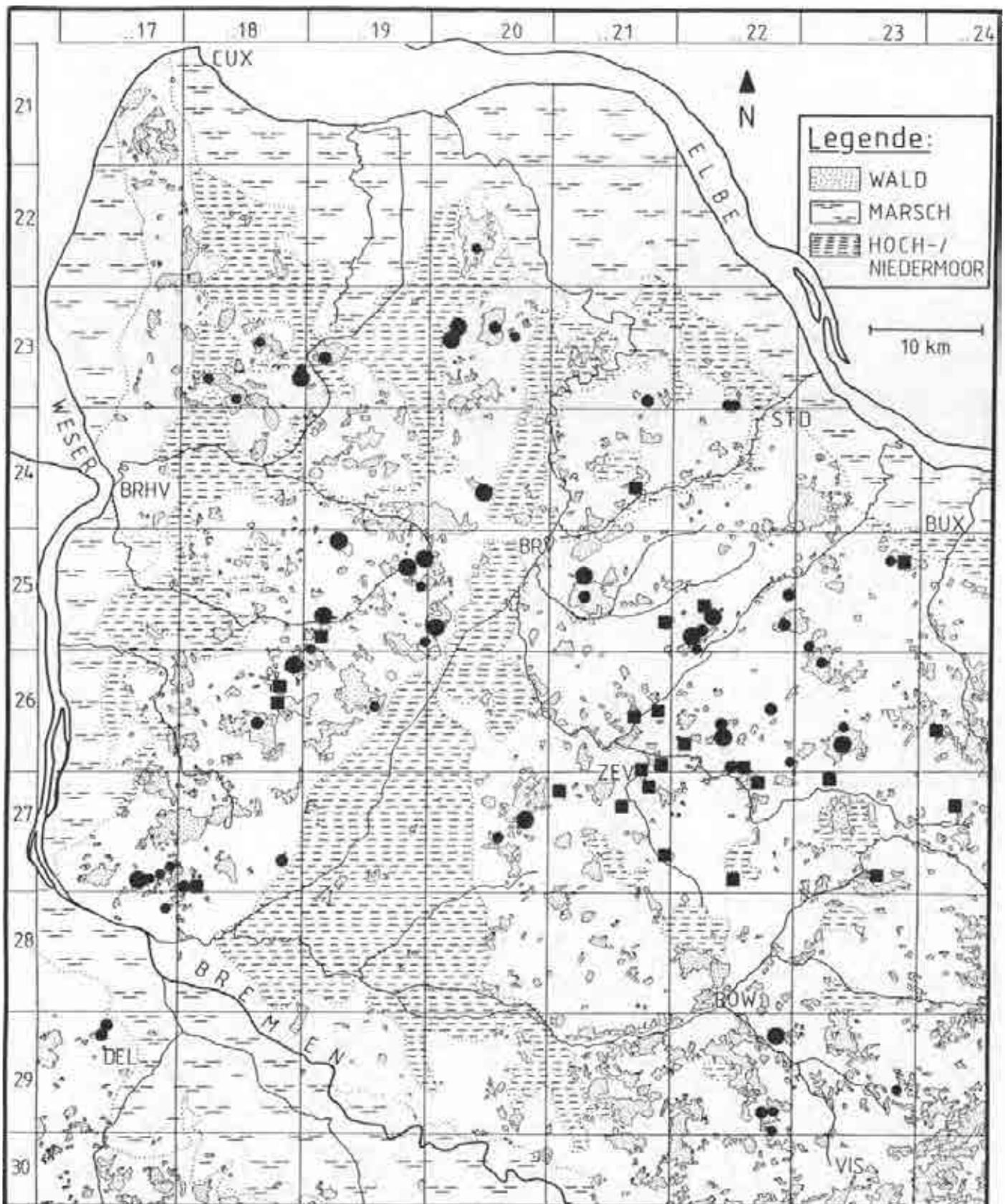


Abb. 22. *Veronica montana* = Berg-Ehrenpreis

Zahl der Fundorte: 64, Individuenzahl: 50 000 – %-Anteil in historisch alten Wäldern: 98 – Soziologisches Verhalten: Verbandskennart des Alno-Ulmion, im UG Ordnungskennart der Fagetalia – Ökologische Zeigerwerte; F-Zahl: 7, R-Zahl: 5, N-Zahl: 6 – Standorte: frische bis feuchte, ausreichend verlehnte, mäßig bis gut basenversorgte Lehm-, seltener Tonböden.

10. Bindungsstärke von Arten an historisch alte Wälder

10.1 Ergebnisse aus dem Elbe-Weser-Dreieck

Unter dem Begriff historisch alte Wälder werden in Tabelle 6 alle historisch alten Gehölze gefaßt, die allerdings überwiegend Wälder sind. Zu den Ge-

hölzen werden außer Wäldern auch Hecken, Gebüsche und Gehölzgruppen an Bauernhöfen und auf Hügelgräbern gezählt, soweit sie in der Kurhannoverschen Landesaufnahme dargestellt sind.

Die Bindungsstärke an historisch alte und neuzeitliche Wälder wurde in Tabelle 6 an der Gesamtzahl aller Vorkommen im Untersuchungsgebiet „gemessen“.

Für 11 Arten wurden die eigenen Fundorte durch zusätzliche Meldungen aus dem Pflanzenerfassungsprogramm des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (Hannover) ergänzt. Hier ergeben sich Bindungsstärken zwischen rund 81% und 100%. Für die übrigen Arten, für die „nur“ die selbsterhobenen Daten verwendet wurden, liegen die Werte zwischen rund 85% und

Tab. 6. Bindungsstärke der 37 untersuchten Pflanzenarten im Elbe-Weser-Dreieck (NLÖ = Meldekataster des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie in Hannover)

Lateinischer Artname	WULF & KELM		NLÖ-HANNOVER		Summe aller Vorkommen	ZAHL ALLER VORKOMMEN			
	historisch alt	neuzeitlich	historisch alt	neuzeitlich		historisch alt absolut	historisch alt %	neuzeitlich absolut	neuzeitlich %
<i>Adoxa moschatellina</i>	138	5			143	138	96,5	5	3,5
<i>Allium ursinum</i>	7	0			7	7	100	0	0
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	65	0			65	65	100	0	0
<i>Carex sylvatica</i>	103	0			103	103	100	0	0
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	115	10			125	115	92	10	8
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	55	2			57	55	96,5	2	3,5
<i>Circaea alpina</i>	18	1			19	18	94,7	1	5,3
<i>Convallaria majalis</i>	86	6	105	39	236	191	80,9	45	19,1
<i>Crepis paludosa</i>	138	12			150	138	92	12	8
<i>Equisetum hyemale</i>	34	1			35	34	97,1	1	2,9
<i>Equisetum sylvaticum</i>	52	1			53	52	98,1	1	1,9
<i>Euonymus europaeus</i>	141	4			145	141	97,2	4	2,8
<i>Festuca gigantea</i>	104	3			107	104	97,2	3	2,8
<i>Gagea spathacea</i>	96	2			98	96	98	2	2
<i>Galium odoratum</i>	99	0	30	3	132	129	97,7	3	2,3
<i>Geum rivale</i>	131	8			139	131	94,2	8	5,8
<i>Hepatica nobilis</i>	13	0	1	0	14	14	100	0	0
<i>Ilex aquifolium</i>	188	9			197	188	95,4	9	4,6
<i>Lamium galeobdolon</i>	93	5			98	93	94,9	5	5,1
<i>Listera ovata</i>	38	1			39	38	97,4	1	2,6
<i>Lysimachia nemorum</i>	120	3			123	120	97,6	3	2,4
<i>Malus sylvestris</i>	20	1			21	20	95,2	1	4,8
<i>Melica uniflora</i>	34	0			34	34	100	0	0
<i>Mercurialis perennis</i>	44	0			44	44	100	0	0
<i>Paris quadrifolia</i>	67	1	31	0	99	98	99	1	1
<i>Phyteuma nigrum</i>	16	0	18	2	36	34	94,4	2	5,6
<i>Phyteuma spicatum</i>	35	0	15	1	51	50	98	1	2
<i>Platanthera chlorantha</i>	71	0	14	2	87	85	97,7	2	2,3
<i>Primula elatior</i>	47	2	48	5	102	95	93,1	7	6,9
<i>Pulmonaria obscura</i>	17	0			17	17	100	0	0
<i>Rhamnus catharticus</i>	15	2			17	15	88,2	2	11,8
<i>Sanicula euopaea</i>	88	0	16	0	104	104	100	0	0
<i>Stachys sylvatica</i>	166	6			172	166	96,5	6	3,5
<i>Thelypteris phegopteris</i>	29	1			30	29	96,7	1	3,3
<i>Ulmus laevis</i>	18	0	8	0	26	26	100	0	0
<i>Valeriana dioica</i>	45	8			53	45	84,9	8	15,1
<i>Veronica montana</i>	64	0	23	2	89	87	97,8	2	2,2

NLÖ = Niedersächsisches Landesamt für Ökologie in Hannover; nur Angaben zu Arten, die im Meldekataster der gefährdeten Pflanzen erfaßt sind und von denen Verbreitungskarten erstellt wurden

100 % Entsprechend bewegen sich die Vorkommen in neuzeitlichen Wäldern für alle Arten lediglich zwischen 0 % und etwa 19 %.

Auffallend ist, daß Arten mit weiterer ökologischer Amplitude und recht guten Fernverbreitungsmöglichkeiten, wie z. B. *Ilex aquifolium*, ebenfalls größtenteils in historisch alten Wäldern vorkommen.

Auch *Convallaria majalis*, nach *Falkengren-Grerup* (1986 und 1990) eine recht „mobile Art“, ist noch als sehr stark an historisch alte Wälder gebunden zu bewerten.

Überraschend ist zunächst auch, daß Arten, die auch außerhalb von Wäldern zu überleben vermögen, wie z. B. *Primula elatior* (*Dierschke* 1968), eine klare Bevorzugung für historisch alte Wälder zeigen.

10.2 Vergleich mit Angaben in alten Floren

Für die Beurteilung von Pflanzenarten als Indikatoren historisch alter Waldstandorte ist die Frage der Kontinuität ihres Vorkommens aus zwei Gründen von Bedeutung:

1. Arten, die über lange Zeit – viele Jahrzehnte bis über ein Jahrhundert – vom gleichen Fundort belegt wurden, sind bessere Indikatoren als spontan auftretende und relativ rasch wieder verschwindende Arten.

2. Arten, die über lange Zeit kontinuierlich nur eine begrenzte Habitatwahl haben, sind ebenfalls bessere Indikatoren für die Biotopkontinuität als solche, die auch auf waldfreien Flächen, z. B. naturnahen Feuchtwiesen, überleben können.

Hierzu finden sich Hinweise in alten Floren, zumindest für jene Arten, die früher schon zu den selteneren und daher mehr beachteten Arten gehören.

Alte Floren geben auch einen gewissen Einblick in den Landschaftszustand zu einer Zeit, als das Überleben vieler, heute gefährdeter Arten noch gesichert war. Mit zunehmender Landschaftsveränderung nach dem 2. Weltkrieg setzte ein verstärkter Rückgang von Pflanzenarten ein.

Zur Veranschaulichung der Kontinuität der „Habitatwahl“ nach Angaben in alten Floren dient Abbildung 23.

Hier sind nur die Arten dargestellt, für die auch Verbreitungskarten ange-

	VON PAPE 1866/1867	ALPERS 1875 *1886	EILKER 1881	BUCHENAU 1894	BRANDES 1897	BUCHENAU 1936	RAABE 1987
BRACHYPODIUM SYLVATICUM							
CONVALLARIA MAJALIS							
GALIUM ODORATUM		*					
HEPATICIA NOBILIS		*					
MELICA UNIFLORA							
MERCURIALIS PERENNIS							
PARIS QUADRIFOLIA							
PHYTEUMA SPICATUM							
PLATANThERA CHLORANTHA							
PRIMULA ELATIOR							
PULMONARIA OBSCURA							
SANICULA EUROPAEA		*					
ULMUS LAEVIS							
VERONICA MONTANA							

Abb. 23. Habitatangaben in alten und jungen Floren

2 Bäume = Wald, 2 Bäume mit x = auch am Waldrand, 2 Bäume mit 3. Baum auf kurzen vertikalen Linien = auch in Waldwiesen, 2 Bäume mit Gebüsch = auch in Hecken und Gebüsch, 2 Bäume mit kurzen vertikalen Linien = auch in Wiesen, 2 Bäume mit langen vertikalen Linien = auch in Hochstaudenriedern.

fertigt wurden. Allerdings wurde *Phyteuma nigrum* nicht berücksichtigt, da sie von den wenigsten Autoren genannt wird und im ganzen nur unsichere Angaben vorliegen.

Für die Übersicht wurden nach Möglichkeit Floren aus dem Gebiet, zumindest aber aus Norddeutschland verwendet, um vergleichbare Grundlagen für das landschaftsspezifische Verhalten der Arten zu gewährleisten.

In nahezu allen Fällen werden ausnahmslos Wälder als Wuchsorte der 14 Pflanzenarten in alten Floren aufgeführt (Abb. 23). Lediglich für *Primula*

elatior werden dreimal Fundorte angegeben, die gänzlich außerhalb von Wäldern liegen; Feuchtwiesen von *Alpers* (1875) und *Brandes* (1897) sowie Hochstaudenrieder von *Raabe* (1987).

Etwas überraschend ist, daß für *Convallaria majalis* nur von *Buchenau* (1936) angegeben wird, daß sie auch in Hecken vorkommt. Gerade für das Maiglöckchen wurde im Meldekataster des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (Hannover) oft eine Hecke als Fundort angegeben. Wir selbst haben zwar Hecken nicht gezielt untersucht, fanden aber auch mehrere Vorkommen

in Wallhecken. In einigen Fällen sind heutige Hecken allerdings Überreste ehemaliger Wälder.

Für die übrigen 22 aller 37 untersuchten Arten sind die alten Floren ebenfalls durchgesehen worden. Die Ergebnisse werden kurz vorgestellt.

Zu den Arten, für die ausschließlich Wälder als Wuchsorte genannt sind, zählen *Allium ursinum*, *Carex sylvatica*, *Circaea alpina* und *Lysimachia nemorum*. Auch für *Chrysosplenium oppositifolium* werden Wälder als Wuchsorte genannt, insbesondere schattige Quellbereiche in Wäldern; von Brandes (1897) werden darüber hinaus auch Waldbäche erwähnt.

Für folgende Pflanzen werden neben Wäldern zum Teil auch Gebüsche und/oder Hecken als Fundorte angegeben: *Equisetum hyemale* und *sylvaticum*, *Euonymus europaeus*, *Festuca gigantea*, *Ilex aquifolium*, *Lamium galeobdolon*, *Malus sylvestris*, *Rhamnus catharticus* und *Stachys sylvatica*. Buchenau (1894) betont für *Ilex aquifolium*, daß er namentlich in alten Waldgebieten angetroffen wird.

Bei den nachfolgend aufgeführten Pflanzen werden von bis zu zwei Autoren, die in Abbildung 23 aufgeführt sind, auch Waldwiesen, Wiesen, Hochstaudenrieder und/oder entwässerte Moore als weitere Wuchsorte genannt: *Adoxa moschatellina*, *Chrysosplenium alternifolium* und *Gagea spathacea*.

In den nachstehenden Fällen werden von mindestens 3 Autoren verschiedene Standorte außerhalb von Wäldern oder waldähnlichen Formationen angegeben: *Crepis paludosa*, *Geum rivale* und *Valeriana dioica*.

Für *Thelypteris phegopteris* lagen zu wenig gesicherte Angaben vor.

10.3 Vergleich mit Ergebnissen aus anderen Regionen

Die in Tabelle 7 gemachten Prozentangaben beziehen sich immer auf den Anteil der Vorkommen in historisch alten Wäldern an den gesamten Vorkommen der betreffenden Pflanzenart. Die von Hermy und Stieperaere (1981) angegebenen Werte wurden entsprechend umgerechnet.

Ein + bei Dzwonko und Loster (1988) sowie Hermy und Stieperaere (1981) bedeutet, daß die Art mit historisch alten Wäldern assoziiert ist. Dabei wurde

den Autoren unterstellt, daß sie zumindest mehr als 50 % aller Vorkommen in historisch alten Wäldern gefunden haben, um eine solche Aussage machen zu können.

Bei Peterken (1974) haben die Zeichen folgende Bedeutung:

- + = die meisten Wuchsorte in historisch alten Wäldern, aber auch in anderen Habitaten mit langer Kontinuität existenzfähig
- ++ = zumeist in historisch alten Wäldern, kann aber auch (sehr) selten neuzeitliche Wälder besiedeln
- +++ = auf historisch alte Wälder beschränkt

Bei Rackham (1980) bedeuten die Zeichen folgendes, wobei + und ++ mit Peterken (1974) vergleichbar sind;

- = keine oder schwache Bindung an historisch alte Wälder
- = mäßige Bindung an historisch alte Wälder
- + = starke Bindung an historisch alte Wälder
- ++ = sehr starke Bindung an historisch alte Wälder

Ogleich das Phänomen der mehr oder weniger starken Bindung verschiedener Pflanzenarten an historisch alte Wälder in der internationalen Literatur mehrfach beschrieben wurde, lassen sich nur wenige Zusammenstellungen finden, die ein „konkretes Maß zur Bindungsstärke“ angeben.

Auch stehen Angaben zur Bindungsstärke bei weitem nicht von allen Autoren für jede Waldpflanze zur Verfügung (Tab. 7).

Die umfangreichsten Ergebnisse liegen bisher aus England vor. Das hat für die vorliegende Arbeit mehrere Vorteile, da die von Peterken und Game (1984) und Rackham (1980) untersuchten Wälder floristisch und ökologisch mit denen des Elbe-Weser-Dreiecks weitgehend vergleichbar sind und die Landschaften sogar hinsichtlich des Waldanteiles sowie im Verinselungsgrad der Einzelbestände annähernd übereinstimmen (Wulf 1993).

Möglicherweise erklären sich dadurch die mehrfachen Parallelen in bezug auf die Bindungsstärke zwischen den englischen Autoren und unseren Ergebnissen (Tab. 7).

Andererseits sind gerade deshalb die krassen Unterschiede zwischen Peterken und Game (1984) sowie Wulf

und Kelm bei *Allium ursinum*, *Carex sylvatica*, *Geum rivale*, *Melica uniflora*, *Sanicula europaea* und insbesondere *Stachys sylvatica* überraschend.

Der Vergleich zwischen Hermy und Stieperaere (1981) sowie Wulf und Kelm zeigt einige Parallelen, aber auch fast genauso viele deutliche Unterschiede.

Auffallend sind ferner einige Abweichungen zwischen den englischen Autoren. So gibt Peterken (1974) *Equisetum sylvaticum* als eine Art an, die auf „ancient woodlands“ nahezu beschränkt ist, während Rackham (1980) nur eine schwache Bindung nachweisen konnte.

Weniger deutlich, aber tendenziell gleich sind die unterschiedlichen Angaben für *Sanicula europaea*. Nach Peterken und Game (1984) ist die Sannikel stark an historisch alte Wälder gebunden, Rackham (1980) konnte dagegen keine signifikante Bindung feststellen.

Sehr unterschiedliche Bindungsstärken wurden bei *Adoxa moschatellina* festgestellt. Diese Art, die in Polen mäßig stark an „ancient woodlands“ gebunden ist (Dzwonko und Loster 1988), wird in Belgien von Hermy und Stieperaere (1981) sowie in England von Rackham (1980) als nur sehr schwach bis schwach an historisch alte Wälder gebunden eingestuft.

Ähnlich krasse Unterschiede liegen auch bei *Allium ursinum*, *Geum rivale* und *Mercurialis perennis* vor (Tab. 7).

Lamium galeobdolon wird zwar von allen Autoren als Art historisch alter Wälder eingestuft, die Spanne reicht jedoch von mäßiger (Dzwonko und Loster 1988) bis zu sehr starker Bindung (Hermy und Stieperaere 1981, Peterken und Game 1984).

Ohne Angabe einer Bindungsstärke erwähnen auch einige andere Autoren für einzelne Arten, daß sie zumindestens schwerpunktmäßig in historisch alten Wäldern oder auch Hecken vorkommen.

Für *Brachypodium sylvaticum* gibt Merton (1970) an, daß sie vor allem in alten Eschenwäldern vorkommt. Hubbard (1984) erwähnt, daß Vorkommen dieser Art außerhalb von Wäldern darauf hindeuten, daß dort ehemals Wald gestanden hat.

Chrysosplenium alternifolium und *Galium odoratum*

Tab. 7. Vergleich der Bindungsstärke an historisch alte Wälder im Untersuchungsgebiet mit denen anderer Regionen

Autoren	DZWONKO & LOSTER (1988)	HERMY & STIEPER (1981)	PETERKEN Westengland (1974)	PETERKEN & GAME (1984) Westengland	RACKHAM Ostengland (1980)	WULF & KELM Niedersachsen BRD
Pflanzenart	PL	B	GB	GB	GB	BRD
<i>Adoxa moschatellina</i>	+	41,2	++		--	96,5
<i>Allium ursinum</i>	.		++	65,0	--	100
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.		.		.	100
<i>Carex sylvatica</i>	.	75,0	.	64,0	.	100
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	.	100	+++		--	92,0
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	.	+	+++		--	96,5
<i>Circaea alpina</i>	94,7
<i>Convallaria majalis</i>	.	.	++	80,0	+	80,9
<i>Crepis paludosa</i>	92,0
<i>Equisetum hyemale</i>	97,1
<i>Equisetum sylvaticum</i>	.	.	+++		--	98,1
<i>Euonymus europaeus</i>	.	+	+		--	97,2
<i>Festuca gigantea</i>	+	.	.		.	97,2
<i>Gagea spathacea</i>	98,0
<i>Galium odoratum</i>	.	.	+++	97,0	++	97,7
<i>Geum rivale</i>	.	.	+	67,0	-	94,2
<i>Hepatica nobilis</i>	100
<i>Ilex aquifolium</i>	95,4
<i>Lamium galeobdolon</i>	+	84,2	+++	83,0	+	94,9
<i>Listera ovata</i>	.	50,0	.		.	97,4
<i>Lysimachia nemorum</i>	.	.	++	91,0	+	97,6
<i>Malus sylvestris</i>	95,2
<i>Melica uniflora</i>	.	.	+++	88,0	+	100
<i>Mercurialis perennis</i>	.	.	.	54,0	-	100
<i>Paris quadrifolia</i>	.	100	+++	100	++	99,0
<i>Phyteuma nigrum</i>	94,4
<i>Phyteuma spicatum</i>	98,0
<i>Platanthera chlorantha</i>	.	.	++		+	97,7
<i>Primula elatior</i>	.	88,2	.	94,0	+	93,1
<i>Pulmonaria obscura</i>	+	.	.		.	100
<i>Rhamnus cathartica</i>	88,2
<i>Sanicula europaea</i>	.	+	++	57,0	--	100
<i>Stachys sylvatica</i>	.	52,4	.	27,0	.	96,5
<i>Thelypteris phegopteris</i>	96,7
<i>Ulmus laevis</i>	100
<i>Valeriana dioica</i>	84,9
<i>Veronica montana</i>	.	.	++	75,0	--	97,8

Alle Zahlen in %, sonstige Zeichen sind im Text erläutert

und *Melica uniflora* werden von Dinter (1991) als mutmaßliche Zeiger historisch alter Wälder eingeschätzt.

Pigott (1969 und 1977) erwähnt für *Convallaria majalis*, daß es in historisch alten Wäldern und Hecken vorkommt und in rezenten Wäldern oder Hecken fehlt, gleich, ob diese gepflanzt sind oder nicht. In seiner Arbeit von 1977 stuft Pigott *Mercurialis perennis* als Zeiger historisch alter Wälder ein. Außerdem beobachtete er *Primula elatior* in

alten Wäldern und Hecken, aber nicht in rezenten Beständen.

Euonymus europaeus wurde von Pollard (1973) nur in alten „Waldrück-Hecken“ gefunden, aber nie in neuzeitlichen.

Runge (1959) stuft aufgrund eigener Beobachtungen folgende Pflanzen als Zeiger historisch alter Wälder ein: *Lysimachia nemorum*, *Phyteuma nigrum* und *Thelypteris phegopteris*. Für *Veronica montana* vermutet er dieses.

11. Erklärungsansätze zur Bindung von Arten an historisch alte Wälder

11.1 Allgemeines

Bei der Besiedlung von Wäldern durch Waldpflanzen spielt der Faktor Zeit eine wesentliche Rolle. Dieses wird vor allem in den Arbeiten aus England von Harding und Rose (1986), Peterken (1974, 1976, 1977 und 1981), Peterken

und *Game* (1981, 1984), *Pollard* (1973) und *Rackham* (1975, 1980) deutlich, aber auch durch Untersuchungen aus Polen von *Dzwonko* (1989) und *Dzwonko* und *Loster* (1988) sowie aus Belgien von *Hermy* und *Stieperaere* (1981).

Alle Autoren berichten von der engen Bindung typischer Waldarten an Waldflächen, deren Existenz seit mindestens 200 Jahren nachzuweisen ist.

Wir gehen davon aus, daß die meisten historisch alten Waldgebiete kontinuierlich bewaldete Reste ehemals ausgedehnter Waldlandschaften sind, die im Laufe der letzten Jahrhunderte mehr und mehr verkleinert und isoliert wurden, so daß sie gegenwärtig im Elbe-Weser-Dreieck nur noch 2% der Landschaft ausmachen.

Wie *Peterken* (1981) für England nehmen auch wir an, daß Waldpflanzen sich im Laufe der Jahrtausende nach und nach in den ausgedehnten Waldflächen auf den ihnen zusagenden Standorten ausbreiten konnten. Die heutigen Vorkommen sind somit mehr oder weniger zufällige Ausschnitte ihrer früheren Vorkommen. Dieses gilt im besonderen Maße jeweils für die gesamte Lebensgemeinschaft naturnaher, historisch alter Wälder.

11.2 Ausbreitungsstrategien typischer Waldpflanzen

Typische Waldpflanzen haben eine eher „konservative“ Ausbreitungs- bzw. Arterhaltungsstrategie, die mehr auf die langzeitige Etablierung einer Population als auf Neubesiedlung und Fernverbreitung zielt.

Verschiedene Autoren haben festgestellt, daß typische Waldpflanzen sich überwiegend vegetativ ausbreiten, während die generative Vermehrung fast gänzlich ausbleibt (*Falinska* 1979, *Hutchings* und *Barkham* 1976, *Inghe* und *Tamm* 1985, *Tamm* 1956). Insbesondere in geschlossenen Waldbeständen ist eine Keimung aus Samen kaum noch zu beobachten; die räumliche Ausdehnung einer Population bzw. Art findet nur über Rhizome statt. In früheren Lichtungsphasen dagegen, die in den ehemals intensiver genutzten Wäldern häufiger, heute seltener auftreten, mögen bessere Reproduktions- und Ausbreitungsbedingungen geherrscht haben.

Zum anderen wird für typische Waldpflanzen mehrfach angegeben, daß die Verbreitung von Samen durch Ameisen erfolgt (*Müller-Schneider* 1986, *Oberdorfer* 1983, *Rothmaler* 1984). Wohl deshalb fand *Hermy* (1989) eine besonders enge Korrelation zwischen der Zahl der durch Ameisen verbreiteten Pflanzenarten und dem prozentualen Anteil der Vegetationsaufnahmen an historisch alten Wäldern.

Beide Aspekte, die fast ausschließlich vegetative Schritt-für-Schritt-Ausbreitung in mehr oder weniger geschlossenen Wäldern und die Verbreitung der generativen Pflanzenorgane durch Tiere, die lediglich kurze Entfernungen zurücklegen und an die Formation Wald gebunden sind, sprechen für eine sehr langsame Ausbreitung, während der die Kontinuität des Landschaftsbildes annähernd gewährleistet sein muß. Unterstützt werden diese Überlegungen durch Berichte über die fehlende, zumindest nur sehr geringfügige Besiedlung dieser Arten von neuzeitlichen Waldflächen von *Dzwonko* (1989), *Dzwonko* und *Loster* (1988), *Hermy* und *Stieperaere* (1981), *Peterken* (1977 und 1981), *Peterken* und *Game* (1984) sowie *Rackham* (1980).

Selbst neugeschaffene Wälder, die auf Böden stocken, die alle aus Erfahrung zusagende Standortbedingungen verschiedener typischer Waldpflanzen aufweisen, werden innerhalb von ein bis zwei Jahrhunderten oder länger nicht besiedelt (*Peterken* 1981). Besonders interessant ist in diesem Zusammenhang die Beobachtung von *Pigott* (1977): er stellte fest, daß typische Waldpflanzen in rezenten Wäldern fehlen, gleich, ob diese gepflanzt oder durch ungelentete Sukzession entstanden sind.

Hermy (1989) und *Hermy* und *Stieperaere* (1988) gehen davon aus, daß typische Waldpflanzen nur über geringe Fähigkeiten zur Kolonialisierung verfügen, da sie kaum Diasporen produzieren und die wenigen zur Keimung gelangenden bereits als Jungpflanzen absterben.

Waldpflanzen legen zudem nach *Hermy* und *Stieperaere* (1981) sowie *Grime* et al. (1988) keine dauerhafte Samenbank an, die es erlauben würde, daß Samen zu einem späteren Zeitpunkt keimen können, wenn z.B. die Witterungsumstände günstiger sind.

11.3 Kontinuität des Habitates

Es wäre aber auch denkbar, daß bestimmte Arten darauf angewiesen sind, daß ein möglichst kontinuierliches „stabiles Waldinnenklima“ herrscht.

Solche Arten reagieren auf störende Einflüsse bei zunehmender Verkleinerung und/oder intensiver Nutzung der Waldfläche empfindlich und bleiben daher auf größere Wälder beschränkt bzw. sind in vergleichbaren kleinen Wäldern mangels Ausweichfläche ausgestorben.

Deshalb kommen bestimmte epiphytische Flechten und Moose nach *Harding* und *Rose* (1986), *Rasmus* (1991) und *Rose* (1976) nur in größeren und relativ ungestörten Wäldern vor.

Die Untersuchungen von *Søchting* und *Christensen* (1989) weisen auf die besondere Bedeutung eines langzeitig ungestörten Waldinnenklimas für die Lungenflechte (*Lobaria pulmonaria*) hin. Diese Art verbreitet sich vorwiegend durch vegetative Diasporen, insbesondere bei verminderter Vitalität. Die Diasporen sind aufgrund ihres hohen Gewichtes aber kaum in der Lage, größere Entfernungen zurückzulegen (*Muhle* 1977).

Damit bestehen gleich zwei auffallende Parallelen zu typischen Waldpflanzen der Phanerogamengruppe: die vorwiegend vegetative Ausbreitung und ein ausgesprochen ineffektiver bzw. fehlender Fernverbreitungsmechanismus.

Darüber hinaus wird die Ausbreitung von *Lobaria pulmonaria* zusätzlich erschwert, da sie auf die kontinuierliche Verfügbarkeit geeigneter Bäume in geringer Entfernung angewiesen ist (*Rasmus* 1991), wobei die Bäume nach *Gauslaa* (1985) ein Mindestalter von 100 Jahren haben müssen.

In gleicher Weise könnte man sich vorstellen, daß auch bestimmte Phanerogamen auf genügend historisch alte Wälder in geringer Entfernung oder auf großflächige Wälder mit einem mehr oder weniger ausgewogenen Waldinnenklima angewiesen sind. Letzteres vermutet *Runge* (1959), dem auffiel, daß besonders in größeren, alten Wäldern der Münsterschen Bucht Pflanzen wachsen, die zu den Seltenheiten der Flora gehören. Den von ihm genannten Arten ist gemeinsam, daß sie größtenteils auf ein kühleres und

feuchteres Klima angewiesen sind, wie es größeren Waldflächen eigen ist.

Dinter (1991) führt noch einige weitere Arten aus dem Untersuchungsgebiet von Runge (1959) auf, die ebenfalls mehr oder weniger auf kühlfeuchte Standortverhältnisse angewiesen sind und die nach Ansicht der Autoren der vorliegenden Arbeit zu den „ancient woodland species“ zählen, wie z.B. *Chrysosplenium alternifolium* und *Galium odoratum*.

11.4 Vorkommen von Waldpflanzen in anderen Lebensräumen

Einzelne Arten haben ihren Schwerpunkt zwar im Wald, sind aber in der Lage, auch in anderen Biotopen zu überleben, z.B. *Primula elatior* in extensiv genutzten Wiesen (Dierschke 1968, Rackham 1980). Ihre Bindungsstärken an historisch alte Wälder liegen im Elbe-Weser-Dreieck meist knapp über 90 % oder darunter, während die der typischen Waldpflanzen meist an 100 % heranreicht.

Wie lange allerdings Pflanzenarten mit Schwerpunkt in Wäldern auch außerhalb zu überleben vermögen, ist nicht klar.

In manchen Fällen ist es durchaus denkbar, daß die Population auf veränderte Lebensbedingungen sehr verzögert, d. h. erst nach mehreren Jahrzehnten und nur mit allmählichem Rückgang, reagiert. Waldpflanzen etablieren sich zwar sehr schwer, vermögen aber ab einem bestimmten Zeitpunkt ein sehr hohes Alter zu erreichen (Inghe und Tamm 1985).

11.5 Isolationsdauer und Isolationsgrad

Die Unterschiede der Bindungsstärken von Waldpflanzen können mit einem unterschiedlichen Isolationszeitpunkt oder einer unterschiedlich langen Isolationszeit in den jeweiligen Regionen zusammenhängen. So zeigen die Studien der polnischen Autoren Dzwonko und Loster (1988) über Waldflächen unter 1 ha Größe, daß unter anderem eine negative Korrelation zwischen der Artenzahl und dem Isolationsgrad sowie der Isolationsdauer besteht. Insbesondere sind länger isolierte Wälder artenärmer an endozoochoren (durch Tiere per Darmpassage verbreitete) und myr-

mecochoren (durch Ameisen verbreitete) Krautarten.

In bezug auf eine deutliche positive Beziehung zwischen Artenzahl und Waldflächengröße stimmen die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit mit denen von Dzwonko und Loster (1988) überein. Im Elbe-Weser-Dreieck besteht eine sehr enge Beziehung zwischen der Zahl typischer Waldpflanzen und der bis heute (bedingt) naturnah erhaltenen Waldflächengröße; der Rangkorrelationskoeffizient nach Spaerman beträgt 0,96!

Dieses Ergebnis wird auch durch Zacharias und Brandes (1990) gestützt, die die meisten seltenen Waldpflanzen in größeren Wäldern fanden.

Im Elbe-Weser-Dreieck ist ferner eine deutliche Zunahme der mittleren Artenzahl bei einer Flächengröße von etwa 150 ha an aufwärts festzustellen. Dieser Effekt kann auf die mit der Größe zunehmende Habitat-Vielfalt zurückgeführt werden (Begon et al. 1991, Dzwonko und Loster 1988).

Es müßte genauer untersucht werden, inwieweit in einzelnen Regionen die insgesamt mehr oder weniger geschlossene Waldfläche stückchenweise nacheinander in kleine Waldflächen zerteilt wurde, und der Effekt der Verinselung deshalb nur nach und nach zum Tragen gekommen ist. Für solche Regionen nimmt Pollard (1973) nämlich an, daß die Affinitäten von Waldarten bezüglich historisch alter Wälder nicht so stark ausgeprägt sind. Prinzipiell stimmt Peterken (1977) mit dieser Ansicht überein, der für die Tschechoslowakei und für Frankreich feststellte, daß die Wiederbesiedlung sekundär geschaffener Wälder schneller erfolgte als in England. Er führt dieses einerseits auf eine insgesamt größere Bewaldungsdichte in beiden Ländern (24 bzw. 34 %) zurück (in England im Mittel 8 %) und weist andererseits darauf hin, daß, im Vergleich zu England, in Frankreich stets eine naturnähere Bewirtschaftung stattgefunden hat und noch stattfindet.

Letztlich darf auch nicht vergessen werden, daß unterschiedliche Klimate, Standortbedingungen und/oder Nutzungsformen mit unterschiedlich starkem Nutzungsdruck zu wiederum verschiedenen Kulturphasen eingewirkt haben bzw. noch einwirken.

Selbst innerhalb der Gruppe histo-

risch alter Wälder muß beachtet werden, daß je nach Besitzverhältnissen ein Überleben von Pflanzen begünstigt oder erschwert war. So vertritt Wittig (1991) die Ansicht, daß stenöke Waldpflanzen in den weniger intensiv genutzten Herrschaftswäldern bessere Überlebenschancen hatten als in den Allmendewäldern, die einem wesentlich größeren Nutzungsdruck ausgesetzt waren.

Für das Elbe-Weser-Dreieck läßt sich allerdings keine klare Bevorzugung der Waldarten für ehemalige Herrschaftswälder, die heute zum überwiegenden Teil Staatswald sind, feststellen.

Es gibt zwar einige Arten, deren prozentualer Anteil ihrer Gesamtfundortzahl in den Staatsforsten deutlich höher als in den Privatforstflächen ist. Es sind aber vor allem Arten, die von allen untersuchten noch am ehesten zur Fernverbreitung fähig sind. Deshalb ist anzunehmen, daß sie nicht unbedingt auf mehr oder weniger geschlossene größere Waldflächen mit ehemals geringerem Nutzungsdruck angewiesen sind. Dazu gehören zum Beispiel *Brachypodium sylvaticum*, *Convallaria majalis*, *Equisetum sylvaticum*, *Galium odoratum*, *Ilex aquifolium* und *Veronica montana*.

Die Bindung von Arten an historisch alte Wälder und ihr geringes Auftreten in neuzeitlichen Wäldern kann also folgende Gründe haben:

1. Die Waldpflanzen sind auf eine lange Habitatkontinuität, insbesondere ein kontinuierlich stabiles Waldinnenklima (Luftfeuchtigkeit) mit allen daraus resultierenden Folgen angewiesen.

2. Wegen ihrer geringen Fähigkeit zur Fernverbreitung vermögen die Waldpflanzen nur Schritt für Schritt neue Lebensräume zu besiedeln. Sie brauchen demnach ein möglichst lange stabil bleibendes Landschaftsbild bzw. Verbindungen zwischen ihrem bisherigen Lebensraum und dem neu zu besiedelnden.

3. Bisher nicht untersucht, aber eventuell von Belang ist auch eine möglichst lange ungestörte Bodenentwicklung (vgl. auch Ball und Stevens 1981). Denkbar wäre zum Beispiel, daß der Boden neuzeitlicher Wälder erst ein bestimmtes Stadium in der Humusbildung erreichen muß, um die Keimung von Waldpflanzen zu ermöglichen.

4. Ferner ist zu untersuchen, ob entwaldete Böden aufgrund der Unterbrechung des Stoffkreislaufes soweit devastiert sind, daß sich anspruchsvollere Arten über lange Zeit auf solchen Standorten nicht etablieren können.

12. Folgerungen für den Erhalt von Arten historisch alter Wälder

Fast alle untersuchten Pflanzenarten (28 von 37) zählen in Niedersachsen und Bremen zu den gefährdeten Sippen. Es handelt sich überwiegend um Arten basenreicher und bodenfeuchter, naturnaher Laubwaldgesellschaften.

Ihre Seltenheit im Untersuchungsgebiet hat zwei wesentliche Gründe:

1. Seltenheit der Standorte

Geschiebemergelflächen bzw. basenreiche Tonböden sind im Gebiet von Natur aus selten; sie kommen nur in ca. 5 % der heutigen Waldfläche vor.

2. Historische und aktuelle Gefährdung der Lebensräume

a) Infolge früherer Waldrodungen sind mögliche Ausbreitungswege unterbrochen und ehemals größere Vorkommen verinselt oder gar zerstört worden. Nur etwa 2 % der Fläche des gesamten Elbe-Weser-Dreiecks sind hiervon verschont geblieben, das heißt, seit mindestens 200 Jahren kontinuierlich bewaldet.

b) Forstliche Maßnahmen, insbesondere Entwässerung und Umwandlung naturnaher Laubwaldgesellschaften in Nadelholzbestände haben ebenfalls einige Pflanzenvorkommen vernichtet. Insgesamt sind aber die nährstoffreichen Feuchtwälder hiervon weniger betroffen als die Waldgesellschaften auf nährstoffärmeren Standorten.

Ganz wesentlich sind nach *Korneck* und *Sukopp* (1988) zudem auch folgende Charakteristika, die insbesondere auf gefährdete Pflanzenarten zutreffen und deren Überleben sowie Aus- und Verbreitung zum Teil erheblich erschweren. Diese Aspekte sind bereits bei *Wulf* (1992) umfassend erläutert worden und werden deshalb hier nur kurz genannt:

1. Stenözie (eng begrenzte Habitatsprüche)

2. Fehlende bzw. ineffektive Einrichtung der Diasporen zur Fernverbreitung

3. Geringe Samenproduktion

4. Geringe Keimrate und hohe Sterberate der Jungpflanzen

5. Spezialisierte Keimbedingungen

6. Fehlen einer ausdauernden Samenbank.

Zu den genannten Punkten besteht in vielen Fällen noch erheblicher Forschungsbedarf. Es kann an dieser Stelle nur unterstrichen werden, was *Urbanska* (1992) feststellt: „Demographische Untersuchungen an gefährdeten Sippen bilden eine wichtige Grundlage für den Naturschutz. Aufgrund solcher Daten lassen sich Bewirtschaftungsempfehlungen und Entwicklungsprognosen formulieren“ (*Urbanska* 1992, S. 328).

In historisch alten Wäldern kommt eine Vielzahl von Pflanzenarten vor, auf die mehrere der oben genannten Punkte zutreffen. Dieses allein unterstreicht die Bedeutung historisch alter Wälder, die ferner noch dadurch gestützt wird, daß sie:

a) Relikte ehemals größerer Wälder darstellen, in denen zwar anthropogene Eingriffe stattgefunden haben, aber dennoch eine Landschaftsformation mit relativ naturnahem Charakter erhalten geblieben ist.

b) eine vergleichsweise wenig gestörte, mindestens Jahrhunderte, wenn nicht gar Jahrtausende währende Bodenentwicklung durchgemacht haben.

c) eine langzeitige ökologische Kontinuität hinsichtlich des Bestandesinnenklima, und weiterer Faktoren aufweisen.

d) Ökosysteme darstellen, über die sich im Laufe mehrerer Hunderter, wahrscheinlicher Tausender von Jahren Lebensgemeinschaften gebildet haben, die in dieser historisch gewachsenen Zusammensetzung nicht wiederherstellbar sind.

nen Zusammensetzung nicht wiederherstellbar sind.

e) Orte mit Reliktvorkommen schwach migrierender Pflanzenarten sind, wobei einzelne Arbeiten dieses auch für Tierarten belegen, z.B. *Dülge* (1988).

f) in der Regel eine große Zahl schutzwürdiger Arten aufweisen, die nach bisherigen Kenntnissen hier am ehesten zu überleben vermögen.

Die Vernichtung der naturnahen, historisch alten Waldflächen oder deren Umwandlung/Veränderung ist aus den dargelegten Gründen als ein schwerwiegender, nicht auszugleichender Eingriff anzusehen. Deshalb wird im folgenden die Situation historisch alter Wälder und deren Gefährdung ausführlich erläutert.

13. Gefährdung und Schutz historisch alter Waldbestände und ihrer Flora

13.1 Situation historisch alter Wälder

Der Anteil historisch alter Wälder an der heutigen gesamten Waldfläche ist regional sehr unterschiedlich. Dieses hat vielfältige Ursachen, wobei wald- und agrarhistorische die wesentlichsten sind. Im Elbe-Weser-Dreieck hat nur rund die Hälfte der noch 1770 vorhandenen Waldfläche bis heute überdauert. Historisch alte Wälder machen rund 25 % der heutigen Waldfläche aus (Tab. 8). Hochwaldähnliche Hutewälder, meist auf den besseren Buchen- und Eichenstandorten, haben dabei mit über 60 % vergleichsweise besser überlebt. Von den Bruch- und Sumpfwäldern sind nur noch 20 % erhalten geblieben (*Kelm* in diesem Heft).

Von den rund 16800 ha, die im Untersuchungsgebiet als historisch alter Wald überdauert haben, entfallen

Tab. 8. Anteile der historisch alten und der naturnahen Waldfläche an der Gesamtwaldfläche des Untersuchungsgebietes

	Waldfläche gesamt	Davon historisch alt absolut	in %	Davon naturnah absolut	in % von Waldfl. gesamt	in % von histo- risch alt
Staatl. Forstämter	17.200	6.800	40	1.700	10	25
Übrige Wald- besitzarten	50.600	10.000	20	2.500	5	25
Summe	67.800	16.800	25	4.200	6	25

etwa 6800 ha auf Staatswald, 10000 ha auf andere Waldbesitzarten (Tab. 8).

13.2 Situation naturnaher, historisch alter Wälder

Eine besonders große Bedeutung für den Naturschutz bzw. den dauerhaften Fortbestand von Waldökosystemen hat die Naturnähe der Wälder. Die untersuchten Pflanzenarten kommen nämlich überwiegend in naturnahen Beständen vor, auch noch in bedingt naturnahen, also nur leicht veränderten Wäldern. Dabei sind die Wälder um so naturnäher, je weniger die Habitatkontinuität unterbrochen oder gestört wurde. Solche Bestände finden sich fast ausschließlich auf historisch alten Waldstandorten. Jedoch haben z.T. auch auf alten Waldstandorten Eingriffe wie Bodenbearbeitung, Entwässerung, anthropogene Stoffeinträge oder Anbau gebietsfremder Baumarten die Kontinuität der Lebensbedingungen mehr oder weniger nachhaltig gestört.

Eine flächendeckende Bestandsaufnahme naturnaher Waldbestände fehlt bislang, ebenso eine Kartierung der verbliebenen historisch alten Waldflächen insgesamt. Beides wäre z.B. im Rahmen der Landschaftsrahmenplanung möglich, wobei eine einheitliche, standortbezogene Definition naturnaher Waldgesellschaften hilfreich wäre. So muß vorerst auf die Ergebnisse der Waldbiotopkartierungen in den staatlichen Forstämtern des Untersuchungsgebietes zurückgegriffen werden (Kelm 1986–1988, Mskr.).

Im Staatswald sind etwa 1700 ha naturnah bestockt, das sind 25 % der historisch alten Waldfläche und 10 % der heutigen Forstamtsfläche (Kelm 1986–1988, Mskr.). Hinzu kommen rund 1.150 ha bedingt naturnahe Bestände, also weitere 7 %.

Im Privatwald ist der Anteil naturnah bestockter Flächen geringer, es liegen hierzu jedoch nur auf Teilflächen (Landkreis Stade) Untersuchungen vor (Kelm 1986–1988, Mskr.). Schätzungsweise sind von den knapp 10000 ha historisch alte Waldfläche noch etwa 2500 ha, also rund 25 % der historisch alten, entsprechend 5 % der heutigen Waldfläche als naturnah einzustufen (Tab. 8).

Besonders interessant ist der Ver-

gleich des Anteils naturnaher Bestände zur potentiellen Standortsfläche der einzelnen Waldgesellschaften, d.h. der Fläche, die sie aufgrund der Standorte einnehmen könnten (Tab. 3, Kap. 5). Dabei zeigt sich, daß der relative Anteil naturnaher Wälder um so größer ist, je nährstoffreicher die Standorte sind. Dafür können folgende Gründe angeführt werden:

- Historisch alte Wälder sind insbesondere auf feuchten, nährstoffreichen Standorten besser erhalten als auf ärmeren, da auf ersteren die Regenerationsenergie (Verjüngungskraft) gegen Übernutzung stärker war und sie größere Bedeutung als Hutewald hatten.

- Auf nährstoffreichen Standorten ist die natürliche Waldgesellschaft wirtschaftlich ertragreich, nährstoffärmere und -arme Laubwaldgesellschaften wurden und werden in ertragreichen Nadelwald umgewandelt.

Des weiteren können nachstehende allgemeine Gründe zur Erklärung herangezogen werden:

- Je größer der Anteil historisch alter, z.B. ehemals königlicher Wälder ist, desto höher ist in der Regel der Laubholzanteil.

- Umgekehrt ist der Nadelholzanteil um so höher, je mehr Heideflächen aufgeforstet wurden.

Dieses wird bei den Bruchwäldern nicht so deutlich, da sie unabhängig von der Nährstoffversorgung alle mehr oder weniger durch Entwässerung gefährdet sind. Im nährstoffarmen Bereich wurden hier auch sekundär bewaldete, nasse Birken- und Kiefernbrüche zum naturnahen Wald gezählt.

13.3 Gefährdungen naturnaher, historisch alter Wälder im Elbe-Weser-Dreieck

Der Fortbestand des Waldes allgemein, und somit auch der historisch alten Waldstandorte, ist heute durch gesetzliche Regelungen (§ 6, 13–17 Landeswaldgesetz) weitgehend gesichert. Waldumwandlungen in andere Nutzungen sind danach von einer Genehmigung abhängig, die in der Regel nur im übergeordneten Interesse als Allgemeinwohl erteilt wird (z.B. Straßenbau).

Waldumwandlungen, z.B. in Grünland, die durch Weidevieheintrieb in meist nährstoffreiche Feuchtwälder in

früheren Jahrhunderten zu großen Verlusten geführt haben, sind heute illegal. Als „schleichende Waldumwandlung“ führt der Vieheintrieb jedoch auch heute noch zu lokalen Devastierungen von Kleinstwäldern und Gehölzen, aber auch durch Stoffeinträge, Vermüllung, vor allem mit landwirtschaftlichen Abfällen sind die Flächen gefährdet (Klohn 1986).

Naturnahe, historisch alte Waldrelikte nehmen im Elbe-Weser-Dreieck insgesamt höchstens 5000 ha ein, was etwa 7 % der heutigen Waldfläche und nur rund 0,7 % der gesamten Landesfläche entspricht.

In den Landesforsten ist die Erhaltung der naturnahen Bestände im Rahmen naturschutzorientierter Bewirtschaftung heute gesichert und ausdrückliches Ziel der Niedersächsischen Landesforstverwaltung, wie es in den Grundsätzen der langfristigen ökologischen Waldentwicklung festgelegt ist (*Niedersächsische Landesregierung* 1991).

In den Wäldern übriger Besitzarten, die im Elbe-Weser-Dreieck rund 75 %, im gesamten Land Niedersachsen rund $\frac{2}{3}$ der Waldfläche umfassen, sind, bis auf wenige Ausnahmen, naturnahe Waldgesellschaften mehr oder weniger stark im Rückgang begriffen. Von den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Waldgesellschaften müssen im Privatwald alle als stark gefährdet, z.T. sogar als vom Aussterben bedroht eingestuft werden. Hauptgefährdungsursachen sind die Umwandlung in Nadelholzbestände, Entwässerung, Bodenbearbeitung und Kahlschlag.

Demzufolge ist es nur konsequent, daß Jahn (1982) und auch Preisung (1984) alle naturnahen Waldgesellschaften des Norddeutschen Flachlandes als mehr oder weniger stark gefährdet einstufen.

13.4 Schutz naturnaher, historisch alter Wälder

Der Schutz bzw. die Erhaltung der untersuchten, z.T. gefährdeten Pflanzenarten historisch alter Wälder ist nur durch eine umfassende Erhaltung dieser Ökosysteme möglich.

Waldnaturschutzkonzepte müssen auf der Grundlage des Ökosystemschatzes forstliche Bewirtschaftungskonzepte beinhalten, die die nachhaltige

Sicherung der jeweiligen Waldgesellschaft im Rahmen einer naturnahen Bewirtschaftung ermöglichen. Nur in Ausnahmefällen wird eine völlige Nutzungsaufgabe erforderlich sein.

13.5 Rechtliche Grundlagen

Empfehlung des Ministerkomitees des Europarates

Das Ministerkomitee des Europarates hat am 13.06.1988 die Empfehlung Nr. R (88) 11 ausgesprochen, die die Regierungen der Mitgliedstaaten auffordert (gekürzte Darstellung):

1. unverzüglich Programme zur Erhaltung von möglichst vielen alten Wäldern¹ zu starten und zu diesem Zweck

a) die Bewirtschaftung eines repräsentativen Anteils der im natürlichsten Zustand befindlichen alten Waldbestände so zu betreiben, daß die Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten begrenzt bleiben, um die Erhaltung natürlicher ökologischer Abläufe zu ermöglichen,

b) die wichtigsten alten Waldbestände auf ihrem Hoheitsgebiet zur Aufnahme in das europäische Netzwerk biogenetischer Reservate auszuweisen,

c) weitere Forschungsarbeit im Zusammenhang mit alten Waldbeständen zu fordern, (...).

2. so weitgehend wie möglich den Ersatz alter Waldbestände durch schnellwachsende Baumarten zu beschränken.

3. forstwirtschaftliche Maßnahmen einzuführen, die gegebenenfalls auch die Wiederherstellung von Bedingungen fördern, die an den Naturzustand näher herankommen, (...).

4. da, wo eine Wiederaufforstung erforderlich ist, möglichst einheimische Baumarten zu verwenden.

Landeswaldgesetz

Das Landeswaldgesetz schützt zwar weitgehend den Bestand des Waldes an sich, läßt jedoch jegliche Formen der ordnungsgemäßen Waldwirtschaft zu

¹ In der Empfehlung des Ministerkomitees wird im englischen Originaltext von ancient woodlands gesprochen, in der deutschen Übersetzung wird hingegen stets von alten Wäldern gesprochen.

und schützt damit die naturnahen historisch alten Wälder nicht vor Devastierung und Zerstörung, z.B. durch Umwandlung in Bestände gebietsfremder Baumarten.

Bei der nächsten Novellierung des Landeswaldgesetzes ist eine Mindestschutz-Klausel für historisch alte Wälder, insbesondere für naturnahe Bestände erforderlich, die Kahlschlag, Bodenbearbeitung, Entwässerung und Umwandlung in Bestände mit nicht-heimischen und/oder nicht standortgemäßen Baumarten untersagt.

Naturschutzgesetz

§ 28a des niedersächsischen Naturschutzgesetzes schützt nur Schlucht-, Bruch-, Sumpf- und Auenwälder sowie Wälder trockenwarmer Standorte.

Die naturnahen Waldgesellschaften der mesotrophen Standorte sind damit nach wie vor ungeschützt, zudem läßt die „Forstwirtschaftsklausel“ (§ 1, Abs. 3) einen weiten „Spielraum“ forstlicher Maßnahmen zu.

Es ist eine Erweiterung des § 28a notwendig, die alle naturnahen Bestände umfaßt, deren pflegliche Bewirtschaftung weiterhin zugelassen bleiben sollte.

Naturschutzgebiete

Einige historisch alte Wälder sind als Naturschutzgebiete ausgewiesen worden. Als Schutzzweck ist die Erhaltung bzw. Entwicklung naturnaher Waldgesellschaften und deren naturnahe Bewirtschaftung im sogenannten „naturnahen Wald“ verordnet, z.T. auch die eigendynamische Entwicklung ohne Pflege und Nutzung im „Naturwald“.

Diese Schutzform ist wegen des sehr umständlichen und langwierigen Verfahrens nicht im nötigen Umfang realisierbar. Die wichtigsten Gebiete müßten jedoch als Naturschutzgebiete geschützt werden, wobei die schutzbedürftigen Privatwälder Vorrang haben sollten, da im Staatswald die Schutzbedürftigkeit weitgehend entfällt.

Im Staatswald sind die notwendigen Bewirtschaftungsprinzipien für naturnahe, historisch alte Wälder im langfristigen ökologischen Waldentwicklungs-Programm enthalten, ebenso Ansätze für ein Konzept zur Entwicklung des übrigen, nicht naturnahen histo-

risch alten Waldes (*Niedersächsische Landesregierung* 1991).

Forstliches Schutzkonzept

Die im Rahmen von Waldbiotopkartierungen, standortkundlicher und walddeschichtlicher Untersuchungen ermittelten historisch alten Waldflächen sollten grundsätzlich anders behandelt werden als die Neuaufforstungen der letzten zwei Jahrhunderte.

Während für die neuzeitlichen Waldflächen die regionale Waldbauplanung der Landesforstverwaltung (Otto 1989) eine gute Grundlage darstellt, sollten entsprechend der EG-Empfehlung für historisch alte Waldflächen untenstehende Grundsätze angestrebt werden. Für die Wälder in Privat- oder Kommunal-Eigentum wären entsprechende Regelungen über eine Novellierung des Landeswaldgesetzes, entsprechende Fortschreibung der Förderrichtlinien oder Vereinbarungen als Vertrags-Naturschutz anzustreben.

1. Die noch vorhandenen naturnahen Bestände werden durch die Forsteinrichtung als Biotopschutzflächen „naturnaher Wald“ ausgewiesen und wie derartige Naturschutzgebiete behandelt. Das heißt, die Bestände werden naturnah bewirtschaftet und wieder auf die jeweilige natürliche Waldgesellschaft verjüngt. Es darf kein Kahlschlag, keine Bodenbearbeitung, keine Entwässerung und keine Einbringung von nicht zur pot. nat. Veg. gehörenden Baumarten stattfinden, deren Verjüngung wird zurückgedrängt.

2. Bedingt naturnahe Bestände werden so bewirtschaftet, daß sich ihr Zustand der natürlichen Waldgesellschaft annähert.

3. Zur Sicherung ökologischer Kontinuität, die insbesondere aus Artenschutzgründen erforderlich sein kann, ist unter Umständen auch die Beibehaltung der durch bisherige bzw. historische Nutzungen entstandenen heimischen Baumartenzusammensetzung erforderlich, wie z.B. im Falle von durchgewachsenen Eichen-Mittelwäldern auf natürlichen Buchenstandorten. Gleiches kann in Einzelfällen für historische Nutzungsformen gelten, z.B. Niederwald.

4. Auf allen übrigen historisch alten Waldstandorten sollte die natürliche Waldgesellschaft, unter Einbeziehung

natürlicher Entwicklungsprozesse, als vorrangiger Betriebszieltyp angestrebt werden. Insbesondere auf den Anbau von fremdländischen Baumarten sowie auf Bodenbearbeitung und andere störende Eingriffe sollte verzichtet werden.

14. Zusammenfassung

Mit Hilfe der floristischen Kartierung von 450 Waldflächen im Elbe-Weser-Dreieck (Nordwestdeutschland) wurde für 37 Pflanzenarten geprüft, inwieweit sie an historisch alte Wälder gebunden sind, also an Waldbestände, die mindestens seit der Zeit der Kurhannoverschen Landesaufnahme (um 1770) bestehen.

Dabei wurde festgestellt, daß bei 27 Arten mindestens 95 % aller Vorkommen in historisch alten Wäldern liegen. Bei den übrigen 10 Arten sind rund 81 % bis 94 % ihrer Vorkommen in historisch alten Wäldern festgestellt worden; sie wurden zum Teil auch in Hecken, Gebüsch, Wiesen oder Hochstaudenriedern gefunden.

Es wird darauf hingewiesen, daß in der Literatur mehrfach die Beobachtung beschrieben wird, daß dem Alter des Waldstandortes beziehungsweise der ökologischen Kontinuität der Waldfläche besondere Bedeutung für das Vorkommen bestimmter Pflanzenarten zukommt. Ferner wird festgestellt, daß typische Waldpflanzen rezente Waldflächen innerhalb von 200 Jahren oder mehr nicht zu besiedeln vermögen, obwohl alle ihnen offenkundig zusagenden Standortbedingungen gegeben sind.

Aufgrund der wesentlichen Bedeutung historisch alter Wälder für den Erhalt naturnaher Waldökosysteme und vieler seltener Pflanzenarten werden Gefährdungen aufgezeigt und Vorschläge zur Verbesserung ihres Schutzes gemacht, die von entsprechenden Gesetzesnovellierungen bis zu forstlichen Bewirtschaftungsgrundsätzen reichen.

15. Literaturverzeichnis

Alpers, F., 1875: Beiträge zur Flora der Herzogtümer Bremen und Verden, unter besonderer Berücksichtigung der Umgebung von Stade. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 4/3: 305–381.

Alpers, F., 1886: Zur Flora des Regierungsbezirks Stade. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 9/3: 289–292.

Ball, D. F., Stevens, P. A., 1981: The role of „ancient“ woodlands in conserving „undisturbed“ soils in Britain. – Biol. Conserv. 19: 163–176.

Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R., 1991: Ökologie. Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. – Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin: 980 S.

Bielefeld, R., 1900: Flora der ostfriesischen Halbinsel und ihrer Gestadenseln. – Norden Verlag: 343 S.

Brandes, W., 1897: Flora der Provinz Hannover. Verzeichnis der in der Provinz Hannover vorkommenden Gefäßpflanzen nebst Angaben ihrer Standorte. Hannover und Leipzig: 543 S.

Brandes, W., 1910: Dritter Nachtrag zur Flora der Provinz Hannover. – Jber. Nds. Bot. Ver. 1 und 2: 70–88.

Buchenau, F., 1894: Flora von Bremen und Oldenburg. Zum Gebrauch in Schulen und auf Exkursionen. – 4. Aufl., Bremen: 328 S.

Buchenau, F., 1936: Flora von Bremen, Oldenburg, Ostfriesland und der ostfriesischen Inseln. – 10. Aufl., Dr. Br. Schütt Verlag, Bremen: 448 S.

Cordes, H., 1975: Floristische Kartierung im Gebiet der Regionalstelle Bremen. – Jb. Witth. Bremen, XIX: 37–53.

Cordes, H., 1977: Die Verbreitung und Gefährdung der Orchideen im Gebiet der Regionalstelle Bremen. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 38: 355–382.

Cordes, H., 1981: Verlauf und bisherige Ergebnisse der Floristischen Kartierung im Gebiet der Regionalstelle Bremen. – Jb. Wittheit Bremen, XXV: 7–30.

Dierschke, H., 1968: Zur synsystematischen und syndynamischen Stellung einiger Calthion-Wiesen mit *Ranunculus auricomus* L. und *Primula elatior* (L.) Hill im Wümme-Gebiet. – Mitt. Flor.-soz. AG N. F. 13: 59–70.

Dinter, W., 1991: Die floristische Sonderstellung alter Wälder im Tiefland Nordrhein-Westfalens: das Beispiel des Hiesfelder Waldes. – Geobot. Kolloq. 7: 83–84.

Drachenfels, O. von, Mey, H., Miotik, P., 1984: Naturschutzatlas Niedersachsen. Erfassung der für den Natur-

schutz wertvollen Bereiche. Ergebnisse der ersten landesweiten Kartierung (Stand 1984). – Naturschutz und Landschaftspflege Nds. 3: 267 S.

Dülge, R., 1988: Wälder als Habitatsinseln für Carabiden. Die Bedeutung von Flächengröße und Isolation der Standorte für Besiedlung und Ausbreitung. – Dipl.arb. Univ. Bremen: 148 S.

Dzwonko, Z., 1989: The number and distribution of woodland vascular plant species in small forests on the Carpathian foothills. – Studies in plant ecology 18: 67–68.

Dzwonko, Z., Loster, S., 1988: Species richness of small woodlands of the western Carpathian foothills. – Vegetatio 76: 15–27.

Eilker, G., 1881: Flora von Geestemünde. Verzeichnis der im westlichen, zwischen der Weser und Oste gelegenen Teile der Landdrostei Stade wild wachsenden Phanerogamen und Gefäßkryptogamen. – Verlag von R. Grosskopf, Geestemünde: 88 S.

Ehrendorfer, E., 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – 3. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 318 S.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa – Scripta Geobotanica 18: 248 S.

Falinska, K., 1979: Modification of plant populations in forests ecosystems and their ecotones. – Pol. Ecol. Stud. 5,1: 89–150.

Falkengren-Grerup, U., 1986: Soil acidification and vegetation changes in deciduous forests in southern Sweden. – Oecologia 70: 339–347.

Falkengren-Grerup, U., 1990: Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929–54 and 1979–88 as related to soil pH. – Vegetatio 86: 143–150.

Garve, E., 1993: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 4. Fassung vom 1. 1. 1993. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/93: 3–37.

Gauslaa, Y., 1985: The ecology of *Lobaria pulmonaria* and *Parmelia caperata* in Quercus dominated forests in southwest Norway. – Lichenol. 17, 2: 117–140.

- Grime, J. P., Hodgson, J. G., Hunt, R., 1988: Comparative Plant Ecology. – Unwin Human, London: 742 pp.
- Hämmerle, J., 1910: Bestimmungstabellen für die im Amte Ritzebüttel wachsenden Dicotylen. – Druck von G. Rauschenplat & Sohn, Cuxhaven, Progr. No. 998: 86 S.
- Härdtle, W., 1989: Potentielle natürliche Vegetation. Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag. – Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamburg 40: 59 S.
- Harding, P. T., Rose, F., 1986: Pasturewoodlands in Lowland Britain: A review of their importance for wildlife conservation. – Henry Ling Ltd., Dorset.
- Hermy, M., 1989: Former land use and its effect on the composition and diversity of woodland communities in the western part of Belgium. – Studies in plant ecology 18: 104–105.
- Hermy, M., Stieperaere, H., 1981: An indirect gradient analysis of the ecological relationship between ancient and recent riverine woodlands to the south of Breges (Flanders, Belgium). – Vegetatio 44: 43–49.
- Höfle, H.-Chr., 1988: Die Geologie des Landkreises Verden. – Heimatkalender für den Landkreis Verden: 31–41.
- Höfle, H.-Chr., Schlenker, B., 1979: Das Pleistozänprofil der Kreidegrube Hemmoor bei Stade (Elbe-Weser-Dreieck). – Geol. Jb. Reihe A, 49: 3–25.
- Hubbard, C. E., 1985: Gräser. – 2. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart: 475 S.
- Hutchings, M. J., Barkham, J. P., 1976: An investigation of shoot interactions in *Mercurialis perennis* L., a rhizomatous perennial herb. – J. Ecol. 64: 723–744.
- Inghe, O., Tamm, C. O., 1985: Survival and flowering of perennial herbs. IV. The behavior of *Hepatica nobilis* and *Sanicula europaea* on permanent plots during 1943–1981. Oikos 45: 400–420.
- Jahn, G., 1982: Wald- und Gebüschgesellschaften – ihre Gefährdung sowie Möglichkeiten ihrer Förderung durch den Waldbau. – Die Forst- und Holzwirtschaft. 37,6: 150–156.
- Kastl, B., Kelm, H.-J., Sturm, K., 1986: Naturschutzaufgaben in den niedersächsischen Landesforsten. – Beitr. Naturkde. Nieders. 39: 60–100.
- Kelm, H.-J., 1986–1988 (Mskr.): Waldbiotopkartierungen der Staatlichen Forstämter Bederkesa, Bremervörde, Harsefeld, Osterholz-Scharmbeck und Rotenburg/Wümme.
- Klohn, W., 1986: „Lesbare“ Nutzungen in Kleinstwäldern und Gehölzen. – AFZ 23: 566–567.
- Kollmann, G., 1959: Beobachtungen über Stetigkeit oder Wechsel des Standortes bemerkenswerter Pflanzen in der Umgebung von Bremen. – Mitt. Bremer Naturschutzges. 1959: 14–21.
- Korneck, D., Sukopp, H., 1988: Rote Liste der in der Bundesrepublik ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. – Schriftenr. Vegetationskunde 19: 210 S.
- Krause, A., Schröder, L., 1979: Vegetationskarte der BRD 1:200000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 3118 Hamburg-West. – Schriftenr. Veg.kde., Heft 14: 138 S.
- Küsel, H., 1967: Die Verbreitung der Gefäßkryptogamen im Bremer Beobachtungsgebiet. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 37/2: 109–146.
- Küsel, H., 1969: Bemerkenswerte floristische und pflanzensoziologische Forschungsergebnisse aus dem Bremer Beobachtungsgebiet. – Mitt. flor.-soz. AG N. F. 14: 47–67.
- Lohmeyer, W., 1951: Die Pflanzengesellschaften der Eilenriede bei Hannover. – Angew. Pflanzensoziol. (Stolzenau/Weser) 3: 72 S.
- Lüders, R., 1978: Bodenkundliche Standortkarte von Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Nieders. A, Heft 1.
- Marczinski, R., 1968: Zur Geschiebekunde und Stratigraphie des Saaleglazials (Pleistozän) im nördlichen Niedersachsen zwischen Unterweser und Unterelbe. – Rotenburger Schriften, Sonderheft 11: 132 S.
- Merton, L. F. H., 1970: The history and status of woodlands of the Derbyshire limestone. – J. Ecol. 58: 723–744.
- Meynen, E., Schmithüsen, J., 1962: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. – Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg, Bd. 1 und 2: 1339 S.
- Müller-Schneider, P., 1986: Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 85: 263 S.
- Muhle, H., 1977: Ein Epiphytenkataster niedersächsischer Naturwaldreservate. – Mitt. Flor.-soz. AG N. F. 19/20: 4762.
- Niedersächsische Landesregierung, 1991: Niedersächsisches Programm zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung in den Landesforsten. – Hannover: 49 S.
- Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1980: Wald- und Forstwirtschaft in Niedersachsen. – Hannover: 72 S.
- Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1990: Wald- und Forstwirtschaft in Niedersachsen. – Hannover: 113 S.
- Nöldeke, C., 1980: Flora des Fürstentums Lüneburg, des Herzogtums Lauenburg und der freien Stadt Hamburg (ausschließlich des Amtes Ritzebüttel). – Celle: 412 S.
- Oberdorfer, E., 1983: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 1051 S.
- Otto, H.-J., 1989: Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die niedersächsischen Landesforsten, Band 1. Aus dem Walde 42: 442 S.
- Otto, H.-J., 1992: Langfristige ökologische Waldentwicklung Grundlagen des Regierungsprogramms. – AFZ 11: 566–568.
- Pape, G. K. von, 1866: Verzeichnis der in der Umgebung von Stade beobachteten Gefäßpflanzen. – Stade: 120 S.
- Pape, G. K. von, 1867: Verzeichnis der im hannoverischen Wendlande wildwachsenden Gefäßpflanzen. – Jhb. Naturw. Ver. Fstm. Lbg. 3: 32–101.
- Peterken, G. F., 1974: A method of assessing woodland flora for conservation using indicator species. – Biol. Conserv. 6: 239–245. Lbg. 3: 32–101.
- Peterken, G. F., 1976: Long-term changes in the woodlands of Rockingham Forest and other areas. – J. Ecol. 64: 123–146.
- Peterken, G. F., 1977: Habitat conservation priorities in British and European woodlands. – Biol. Conserv. 11: 223–236.

- Peterken, G. F., 1981: Wood anemone in central Lincolnshire: An ancient woodland indicator? – Transactions of the Lincolnshire Naturalists' Union 20: 78–82.
- Peterken, G. F., Game, M., 1981: Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. – J. Ecol. 69: 781–796.
- Peterken, G. F., Game, M., 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. – J. Ecol. 72: 155–182.
- Pigott, C. D., 1969: The status of *Tilia cordata* and *Tilia platyphyllos* on the Derbyshire limestone. – J. Ecol. 57: 491–504.
- Pigott, C. D., 1977: The scientific basis of practical conservation: Aims and methods of conservation. – Proc. R. Soc. Lond. B 197: 59–68.
- Pollard, E., 1973: Hedges VII: Woodland relict hedges in Huntingdon and Peterborough. – J. Ecol. 61: 343–352.
- Preisung, E., 1984: Bestandesentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme der Pflanzengesellschaften in Niedersachsen. (Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Niedersachsen). – 2. völlig Neubearb. u. erw. Fassung, Mskr. vervielf., Hannover: 111 S.
- Raabe, E. W., 1987: Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. – Wachholtz Verlag, Neumünster: 654 S.
- Rackham, O., 1975: Hayley Wood. Its history and ecology. – Cambridge and Isle of Ely Naturalist Trust Ltd., Cambridge: 221 pp.
- Rackham, O., 1980: Ancient woodland, its history, vegetation and uses in England. – Edward Arnold, London: 402 pp.
- Rassmus, J., 1991: Das Pobüller Bauernholz. – Kieler Notizen, Jg. 21, Heft 2/3: 148 S.
- Rose, F., 1976: Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. – In: Brown, D. H., Hawksworth, D. L. & Bailey, R. H. (Eds.): Lichenology: Progress and problems. Systematics Association Special Volume No. 8, Academic Press: 279–307.
- Rothmaler, W., 1984: Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und BRD. – Volk und Wissen Volkseigener Verlag, Berlin, Bd. 2: 640 S.
- Runge, F., 1959: Pflanzengeographische Probleme in Westfalen. – Abh. Landesmus. Naturkde. Westf. 21, 1: 51 S.
- Søchting, U., Christensen, St. N., 1989: Overvågning af laver i danske Naturskove 1988. – Miljøministeriet, Skovog Naturstyrelsen, Horsholm: 80 S.
- Steinforth, H., 1849: Phanerogamen-Flora des Fürstenthums Lüneburg. – Lüneburg.
- Tamm, C. O., 1956: Further observations on the survival and flowering of perennial herbs. I. – Oikos 7: 273–292.
- Tüxen, R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation der Umgebung von Göttingen. – Angew. Pflanzensoziol. (Stolzenau/Weser) 13: 5–42.
- Urbanska, K. M., 1992: Populationsbiologie der Pflanzen. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena: 373 S.
- Weihe, K. von, 1951: Floristische Notizen aus dem Gebiet der nordwestdeutschen Flora I. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 32: 415–436.
- Wittig, R., 1991: Schutzwürdige Waldtypen in Nordrhein-Westfalen. – Geobot. Kolloq. 7: 3–15.
- Wolter, M., Dierschke, H., 1975: Die Laubwaldgesellschaften der nördlichen Wesermünder Geest. – Mitt. Flor. soz. AG N. F. 18: 203–217.
- Wulf, M., 1992: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschlands. – Diss. Bot. 185: 246 S.
- Wulf, M., 1993: Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz. – Verh. Ges. Ökol. 22: 269–272.
- Zacharias, D., Brandes, D., 1990: Species area relationships and frequency – Floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. – Vegetatio 88: 21–29.

Anschriften der Autoren

Dr. Monika Wulf
ZALF e.V.
Institut für Wald- und Forstökologie
Dr.-Zinn-Weg · 16225 Eberswalde

Hans-Jürgen Kelm
Forsterei Pretzette
29484 Langendorf

Zur Waldgeschichte des Elbe-Weser-Dreiecks

von Hans-Jürgen Kelm

1. Einleitung

Für die Beurteilung des heutigen Zustandes der Wälder, ihrer ökologischen Bedeutung und Entwicklungschancen bis hin zum Verständnis der Verbreitungsmuster von zahlreichen Waldpflanzen, sind Kenntnisse der Waldgeschichte unseres Raumes von zentraler Bedeutung. Ganz besonders wichtig ist

ein möglichst detailliertes und lange zurückreichendes Wissen zur individuellen Geschichte des einzelnen Waldes bzw. Bestandes.

2. Waldgeschichtliche Dokumentation

Ohne Einfluß des Menschen wären weite Teile Mitteleuropas mit Wald

bedeckt. Pollenanalysen aus Moorablagerungen sind die wesentlichen frühen waldgeschichtlichen Dokumente (z.B. Overbeck 1975, Schwaar 1988, Behre 1986).

Sie werden durch archäologische Befunde (Pertsch 1970, Behre 1986) und später auch durch schriftliche Waldbeschreibungen und Karten präzisiert.

Zu den ältesten Dokumenten gehört die von Lohmeyer (1951) zitierte Karte der Eilenriede (bei Hannover), die bis 1300 n. Chr. zurückreicht.

Wertvolle Grundlagen zur Waldgeschichte des nordwestdeutschen Flachlandes haben unter anderem Hesmer und Schröder (1963), Kremser (1990),

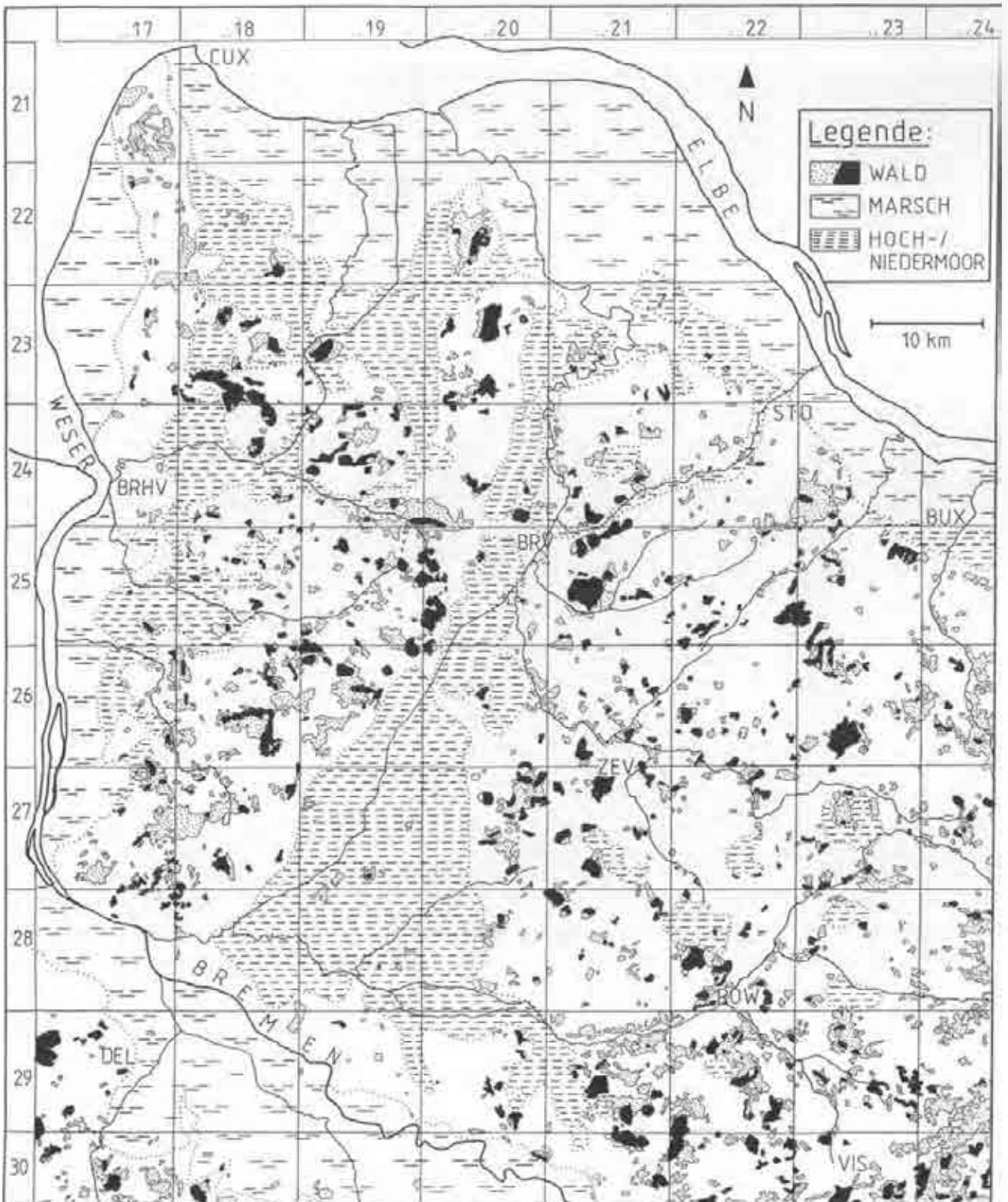


Abb. 1. Heutige Waldflächen im Elbe-Weser-Dreieck, schwarze Flächen = „historisch alter Wald“, punktierte Flächen = nach 1770 entstandener Wald.

Overbeck (1975), Pertsch (1970) und Schwaar (1988) zusammengestellt. Hesmeyer und Schröder (1963) zitieren in umfangreichen Archivstudien zusammengestellte Wald- und Bestandesbeschreibungen von historisch alten Wäldern des Weser-Ems-Gebietes ab 1500, die dem Elbe-Weser-Dreieck (Abgrenzungen siehe Wulf und Kelm in diesem Heft) westlich benachbart und in vieler Hinsicht vergleichbar sind. Pertsch (1970) hat solche aus dem Gebiet der Zevener Geest zusammengestellt und macht darüber hinaus Aussagen zur siedlungsgeschichtlichen Vergangenheit der Wälder.

2.1 Historische Waldkarten

Die älteste Regionalkarte des Gebietes mit nachvollziehbaren Benennungen der einzelnen Wälder ist die Bildkarte des Amtes Bederkesa, die 1604 vom Bremer Chronisten Wilhelm Dilich angefertigt wurde (Landkreis Cuxhaven 1984).

Erste detaillierte Waldkarten mit flächenscharfen Angaben zu Baumarten, Bestandesalter und -zustand, z. T. sogar mit Angaben zum Boden, liegen aus den damals „herrschaftlichen“ Wäldern ab 1755, vermehrt ab etwa 1770 vor.

Unter dem Eindruck eines waldvernichtenden Nutzungsdrucks und akuten Holz Mangels begannen forstliche Bemühungen zur Erhaltung der letzten Waldreste und zu deren Regeneration.

Die herrschaftlichen Wälder wurden damals erstmalig systematisch vermessen, kartiert und beschrieben. Anschaulich ergänzt werden die Karten durch tabellarische Beschreibungen, d. h. erste Forsteinrichtungswerke sowie durch „Bereitungsprotokolle“, in denen Aussagen zu Bestandesgrößen, Holzqualität, Nutzungsarten, „Berechtigungen der Unterthanen“, Mast (Anzahl der zu mästenden Schweine), Verjüngungsverfahren und künftigen Planungen getroffen werden.

Diese Werke sind Zeugnisse des Waldzustandes im Umbruch von ausbeutender, destruktiver landwirtschaftlich geprägter Übernutzung des Waldes zu einer auf Waldregeneration und Wiederbewaldung ausgerichteten, nachhaltigen Forstwirtschaft.

Gleichzeitig sind diese Beschreibungen wertvoll als „Legende“ für die 1764

bis 1786 aufgenommene Kurhannoversche Landesaufnahme (KHL).

Die heute im Maßstab 1:25000 erhaltene KHL ermöglicht für weite Teile Niedersachsens einen ersten flächendeckenden Überblick über den Landschaftszustand und die Waldverteilung in einer Zeit, die noch von mittelalterlichen überkommenen Strukturen und Wirtschaftsverhältnissen geprägt ist.

Nach Schnath (1963) kann der Landschaftszustand des 18. bzw. beginnenden 19. Jahrhunderts zu einem erheblichen Maße in weit zurückliegende Zeiten übertragen werden, da die Verteilung von Kulturland, Wald, Moor und Heide bis dahin seit Jahrhunderten kaum eine Veränderung erfahren hatte – sieht man von der vorübergehenden Waldzunahme der Wüstungsperiode des ausgehenden Mittelalters ab (Ostmann 1993).

Pertsch (1970) belegt für die Zevener Geest anhand archivalischer Unterlagen, alter Waldbeschreibungen und Flurnamenforschung einerseits und prähistorischer bis frühgeschichtlicher Funde von Grab- und Siedlungsstätten andererseits, daß die meisten historisch alten Waldflächen bis zurück ins Neolithikum nie besiedelt waren.

Behre (1986) weist dagegen für zwei in der KHL verzeichnete und auch heute noch vorhandene Wälder nordwestlich Bederkesa Nutzungen als Acker nach; in einem Fall aus einer neolithischen Siedlungsphase, ab etwa 2400 v. Chr. bis zur frühen Bronzezeit, im anderen eine mittelalterliche Nutzungsphase von 700–1400 n. Chr.

Es ist jedoch davon auszugehen, daß viele zur Zeit der KHL kartierten Wälder Relikte größerer Waldgebiete sind, deren Ursprünge bis vor die Jungsteinzeit zurückreichen.

Zeichnet man die maßstabsgleich vorliegende KHL auf aktuelle TK 25 000 Karten durch, erkennt man deutlich den Landschaftswandel der vergangenen zwei Jahrhunderte.

Wichtig ist dabei das möglichst objektive „Einnorden“ der Karten, um Fehlinterpretationen durch Meßungenauigkeiten zu vermeiden. Gut geeignete Fixpunkte sind Flüsse, Brücken, Kirchen, alte Ortskerne u. ä. in größtmöglicher Nähe zum Wald.

Der Vergleich mit den ersten Forstkarten dieser Zeit aus den Archiven der Forstverwaltung belegt die hohe Ge-

naugigkeit der KHL in der Darstellung der Waldaußengrenzen. Diese finden sich auch heute oft noch als Wall und Graben, als Grenzstein oder Grenzeiche im Gelände wieder.

Weniger gründlich sind in der KHL Details im Walde selbst kartiert worden – wie z. B. Blößen, Wiesen etc. –, was bei dem größeren Maßstab nicht anders zu erwarten ist.

3. Entwicklung der Waldflächen seit 1770

Für das Elbe-Weser-Dreieck ergibt die Auswertung der KHL einen Waldanteil von etwa 4,6% an der Landschaft, der damit knapp die Hälfte der heutigen Waldfläche umfaßt. Der heutige Kreis Stade war 1770 mit nur 2,9% die waldärmste Region, die Kreise Rotenburg und Verden mit 6,6% etwas waldreicher (Tab. 1).

Von den um 1770 vorhandenen rund 32 200 ha sind bis 1986 rund 15 500 ha gerodet worden. Lediglich 52% sind auch gegenwärtig noch Wald, entsprechend 25% der heutigen Waldfläche aller Besitzarten (ges. 67 850 ha). Von den landeseigenen Wäldern, die im Untersuchungsgebiet (UG) mit rund 17 200 ha 25% der gesamten Waldfläche umfassen, sind etwa 40% kontinuierlich bewaldet, 21% im Forstamt Osterholz-Scharmbeck und 55% im Forstamt Harmsfeld.

Eine zweite Waldinventur erfolgte in den herrschaftlichen Wäldern zwischen 1820 und 1838, wiederum mit umfangreichen Detailangaben.

Mittlerweile hat es grundlegende Veränderungen gegeben. Die Nutzungsrechte wurden durch Flächenabtretungen abgefunden, Grenzlinien arrondiert und Neuaufforstungen durchgeführt.

Forstliche Spezialkarten belegen besonders im Staatswald in immer dichterer zeitlicher Folge (seit etwa 1960 alle 10 Jahre) die Waldentwicklung.

Ganzflächig sind ab etwa 1895 im UG die Preußische Landesaufnahme und folgende Meßtischblätter für das Nachzeichnen der Landschaftsentwicklung von Bedeutung.

Zwei Typen von Wäldern müssen aufgrund ihrer Vergangenheit grundsätzlich unterschieden werden:

Tab. 1. Waldverteilung im Elbe-Weser-Dreieck um 1770 und heute

Landkreis	Wald 1770 (ha)	Anteil an Gesamtfläche (%)	Wald 1986 (ha)	Anteil an Gesamtfläche (%)	1770 und 1986 bewaldete Fläche (ha)	Anteil an Waldfläche	
						1770 (%)	1986 (%)
Osterholz-Scharmbeck	2 600	4,0	6 900	10,6	1 330	51	19
Cuxhaven	6 800	3,2	15 500	7,3	4 180	61	27
Stade	3 800	2,9	7 700	5,9	1 760	46	23
Rotenburg/Wümme	13 800	6,6	28 560	13,8	7 590	55	27
Verden	5 200	6,6	9 140	11,6	1 890	36	20
Summe	32 200	4,6	67 800	9,8	16 750	52	25

1. Historisch alte Wälder (ancient woodlands) [Def. s. *Wulf* in diesem Heft]

Unabhängig vom aktuellen Bestandesalter sind dieses solche Flächen, die seit alters her kontinuierlich bewaldet sind (knapp 25 % der heutigen Waldfläche des Untersuchungsgebietes).

Maßstab hierfür ist die Kurhannoversche Landesaufnahme, die zur waldärmsten Zeit entstand, oder, soweit vorhanden, genauere Forstkarten aus dieser Zeit.

2. Neuzeitliche Wälder (recent woodlands)

„Neuzeitliche Wälder“ sind aus Heide- oder Ackeraufforstung bzw. natürlicher Sukzession nach 1770, überwiegend ab 1800, entstanden. Im Elbe-Weser-Dreieck sind das rund 75 % der heutigen Waldfläche.

Kennzeichnend für sie ist, daß sie fast immer auf jahrzehnte- bis jahrhundertelang waldfreien, mehr oder weniger stark degradierten oder zumindest veränderten Böden stocken. Naturnahe Bestände im Sinne der potentiellen natürlichen Vegetation finden sich hier sehr wenige. Große Flächen der älteren Kiefernwälder zeigen jedoch naturnahe Sukzessionstrends zum Eichen- oder Buchenwald.

3.1 Geschichte der historisch alten Wälder

Vom Beginn der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung an beeinflusste der Mensch die Waldentwicklung in zunehmendem Maße (*Hesmer* und *Schröder*

1963, *Kremser* 1990, *Overbeck* 1975, *Pertsch* 1970).

Hesmer und *Schröder* (1963) unterteilen die Waldentwicklung nach Art und Intensität der menschlichen Einwirkungen in drei Phasen: Urwaldzeit – Waldverwüstungszeit – Waldbauzeit.

a) Urwaldzeit

Die letzte Phase der „Urwald“zeit, bevor die menschlichen Eingriffe den Wald ganzflächig nachhaltig zu verändern begannen, ist zeitlich und regional unterschiedlich zu datieren. Sie liegt nach *Hesmer* und *Schröder* etwa zwischen der mittleren und jüngeren Nachwärmezeit (ca. 100 v. Chr. bis 1000 n. Chr.), gebietsweise aber auch erheblich später.

Im nordwestdeutschen Flachland dürften seit der Einwanderung der Buche Buchenwälder auf den Mineralböden vorherrschend gewesen sein, abgesehen von den für Buchen zu nassen Böden. In den Übergangsbereichen gab es Mischwälder aus Buche mit entsprechend anderen Laubbaumarten. Nadelbäume spielten – abgesehen von Kiefern an Moorrändern – eine untergeordnete Rolle. Die Fichte reichte wohl nur mit einigen Inselvorkommen bis in den Raum Bremen/Bremerhaven (*Schwaar* 1985).

b) Waldverwüstungszeit

Von der Urwaldzeit gibt es fließende Übergänge zur Waldverwüstungszeit. Seit dem letzten Drittel des vorigen Jahrtausend wurden die in den weitläufigen Wäldern gelegenen Siedlungsinselflächen vergrößert und vermehrt, die an-

grenzenden Wälder durch Beweidung und Plaggenhieb gelichtet.

Das Vordringen der Siedlungen bzw. die Urbarmachung des Waldes erfaßte zunächst hauptsächlich trockenere Waldgesellschaften der leichten Böden, wie die ärmeren Buchen- und Eichen-Buchenwälder der Geest (*Kremser* 1990).

Die Auflichtung benachteiligte die wenig stockausschlagfähigen Bäume wie die Buche und verhalf der Eiche auf die natürlichen Buchenstandorte.

Mit zunehmender Bevölkerungsdichte nahmen die verschiedensten Nutzungen immer mehr den Charakter von Raubbau an, so daß sich der Waldzustand nicht nur allgemein verschlechterte, sondern große Flächen völlig entwaldet wurden. Waldweide und Plaggenhieb verhinderten die Waldverjüngung, Holz wurde als Baumaterial und einziger Energieträger zum täglichen Bedarf genutzt. Der Rohstoff Holz bekam seit der ersten Hälfte des 16. Jahrhunderts eine immer größere wirtschaftliche Bedeutung.

Verheerende Auswirkungen auf die Wälder hatte auch der 30jährige Krieg. Der Aufbau der Kriegs- und Handelsflotten trug besonders in Küstennähe massiv zur Waldvernichtung bei. Für den Bau eines mittelgroßen Kriegsschiffes benötigte man allein 4000 ausgewachsene Eichen (*Kremser* 1990)!

Der Raubbau steigerte sich dann noch, als Eichen- und Buchenstabh Holz für Faßdauben den europäischen Holzmarkt eroberte.

Der Höhepunkt der Entwaldung lag zwischen dem 16. und 18. Jahrhundert.

Hesmer und *Schröder* (1963) beschreiben die Degradation als Sukzession vom Schatthochwald (z. B. Buche) über den Lichtholzwald (z. B. Eiche und Birke), das Ausschlaggebüsch, die Heide oder das Grasland bis zum vegetationslosen Mineralboden.

c) Waldbauzeit

Nach *Hesmer* und *Schröder* (1963) wurden im westniedersächsischen Flachland bereits im 16. Jahrhundert besonders Eichen und Buchen, aber auch andere Laubbäume gesät oder gepflanzt.

Die planmäßige, künstliche Waldverjüngung begann jedoch erst in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts in den königlichen Wäldern. Die entschei-

dende Voraussetzung für die Regeneration der staatlichen Wälder war die Ablösung der privaten Nutzungsrechte (Servitute) zum Holzsammeln, Vieheintrieb und Streuharken, die durch Abtretung erheblicher Waldflächen teuer erkauft wurden (Burckhardt 1864). Die Abfindungsteilungen zu Beginn des 19. Jahrhunderts bildeten den letzten großen Flächenverlust der historisch alten königlichen Wälder, mit rund 10% (Burckhardt 1864). Danach wurden die verbliebenen Waldflächen in Hochwälder überführt.

In vielen nichtstaatlichen Wäldern nahm die Umwandlung durch Nutzungsintensivierung, insbesondere Umwandlung in Grünland, jedoch weiter zu und drängte vor allem reichere Feuchtwälder weiter zurück. So wurde zwischen 1770 und 1980 mehr als 1/3 des ehemals 670 ha umfassenden Braken (südl. Harsefeld, Landkreis Stade) in Grünland umgewandelt, was etwa einem Hektar pro Jahr entspricht. Davon

war der größte Teil nährstoffreicher Eichen-Hainbuchenwald auf staunassem Geschiebemergel (Kelm und Sturm 1988).

Die „schleichende Waldumwandlung“ ist vielerorts noch heute ein aktuelles Problem.

Mit dem Beginn der nachhaltigen Forstwirtschaft folgte der Waldzerstörungsphase der Wiederaufbau.

Soweit sie nicht in Nadelwald umgewandelt wurden, regenerierten sich die Laubwälder nach Beendigung der Waldweide. Diese Entwicklung wurde begünstigt durch die damals sehr geringen Wilddichten.

So wurden in den Forstämtern des damaligen Regierungsbezirkes Stade im Jahre 1885 nur 44 Rehe geschossen (Quaet-Faslem 1885), entsprechen 0,3 Stück/100 ha, 1992 dagegen fast 1400 (8,3 Stück/100 ha). In dieser verbißbaren Zeit sind einige tausend Hektar Eichenmischwälder herangewachsen – unter derzeitigem Verbißdruck nur hin-

ter aufwendigen wildsicheren Zäunen denkbar!

4. Historische Waldtypen

Auch im Elbe-Weser-Dreieck erreichte die Waldverwüstung etwa in der Mitte des 18. Jahrhunderts ihren Höhepunkt. Historische Karten und Waldbeschreibungen lassen zu dieser Zeit drei unterschiedliche Waldtypen erkennen:

1. hochwaldähnliche Hutewälder auf Mineralboden (Holtz, Holtzung, Wohld),
2. Sumpf- und Bruchwälder, oft Niederwald (Brook, Brock, Bruch),
3. zum Buschwald degradiertes Eichen-Birken(Buchen-)Stockausschlag armer Böden (Stüh, Löh, im Küstenbereich auch „Kratt“ genannt).

4.1 „Holtzungen“ (Holtz, Wohld)

Am besten dokumentiert ist der Zustand der sogenannten „Holtzungen“; dies waren hochwaldähnliche Hutewälder der mäßigen bis gut nährstoffversorgten Böden, oft im königlichen Besitz. So schreibt Pertsch (1970), daß auf der Zevener Geest die Mehrzahl der Wälder aus Buchen und Eichen gemischt waren. Dabei überwogen im allgemeinen die Buchenbestände, Eichen waren besonders in den tiefen feuchteren Lagen vertreten. Andere Baumarten werden für diese Wälder seltener erwähnt, waren aber sicher auch vorhanden.

Es dürften fast ausschließlich autochthone Bestände gewesen sein, da Saatguttransport auf weiten Wegen unwahrscheinlich war. Verjüngt wurde durch Heisterpflanzungen und Ausnutzen von Masten, wie es in einer Darstellung der königlichen Forsten des Amtes Bremervörde belegt ist: Die zu verjüngenden Bestände wurden aufgelichtet und in „Zuschlag gelegt“, d.h. gegen Waldweide gezäunt. Zur Einarbeitung der frischen Bucheckern oder Eicheln trieb man die zuvor andernorts sattgemästeten Schweine ein, oder die Mast wurde eingehackt (Anonymus um 1780).

Im Elbe-Weser-Dreieck waren um 1770 noch rd. 20 000 ha dieses Waldtyps vorhanden. Diese lagen in mehr als 600 Einzelflächen von durchschnittlich rund 30 ha Größe in unterschiedlicher Dichte verteilt.

Tab. 2. Bewaldungskontinuität verschiedener „historischer Waldtypen“

Landkreis	Hochwald		Bruchwald		Stüh		Summe	
	um 1770	davon Rest heute	um 1770	davon Rest heute	um 1770	davon Rest heute	um 1770	davon Rest heute
Osterholz-Scharmbeck	1 770	1 020	500	130	330	190	2 600	1 340
Cuxhaven	3 800	2 950	620	140	2 380	1 090	6 800	4 180
Stade	2 570	1 520	680	100	550	140	3 800	1 760
Rotenburg/Wümme	8 440	5 840	3 640	760	1 720	990	13 800	7 590
Verden	3 040	1 060	1 140	270	1 020	550	5 200	1 880
Gesamt	19 620	12 390	6 580	1 400	6 000	2 960	32 200	16 750
in Prozent		63		21		49		52

Tab. 3. Die zehn größten „Holtzungen“ im Elbe-Weser-Dreieck um 1770

TK 25	Bezeichnung	Größe um 1770 (ha)	Davon noch 1990 bewaldet (ha)	Verlust (ha)
2521	Beverner Wald	670	570	100
2522/23	Braken	670	420	250
2318	Drangstedter Wald	530	470	60
2623	Thörenwald	430	410	20
2320	Westerberg	380	350	30
2523	Neuklosterholz	330	230	100
2618	Im Schrum	250	70	180
2920	Euter Holz	250	0	250
2822	Luhne	230	200	30
2521	Horner Holz	220	220	0
Summe		3 960	2 940	1 020

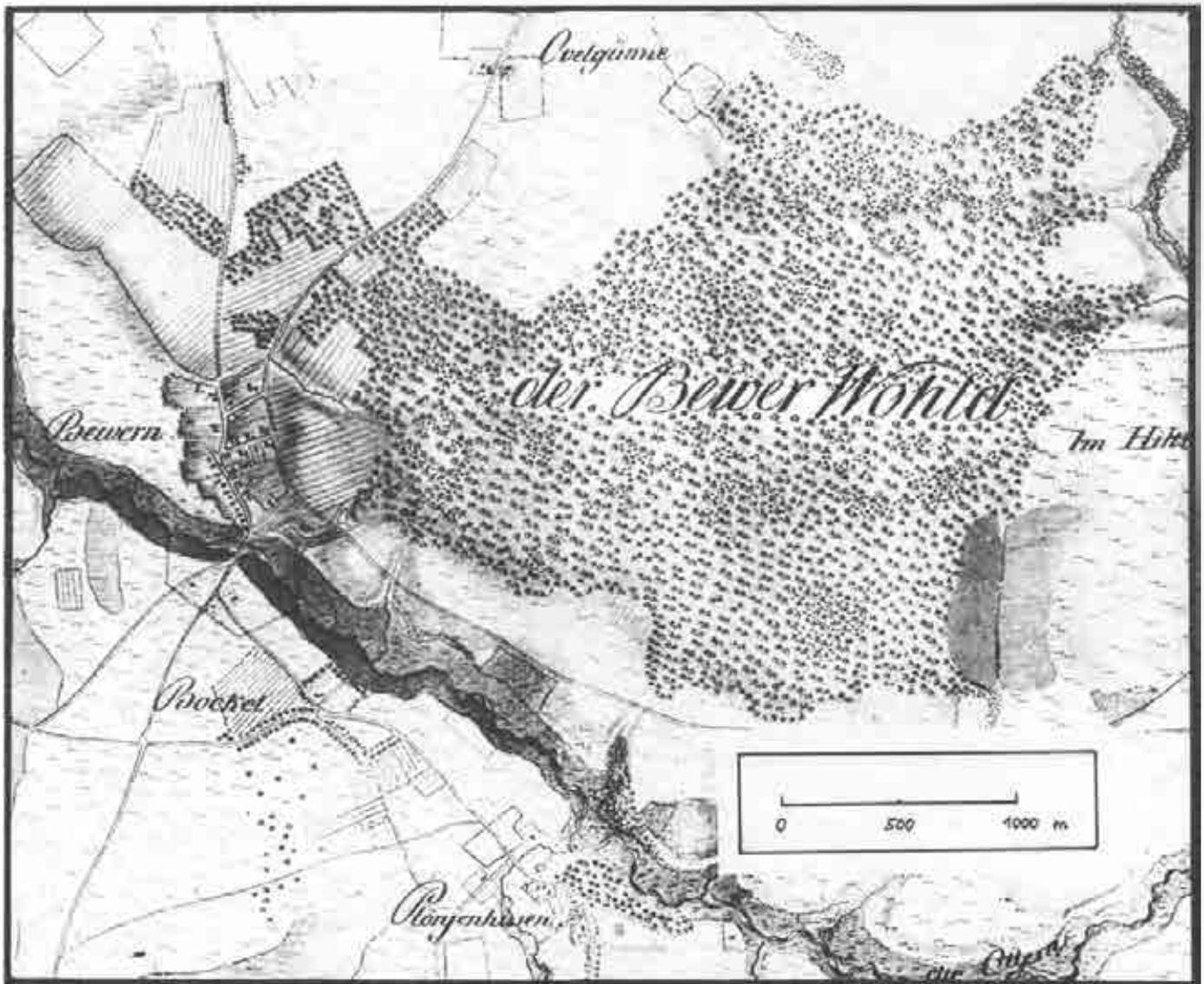


Abb. 2. Beispiel für eine „Holtzung“ um 1770 (heute: Beverner Wald).

Die 10 größten Gebiete sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Etwa $\frac{2}{3}$ der alten Holtzungen, also rund 12400 ha, sind auch gegenwärtig bewaldet, der größte Teil davon kontinuierlich seit mehreren hundert Jahren. Naturnahe Bestände stocken allerdings nur auf erheblich kleineren Teilflächen.

4.2 Brock (Brook, Bruch)

Über die feuchten bis nassen, in der Kurhannoverschen Landesaufnahme als Brook, Brock, Bruch, seltener auch Busch bezeichneten Laubwälder liegen weniger walddeschichtliche Dokumente vor, es sind nur einzelne herrschaftliche Forsten darunter.

Zum Teil waren es bachbegleitende

„Galeriewälder“, zum Teil aber auch großflächigere Bestände.

Standörtlich decken sie nicht nur die eigentlichen Bruchwälder auf Niedermoor ab, die vor 200 Jahren in den Bach- und Flußniederungen bereits größtenteils in Grünland umgewandelt waren. Auch stark grund- oder stauwasserbeeinflusste Wälder auf Lehm- und Tonstandorten sowie quellnassen Geesthängen tragen diese Bezeichnung. Die Kartensignatur stellt meist dichte, niedrige Laubgehölze, z.T. unterschiedlicher Höhe dar, häufig von offenen Feuchtbereichen durchsetzt.

Vermutlich waren es größtenteils Niederwälder, im Niedermoor überwiegend aus Erlen und Birken zusammengesetzt, auf nassen Mineralböden ka-

men wohl auch z.T. Mittelwälder aus Hainbuchen, Eschen, Aspen und Hasel sowie weiteren Gehölzarten vor, z.T. auch mit Eiche.

Ein Teil dieser Wälder, insbesondere der reicheren Standorte ist noch erhalten und hat sich zu artenreichen Eichen- oder Eschen-Mischwäldern entwickelt. Ein großer Teil der untersuchten Bestände von *Wulf* und *Kelm* (in diesem Heft) ist aus solchen „Brüchen“ hervorgegangen.

Im Elbe-Weser-Dreieck gab es davon zur Zeit der Kurhannoverschen Landesaufnahme knapp 6600 ha in 350 Einzelbeständen mit einer durchschnittlichen Größe von 20 ha.

Die 10 größten Brüche sind in Tabelle 4 aufgeführt.

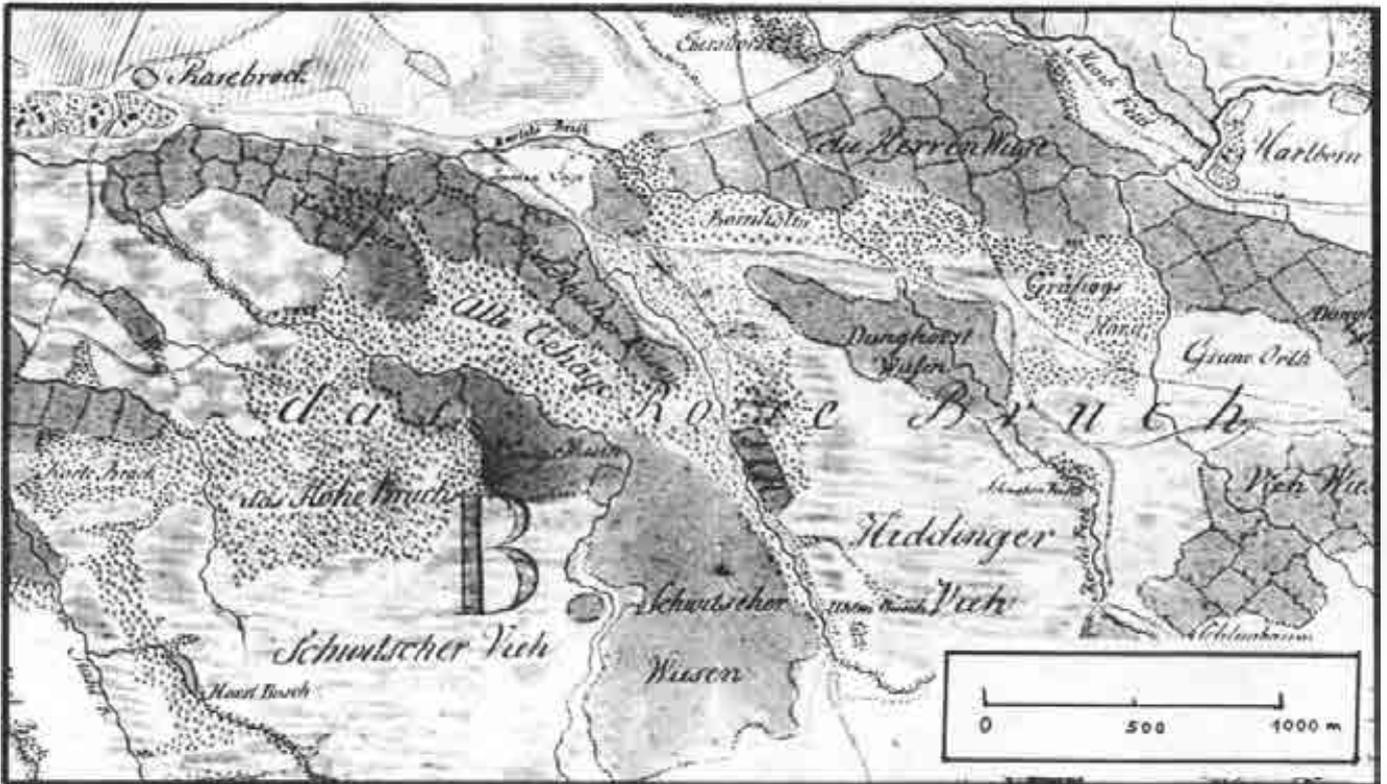


Abb. 3. Beispiel für einen Brook um 1770 (heute: Rosebruch).

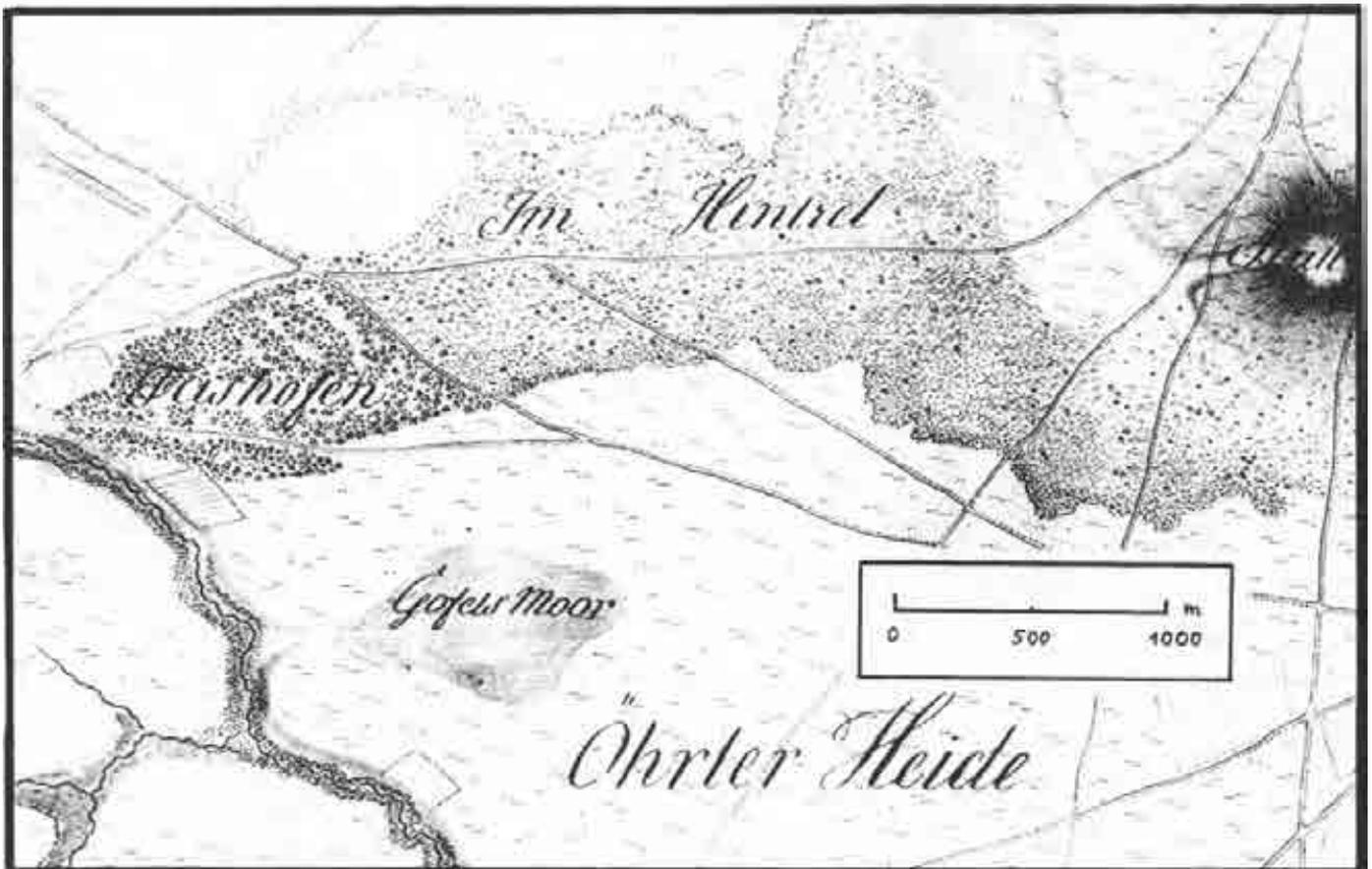


Abb. 4. Beispiel für einen Stüh um 1770 (heute: Hinzel).

Tab. 4. Die zehn größten Feuchtwälder („Brüche“) im Elbe-Weser-Dreieck um 1770

TK 25	Bezeichnung	Größe um 1770 (ha)	Davon noch 1990 bewaldet (ha)	Verlust (ha)
2923	Hartböhn	190	60	130
2923	Rosebruch	140	50	90
2724	Glüsinger Bruch	130	70	60
2521	Brock	110	0	110
2618	Billerbecktal	110	30	80
2711	Sagenhorst	90	20	70
2711	Barchen Brock	90	5	85
2318	Hellers Bruch	90	0	90
2623	Bredenhorn	90	5	85
2711	Poitzbrock	90	10	80
Summe		1 130	250	880

Insgesamt ein Fünftel der historisch alten „Bruch“ waldfläche ist heute noch bewaldet. Bis auf Reste sind sie allerdings durch Entwässerung und Nadelholzanbau gestört. Sie sind z.T. auch heute noch durch – größtenteils illegale – Waldumwandlung bedroht (meist durch Beweidung wie z.B. im Braken, Kelm und Sturm 1988).

4.3 Stüh, Stühbusch, Löh

Die Bezeichnung „Stüh“ findet sich häufig in der Kurhannoverschen Landesaufnahme, z.T. ist sie bis heute als Flur- oder auch Ortsname erhalten geblieben.

Als Stüh bezeichnete man die letzte Phase der Walddegeneration.

Meist war es buschiger, lockerer bis lichter Krummholzwald aus Eichen-, Birken- oder seltener auch Buchenstockausschlag auf ärmeren, oft auf trockeneren Standorten.

Durch ständigen Verbiß des Weideviehs, Heidebrände und Brennholzschnitt geschädigt, gingen viele Stühbüsche in Heide über.

Im Elbe-Weser-Dreieck gab es um 1770 rund 6000 ha Stühbusch, entsprechend knapp 1 % der Landschaft bzw. rund 20 % der damaligen Waldfläche.

Die Fläche setzt sich aus etwa 170 Beständen zusammen, entsprechend einer Durchschnittsgröße von rund 30 ha.

Die 10 größten Gebiete sind in Tabelle 5 aufgeführt.

Nach Aufgabe der Heidewirtschaft veränderte sich die Situation der Stühbüsche drastisch. Der größte Teil wurde entweder in Acker umgewandelt oder mit Nadelbäumen – meist Kiefern – überpflanzt; so z.B. der Stüh im Forstamt Bremervörde ab 1760, der Hinzl ab 1766.

Weniger stark degradierte Bestände nahm man in Zuschlag; diese Flä-

chen sind z.T. heute noch als Laubwald erhalten. Nicht selten haben sich auch in den Kiefernauflorungen Reste des Laubwaldes behaupten können, so daß auf diese Weise auch vermutlich autochthone Vorkommen, z.B. der Traubeneiche im Raum Bederkesa, überdauern konnten.

Die Hälfte der damaligen Stühbuschfläche ist auch heute noch bewaldet, allerdings mit wenigen Ausnahmen als Nadelwald.

5. Auswirkungen früherer Nutzungen

Alle Wälder – sowohl die Holzungen als auch die Brüche und Stühbüsche – waren viele Jahrhunderte auf vielfältige Art und Weise intensiv genutzt, weit intensiver, als es heute der Fall ist. Die damaligen Nutzungen übertrafen die Reproduktionskräfte des Waldes bei weitem, der Waldzustand wurde dementsprechend meist als „schlecht“ und „im Wert gering“ beschrieben.

Die Wälder dürften erheblich lichter und damit vermutlich gras- und krautreicher gewesen sein. Geschlossener Hochwald, wie er heute großflächig vorkommt, war selten. Jahrhundertlange Ausbeutung, insbesondere durch Waldweide, haben einen regional stark unterschiedlichen Selektionsdruck, z.B. auf verbißempfindliche Arten ausgeübt, der im einzelnen schwer nachzuweisen ist.

Sehr wahrscheinlich wurden typische Waldpflanzen und -tiere zugunsten der Arten halboffener Lebensräume zurückgedrängt und sind mancherorts ganz verschwunden.

Totholz dürfte angesichts des akuten Holz Mangels kaum vorhanden gewesen sein.

Infolge der starken Verinselung der Restwaldflächen ist die Wiederbesiedlung geeigneter Lebensräume zum Teil erheblich erschwert.

Trotz dieser Belastungen sind die historisch alten Wälder im Vergleich zu allen übrigen Landnutzungsformen (anthropogene Ökosysteme) diejenigen mit der größten Kontinuität, sofern sie nicht zwischenzeitlich massive forstliche Veränderungen, wie z.B. Vollumbruch oder Anbau gebietsfremder Baumarten, erfahren haben.

Tab. 5. Die zehn größten „Stüh-Büsche“ im Elbe-Weser-Dreieck um 1770

TK 25	Bezeichnung	Größe um 1770 (ha)	Davon noch 1990 bewaldet (ha)	Verlust (ha)
2320	Zuschlag	300	180	120
2420	Hinzl	290	280	10
2320	Rahden	180	20	160
2921	Haberloher Busch	160	120	40
2822	Deepengrund	160	20	140
2921	Steinberg	160	100	60
2522	Wedel	160	2	158
2718	Heilshorn	140	110	30
2318	Dicke Busch	130	100	30
2720	nordöstlich Wentel	130	110	20
Summe		1 810	1 042	768

6. Neuaufforstungen – neuzeitliche Wälder

Im UG begann man etwa ab 1760 mit ersten Aufforstungen, was zunächst zu einem kaum merklichen Anstieg der Waldfläche führte. Erst ab etwa 1850/60 nahm der Waldanteil deutlich zu (Abb. 5).

Zunächst wurden nach Ablösung der Plaggenhieb- und Weideberechtigungen „frei“ werdende „geringe Heidblößen“ innerhalb der Laubwälder meist mit Kiefern „besamt“, soweit dort der Laubholzanbau mißlang. Ebenso behandelte man die verheide-ten Waldränder und im Zuge von Grenzbegradigungen hinzugewonne- ne Flächen.

Nach dem Zusammenbruch der bäuerlichen Heidewirtschaft Anfang des 19. Jahrhunderts wurden auch in der damaligen Landdrostei Stade große, staatlich geförderte Aufforstungsprojekte realisiert, deren Umfang allerdings bei weitem nicht den in der Lüneburger Heide erreichte.

Der Kiefern-anbau erwies sich auf den degradierten Heideböden als bestes Mittel zur Wiederbewaldung. Dies kommt auch deren natürlicher Sukzession nahe (Griese 1986).

Schon 1785 wurde in der ersten Forsteinrichtung des Forstamtes Bremervörde die weitere Perspektive aufgezeigt. In der Beschreibung des Bo-

denzustandes im Hinzel heißt es: „Durchgehend mit Sand vermischt, verödet und mit Heide überzogen, weil er seit vielen Jahren vom Holze entblößt und vom Winde und der Sonne ausge-dörrt ist. Durch den Anzug der Fuhren wird er verwandelt und zum Laub-holtze wieder tragbar und gut.“ (Anonymus um 1780).

Tatsächlich entwickelt sich in vielen alten Kiefernbeständen im UG die nächste Waldgeneration beinahe nur aus Laubholz, meist Birke, Eiche, Eber- esche und Faulbaum. Läßt man diese Entwicklung zu und unterstützt sie waldbaulich, kann als zweite Waldge-neration ein Eichenmischwald heran-wachsen.

Solche Waldbilder sind im UG häufig zu sehen. Auf natürlichen Buchen-standorten ist es dann eine Frage der Zeit und der Entfernung zum nächsten Buchenaltbestand oder Einzelbaum, bis die Buche den Eichenwald unterwan-dert, um ihn schließlich im Laufe weni-ger Jahrhunderte zu verdrängen – so-fern sich derzeitige Entwicklungstrends fortsetzen.

In Umkehrung der von *Hesmer* und *Schröder* (1963) beschriebenen Wald-degenerationstufen verläuft die Ent-wicklung seit 200 Jahren wieder „auf-wärts“, im Idealfall wie folgt: Heide → Kiefernwald → Eichenwald → Bu-chenwald.

Nicht selten wird die Eichenphase

bei günstigen Ausbreitungsbedingun-gen der Buche oder bei deren künstli-cher Einbringung übersprungen.

Auf diese Weise können sich auch manche der neuzeitlichen Wälder zu naturnahen Beständen entwickeln. Länger als die Rückkehr der Baumarten dauert allerdings die Regeneration des gesamten Ökosystems, sofern dieses überhaupt jemals möglich ist.

7. Waldumbauphase

Die Zeit des Waldaufbaus geht seit mehreren Jahrzehnten in eine Umbau-phase über, deren Zielrichtung und In-tensität u. a. auch stark abhängig ist von der Art des Waldbesitzes.

Im Staatswald bekam eine mög-lichst intensive Ausnutzung der Wuchskraft des Bodens (Bodenreinertrags-lehre) über Jahrzehnte herrschende Bedeutung. Sie gipfelte im sogenann-ten „Buchenerlaß“ von 1964, wonach mäßig- und geringwüchsige Buchenbe-stände (ab Leistungsklasse 5 und tiefer) größtenteils in Fichte umzuwandeln waren. Insbesondere viele der ohnehin seltenen, ärmeren Drahtschmielen- und Traubeneichen-Buchenwälder fie-len diesem Denken zum Opfer.

Spätestens der Orkan des Jahres 1972, von dem insbesondere die nicht naturnahen, einschichtigen Nadelholz-bestände betroffen waren, leitete eine Trendwende ein. Auf der Basis von Standortskartierungen wird seit 1973 im Landeswald die regionale Waldbau-planung auf ökologischer Grundlaga betrieben (*Kremser* und *Otto* 1973).

Nachzeitigem Stand ist in den niedersächsischen Landesforsten eine Erhöhung des Laubwaldanteiles von gegenwärtig 37 % langfristig auf 65 % vorgesehen (*Otto* 1992). Die Erhaltung der natürlichen regionalen Waldge-sellschaften, insbesondere auf alten, nie anders genutzten Waldböden, ist im Landeswald im Rahmen eines Wald-schutzgebietskonzepts vorgesehen (*Min-isterium für Landwirtschaft und For-sten* 1994).

In den Wäldern der übrigen Wald-besitzarten, die 75 % der Fläche des Un-tersuchungsgebietes umfassen, ist die Situation wesentlich komplexer.

Während die Staatswaldfläche von 1770 bis heute um das 2,5fache zu-nahm, erhöhte sich der private Wald und der sonstiger Besitzarten – größ-

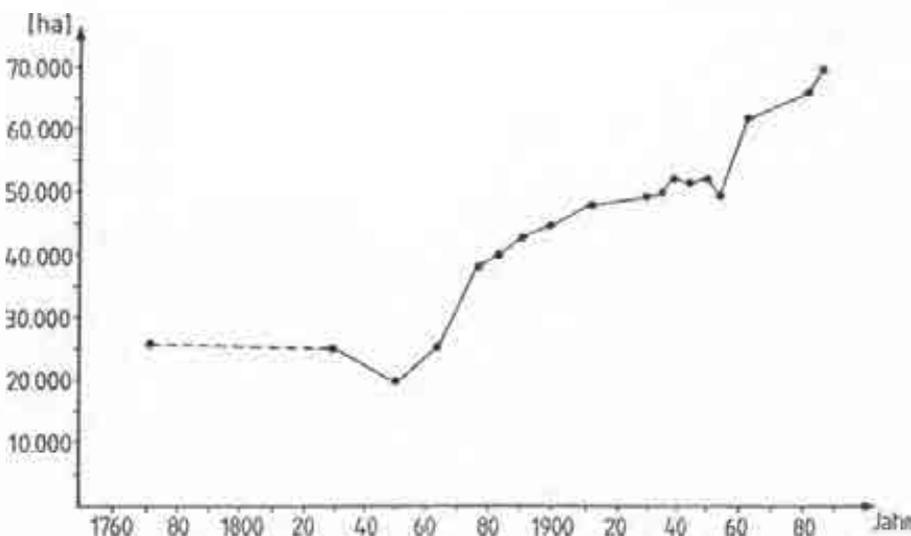


Abb. 5. Entwicklung der Waldflächen im ehemaligen Regierungsbezirk Stade (= Landdrostei Stade) nach Kurhannoverscher Landesaufnahme (um 1770), Quaet-Faslem (1885), Brünger (1954) und Niedersächsisches Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1980 und 1990).

tenteils durch Heideaufforstungen – um das Fünffache. Dementsprechend höher ist hier der Nadelwaldanteil.

Im Privatwald gibt es jedoch naturnahe Bestände auf alten Waldstandorten, die einen erheblichen Anteil an dem für den Naturschutz wertvollen Wald ausmachen.

Einige Bestände sind seit langer Zeit ungenutzt und haben Naturwaldqualität, bedeutende Vorkommen gefährdeter Arten und Waldgesellschaften finden sich hier.

8. Zusammenfassung

Mit Hilfe historischer Karten wurde der Waldzustand zur Zeit des Entwaldungshöhepunktes (im 18. Jahrhundert) im Elbe-Weser-Dreieck rekonstruiert. Um 1770 betrug der Waldanteil nur 4,6 % (32 200 ha) der Landschaft. Hiervon ist knapp die Hälfte bis in die Gegenwart gerodet worden, während sich die gesamte Waldfläche durch Neuaufforstungen mehr als verdoppelt hat. Nur 25 % (15 500 ha) des heutigen Waldes (67 850 ha) sind historisch alt, also seit 1770 kontinuierlich bewaldet. Viele dieser Wälder dürften Relikte jahrtausendealter Waldgebiete sein.

Trotz teilweise exploitativem Nutzungsdruck der vergangenen Jahrhunderte sind historisch alte Wälder die am wenigsten veränderten Landökosysteme unseres Raumes. Heute noch naturnah erhalten gebliebene Gebiete dürften zu den letzten Naturrelikten gehören.

9. Literaturverzeichnis

Anonymus, um 1780: Tabellarische Beschreibung derer sämtlichen im Amte Bremervörde befindlichen herrschaftlichen Forsten: 12 S.
Behre, K.E., Kucan, D., 1986: Die Reflektion archäologisch bekannter Siedlungen in Pollendiagrammen verschiedener Entfernung – Beispiele aus der Siedlungskammer Flögeln, Nordwestdeutschland. – In: *Behre, K. E.* (Ed.): *Anthropogenic Indicators in pollen Diagrams.* –

A. A. Balkema, Rotterdam, Boston: 95–114.

Brünger, F., 1954: Forsten und Ödland in Niedersachsen 1800–1952. – Neues Archiv Nieders. 7/9.

Burckhardt, H., 1864: Die forstlichen Verhältnisse des Königreichs Hannover. – Hannover: 171 S.

Griese, F., 1986: Die Kiefer – ein prägendes Element in der Landschaftsgeschichte des niedersächsischen Flachlandes. – Neues Archiv für Nieders., Bd. 33, Heft 3: 260–282.

Hesmer, H., Schröder, F.-G., 1963: Waldzusammensetzung und Waldbehandlung im Niedersächsischen Tiefland westlich der Weser und in der Münsterschen Bucht bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. – *Decheniana* (Bonn), Beih. 11: 304 S.

Kelm, H.-J., Sturm, K., 1988: Waldgeschichte und Waldnaturschutz im Regierungsbezirk Lüneburg – Grundlagen und Ziele. – *Jb. Naturw. Ver. Fstm. Lbg.* 38: 47–82.

Kremser, W., 1990: Niedersächsische Forstgeschichte. – *Rotenburger Schriften*, Sonderband 32: 965 S.

Kremser, W., Otto, H.-J., 1973: Grundlagen für die langfristige, regionale waldbauliche Planung in den niedersächsischen Landesforsten. – *Aus dem Walde* 20: 496 S.

Landkreis Cuxhaven, 1984: *Burg Berderkesa.* – Bremerhaven, 64 S.

Lohmeyer, W., 1951: Die Pflanzengesellschaften der Eilenriede bei Hannover. – *Angew. Pflanzensoziol. (Stolzenau/Weser)* 3: 72 S.

Niedersächsische Landesregierung, 1991: Niedersächsisches Programm zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung in den Landesforsten. – Hannover: 49 S.

Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1980: Wald- und Forstwirtschaft in Niedersachsen, Hannover: 72 S.

Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1990: Wald- und Forstwirtschaft in Niedersachsen: 113 S.

Niedersächsisches Ministerium für Er-

nährung, Landwirtschaft und Forsten, 1994: Runderlaß langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten. – Hannover, 38 S.

Ostmann, U., 1993: Die Übernahme der historischen Landnutzungsarten aus Karten des 18. und 19. Jahrhunderts in das Niedersächsische Bodeninformationssystem. – *Geol. Jb. H 27*: 145–182.

Otto, H.-J., 1992: Langfristige ökologische Waldentwicklung: Grundlagen des Regierungsprogramms. – *AFZ* 11: 566–568.

Overbeck, F., 1975: Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte. – *Karl Wachholtz-Verlag*, Neumünster: 719 S.

Pertsch, R., 1970: Landschaftsentwicklung und Bodenbildung auf der Stader Geest. – *Forsch. Dtsch. Landeskd.*, Bd. 200: 189 S.

Quaet-Faslem, G. F., 1885: Der forstwirtschaftliche Betrieb. Festschrift zur 50jährigen Jubelfeier des Provinzial-Landwirtschaftsvereins zu Bremervörde.

Schwaar, J., 1985: Subfossile Kleinseggenrieder, versunkene Hochmoore, natürliche Kiefernorkommen und bis in das Mittelalter überdauernde Ulmenmischwälder bei Lauenbrück, Krs. Rotenburg/Wümme. – *Jb. Naturw. Ver. Fstm. Lbg.* 37: 161–175.

Schwaar, J., 1988: Nacheiszeitliche Waldentwicklung in der Lüneburger Heide. – *Jb. Naturw. Ver. Fstm. Lbg.* 38: 25–46.

Schnath, G., 1963: Die ältesten topographischen Landesaufnahmen und Flurvermessungen in Niedersachsen. Stand und Fortgang ihrer neuzeitlichen Wiedergabe. *Neues Arch. Nieders.* 12: 94–103.

Anschrift des Verfassers

Hans-Jürgen Kelm
 Försterei Pretzetze
 29484 Langendorf

Die Landnutzungsarten in topographischen Karten des 18. und 19. Jahrhunderts als standortkundliche Beiträge zum Naturschutz

von Ulrike Ostmann

1. Einleitung

Die Erhaltung und Wiederherstellung von biologisch/ökologisch wertvollen Lebensräumen ist eine wichtige Aufgabe für Naturschutz und Landschaftspflege. Bestimmte Biotope genießen aufgrund ihrer Bedeutung für den Naturhaushalt in Niedersachsen gesetzlichen Schutz, wie z.B. Hochmoore, Bergwiesen, Bruch-, Sumpf- und Auwälder. Am Beispiel historisch alter Wälder wird deutlich, daß darüber hinaus noch andere Lebensräume schutzbedürftig sind. Das Alter der Lebensgemeinschaften hat hierbei häufig eine besondere Bedeutung.

Alle schutzwürdigen Lebensräume werden im Rahmen von Biotopkartierungen erfaßt, oder es laufen Bemühungen, diese Biotope in Biotoperfassungsprogramme zu integrieren. Das Auffinden bzw. Abgrenzen der schützenswerten Lebensraumtypen ist durch die extremen Landschaftsveränderungen der letzten Jahrhunderte oft nur mühsam zu bewerkstelligen. Der Inventur der Biotope geht immer ein intensives Kartenstudium voraus, bei dem historische Karten, also alte topographische Karten vergangener Jahrhunderte, einbezogen werden sollten.

Betrachtet man die historische Entwicklung der agrarischen Landnutzung, so ist festzustellen, daß sie von problemlos zu bearbeitenden Böden zu meliorationsbedürftigen Böden verlief. Die Meliorationsmaßnahmen des 19. und 20. Jahrhunderts (z.B. Düngung, Dränung, Moorkultivierung) bewirkten starke Veränderungen des Landschaftsbildes. Landschaftsökologische Kriterien blieben völlig unberücksichtigt. Die natürlichen Standortunterschiede wurden weitestgehend nivelliert und damit natürliche Landschaftszusammenhänge überdeckt.

Die historischen Karten geben im Vergleich mit modernen Karten erste

Hinweise auf Lage und Abgrenzung naturbelassener oder naturnaher Gebiete und auch auf den Nutzungswandel, dem diese charakteristischen Lebensraumtypen unterlagen. Neben Archivalien bieten die von der Historischen Kommission für Niedersachsen und dem Niedersächsischen und auch Hessischen Landesvermessungsamt von 1956 bis heute herausgegebenen großmaßstäbigen Kartenwerke des 18. und 19. Jahrhunderts Momentaufnahmen des Landschaftszustandes der vorindustriellen Agrarlandschaft. Letztere können nach *Schnath* (1963) „mit der nötigen Vorsicht“ zu einem erheblichen Maße in weit zurückliegende Zeiten übertragen werden. Die Verteilung von Wald, Feuchtgebieten und Kulturland hatte bis dahin seit Jahrhunderten kaum eine Veränderung erfahren, weil die anthropogene Landnutzung noch eng an das natürliche Standortpotential gebunden war.

Aus dem zuletzt Gesagten ergibt sich der Wert der historischen Karten für die bodenkundliche Landesaufnahme.

Die Kenntnis der Verbreitung von Altackerstandorten (z.B. Plaggenesche) und ehemaligen Feuchtgebieten ist für die bodenkundliche Landesaufnahme von erheblicher Bedeutung. Seit 1980 werden aus diesem Grund am Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLfB) topographische Karten des 18. und 19. Jahrhunderts ausgewertet (*Eckelmann* 1980). Die in den Altkarten dargestellten Landnutzungsarten werden mittlerweile nach verschiedenen Aufbereitungsschritten digital erfaßt und in die Flächendatenbank des niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS), Fachinformationssystem Bodenkunde, aufgenommen. Zur Zeit sind die historischen Landnutzungsarten für ca. 20% der Landesfläche Niedersachsens digital erfaßt (Abb.1).

2. Topographische Kartenwerke vergangener Jahrhunderte

Von den großen reproduzierten oder neubearbeiteten Kartenwerken des 18. und 19. Jahrhunderts, die fast alle im gewünschten Maßstab 1:25000 neu herausgegeben worden sind, werden im NLfB derzeit folgende aufbereitet und erfaßt:

■ *Historische Karte des Landes Braunschweig im 18. Jahrhundert, 1746–1784*; hrsg. in 41 Karten von der Historischen Kommission für Niedersachsen, Wolfenbüttel, 1956–1971 (Vertrieb: Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Landesvermessung, Hannover)

■ *Kurhannoversche Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts, 1764–1786*; hrsg. in 172 Blättern vom Niedersächsischen Landesverwaltungsamt – Landesvermessung, Hannover (dort auch Vertrieb) und von der Historischen Kommission für Niedersachsen, Hannover, 1959–1963

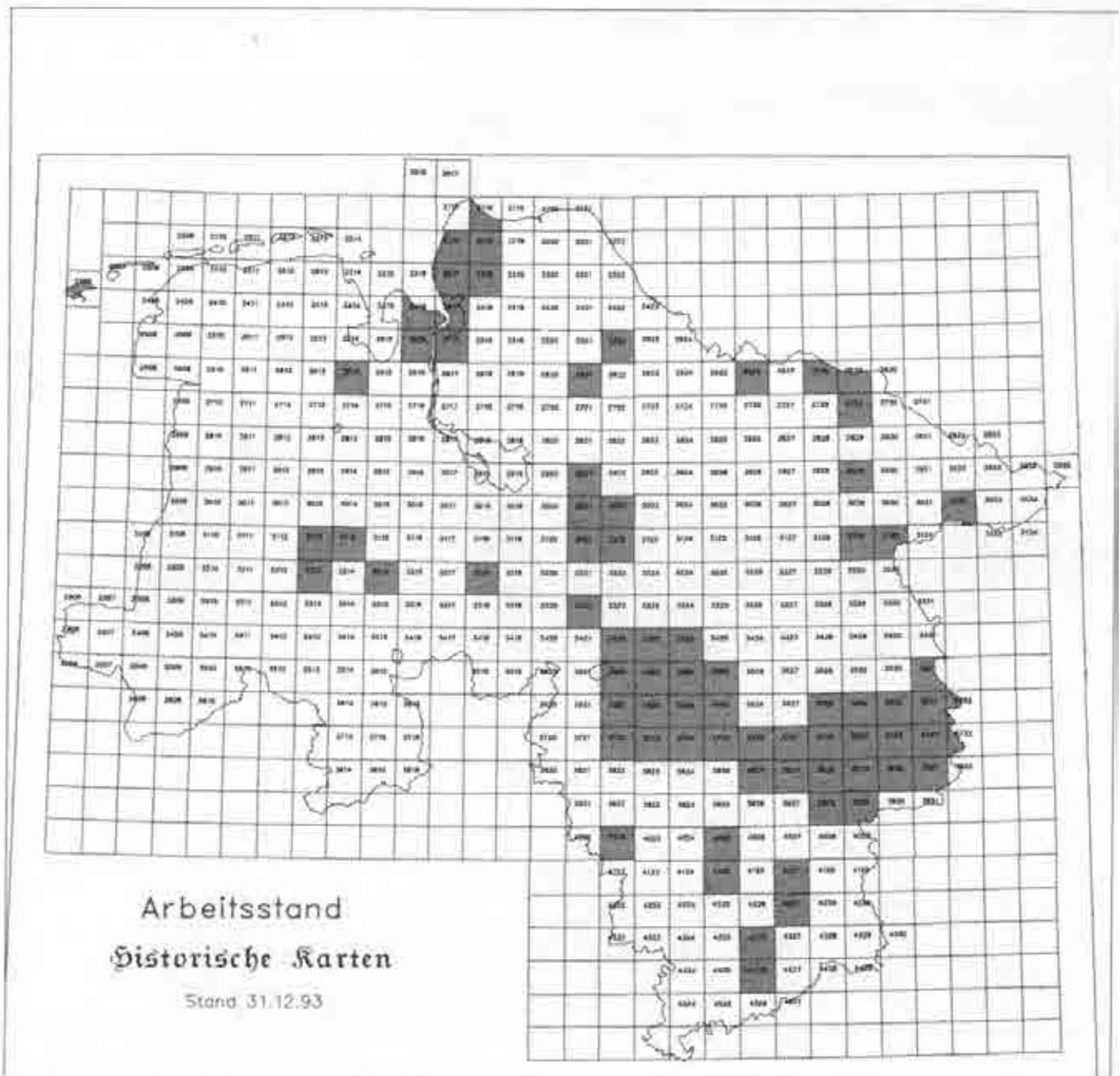
■ *Oldenburgische Vogteikarte um 1790, 1782–1799*; hrsg. in 12 Karten und 5 Blättern von der Historischen Kommission für Niedersachsen, Oldenburg, 1961–1981 (Vertrieb: Ernst Völker, Kartographischer Verlag, Oldenburg) (zusätzlich werden die noch nicht reproduzierten Oldenburgischen Vogteikarten aus dem Niedersächsischem Staatsarchiv, Oldenburg herangezogen)

■ *Gaußsche Landesaufnahme der 1815 durch Hannover erworbenen Gebiete, 1827–1860*; hrsg. in 61 Blättern von der Historischen Kommission für Niedersachsen und Bremen und vom Niedersächsischen Landesverwaltungsamt – Landesvermessung, Hannover (dort auch Vertrieb), 1963–1980

■ *Niveauekarte vom Kurfürstentum Hessen, 1840–1861*; hrsg. vom Hessischen Landesvermessungsamt, Wiesbaden (dort auch Vertrieb)

Betrachtet man die Lage der Altkarten in Niedersachsen (Abb. 2), so wird deutlich, daß im wesentlichen für Teile des Oldenburger Münsterlandes und für den gesamten ostfriesischen Raum keine alten topographischen Karten im Maßstab um 1:25000 vorliegen. Für diese Gebiete wird die relativ junge, geodätisch recht genaue und ganz Niedersachsen abdeckende

■ *Preußische Landesaufnahme, 1880–1913* (Erstausgabe der heutigen TK25,



- 1 --1:TK25 Niedersachsen
- 2 --2:TK25 Blattschnitt
- 3 --3:Grenze Niedersachsen
- 4 NIBIS

Abb. 1. Bestand an digital vorliegenden Historischen Landnutzungsarten im NIBIS des NLFb, Hannover.

niedersächsisches Gebiet); Neuausgabe vom Niedersächsischen Landesverwaltungsamt – Landesvermessung, Hannover herangezogen.

An unveröffentlichten Archivkarten werden am NLFb folgende aufbereitet und erfaßt:

■ *Oldenburgische Vogteikarten, 1782–1799* im Maßstab 1:20000, Niedersächsisches Staatsarchiv, Oldenburg (eine Lageübersicht der Originalen und der im Druck erschienenen Neubearbeitungen im Blattschnitt der TK 25 s. Ostmann 1993)

■ *Karte der Schaumburg Lippischen Ämter Stadthagen und Hagenburg* von J. C. Giesler, 1754 im Maßstab 1:24000; Niedersächsisches Staatsarchiv, Bückeburg

Einen Überblick über die gedruckten historischen Landesaufnahmen

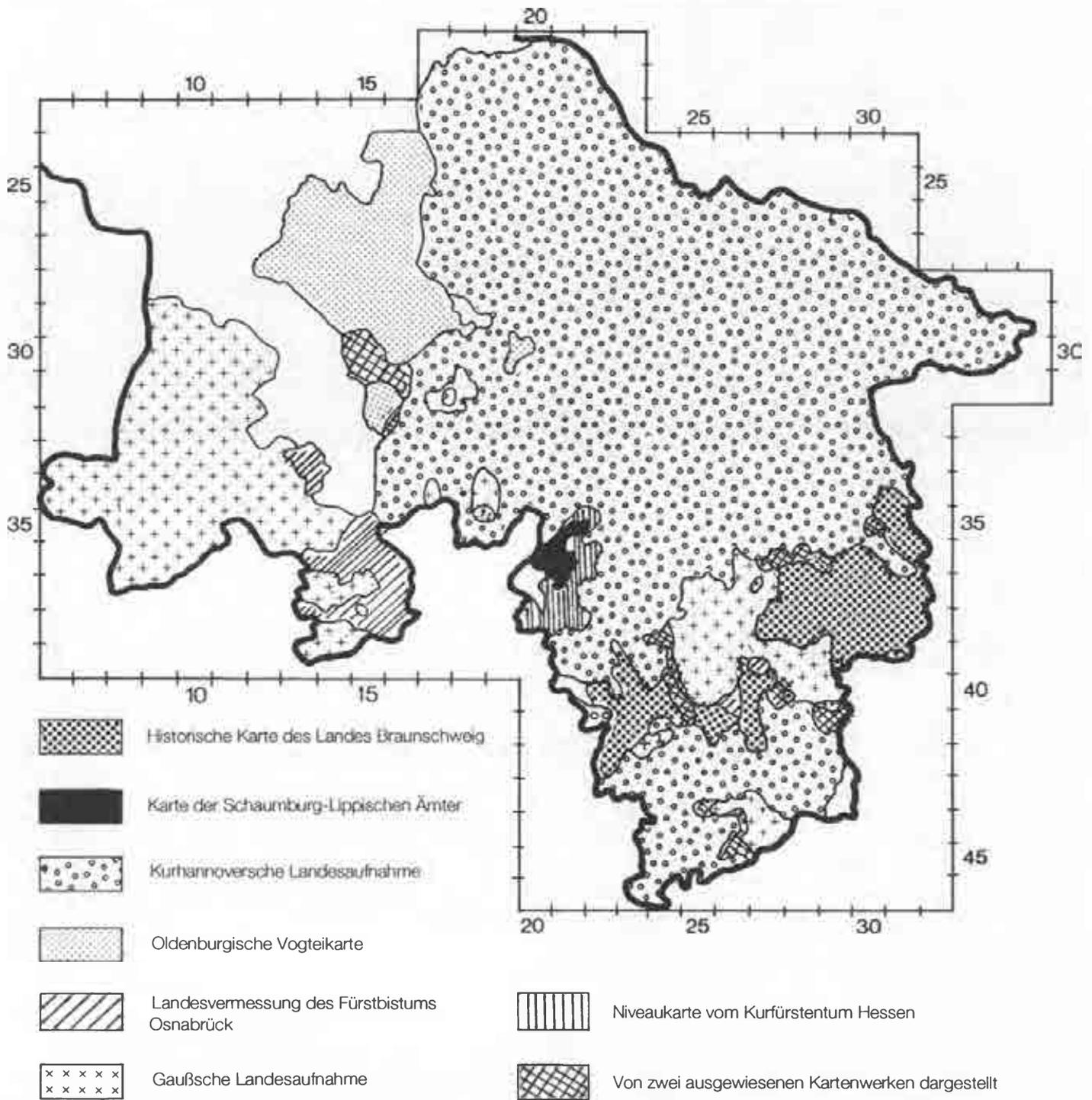


Abb. 2. Die geographische Lage der Altkarten in Niedersachsen, bezogen auf den Blattschnitt der TK 25 (aus Ostmann 1993).

Niedersachsens geben Kost (1955), Schnath (1963) und Seedorf (1982). Karteninhalt, kartographische Darstellung und geodätische Genauigkeit der angeführten Kartenwerke sind bei Ostmann (1993) beschrieben. An Veröffentlichungen zu einzelnen neu herausgegebenen Kartenwerken sind Kleinau, Penners und Vorthmann 1956 (Karte des Landes Braunschweig), Engel 1978,

Schnath 1968, Bauer 1993 (Kurhannoversche Landesaufnahme) und Harms 1961 (Oldenburgische Vogteikarte) zu nennen. Der Werdegang der Gaußschen Landesaufnahme wird bei Gerardy (1955) ausführlich erläutert.

Alle genannten Kartenwerke bedürfen vor ihrer digitalen Erfassung einer Überarbeitung, deren Schwerpunkt in der Entzerrung bzw. Einpassung der

Landnutzungsarten in die moderne TK 25 liegt. Die Größe des dabei anfallenden Arbeitsaufwandes ist abhängig vom Kartenwerk und innerhalb der Kartenwerke auch von den jeweiligen Blättern. Die Spannweite liegt zwischen dem jüngsten Altkartenwerk, der Königlich Preußischen Landesaufnahme, und dem ältesten, unbearbeitet herausgegebenen Kartenwerk, der Kurhan-

noverschen Landesaufnahme. Während bei ersterem der Schwerpunkt der Arbeiten auf dem Ausgleich des Papierverzuges liegt, sind bei der Kurhannoverschen Landesaufnahme Fachkenntnisse erfordernde, zeitaufwendige Einpassungsarbeiten zu leisten, um die *unsystematischen*, aus Vermessungsfehlern resultierenden Lageungenauigkeiten zu eliminieren.

Eine besondere Bedeutung kommt bei den unveröffentlichten Archivkarten und auch bei der Kurhannoverschen Landesaufnahme dem Kartenlesen zu, also der Dekodierung der in den Blättern z.T. subjektiv-individuell gestalteten Kartenzeichen und deren Umsetzung in Vorstellungen über Geländeform und Nutzungsarten.

3. Die Kurhannoversche Landesaufnahme

Die Kurhannoversche Landesaufnahme ist das größte für Niedersachsen vorliegende Altkartenwerk und im Gegensatz zu anderen ungefähr gleich alten, von der Historischen Kommission für Niedersachsen herausgegebenen Kartenwerken nicht überarbeitet, sondern lediglich in kleinerem Maßstab (Originalmaßstab 1:21 333^{1/3}) reproduziert worden. Das Kartenwerk wurde in den Jahren 1959–63 als Schwarzweiß-Offsetdruck herausgebracht. Von den 172 Blättern der Kurhannoverschen Landesaufnahme sind bis heute lediglich 23 Blätter auch farbig reproduziert worden.

Die Dekodierung der Signatur und besonders die Einpassung der Landnutzungsarten in die TK 25 sind bei diesem Kartenwerk am arbeitsaufwendigsten und bedürfen einiger Erfahrung. Zahlreiche Aspekte wurden bereits in Ostmann (1993) dargestellt.

3.1 Signaturendeutung

Im allgemeinen sind die Signaturen des Kartenwerks gut lesbar. Schwierigkeiten bereitet lediglich die Differenzierung von „Bruch“ und „Weide“. Da hierunter alle ökologisch und bodenkundlich bedeutsamen Feuchtflächen (einschließlich Bruchwälder) fallen, die nicht eindeutig als Moor anzusprechen sind oder als Wiese genutzt werden, soll im folgenden hierauf näher eingegangen werden.



Abb. 3. Die Lage der Landnutzung in der Kurhannoverschen Landesaufnahme am Beispiel eines Gebietes aus der östlichen Lüneburger Heide, Maßstab 1:25 000. Kartengrundlage: Kurhannoversche Landesaufnahme, Blatt 73 Lüneburg. Herausgegeben vom Niedersächs. Landesverwaltungsamt – Landesvermessung – und von der Historischen Kommission für Niedersachsen, Hannover. Vervielfältigt mit Erlaubnis des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes – Landesvermessung – B4-05/93.

Eine aus breiten, waagrecht verlaufenden Pinselfstrichen zusammengesetzte Flächensignatur (s. Abb. 3 und 4) bedeutet nach der Zeichenerklärung zur Schwarzweiß-Ausgabe (Engel 1978) „Bruch“. Diese Interpretation wurde bei der Bearbeitung des Kartenwerks am NLFb (s. o.) übernommen.

Mittlerweile ist die Zeichenerklärung zu den farbigen Reproduktionen der Kurhannoverschen Landesaufnahme (Bauer 1993) erschienen. Diese Zeichenerklärung ist eng an Hogrewe (1806), einen leitenden Bearbeiter des Vermessungswerks, angelehnt, der in einem Beispiel für die oben genannte Signatur zwischen (Gras-)Weide (grün), Moorweide oder Bruch (braun-grün) und nassem Bruch (braun-blau) differenziert. Bauer (1993) übernimmt diese Differenzierung und führt oben genannte Signatur sowohl unter dem

Oberbegriff „Moor“ (Moorweide) als auch „Weide“ (Weide, Moorweide, Bruch, nasser Bruch) an. „Bruch“ taucht bei Bauer als Oberbegriff nicht auf. Die Differenzierung von Hogrewe und Bauer ist natürlich bei der Schwarzweiß-Ausgabe nicht nachzuvollziehen, und selbst bei der Farbausgabe bereitet sie zum großen Teil unüberwindliche Schwierigkeiten. Die Farbgebung (grüne und braune Farbe) variiert eher von Blatt zu Blatt, als in Abhängigkeit vom dargestellten Inhalt. Bauer (1993) weist allgemein darauf hin, daß die in den jeweiligen Kartenblättern benutzten Zeichen etwas voneinander abweichen können. Vergleicht man z.B. die farbige Reproduktion des Blattes 116 Langenhagen mit dem südlich angrenzenden Blatt 122 Hannover, sieht man, daß die Abweichung der hier besprochenen Signatur sogar beträchtlich ist.

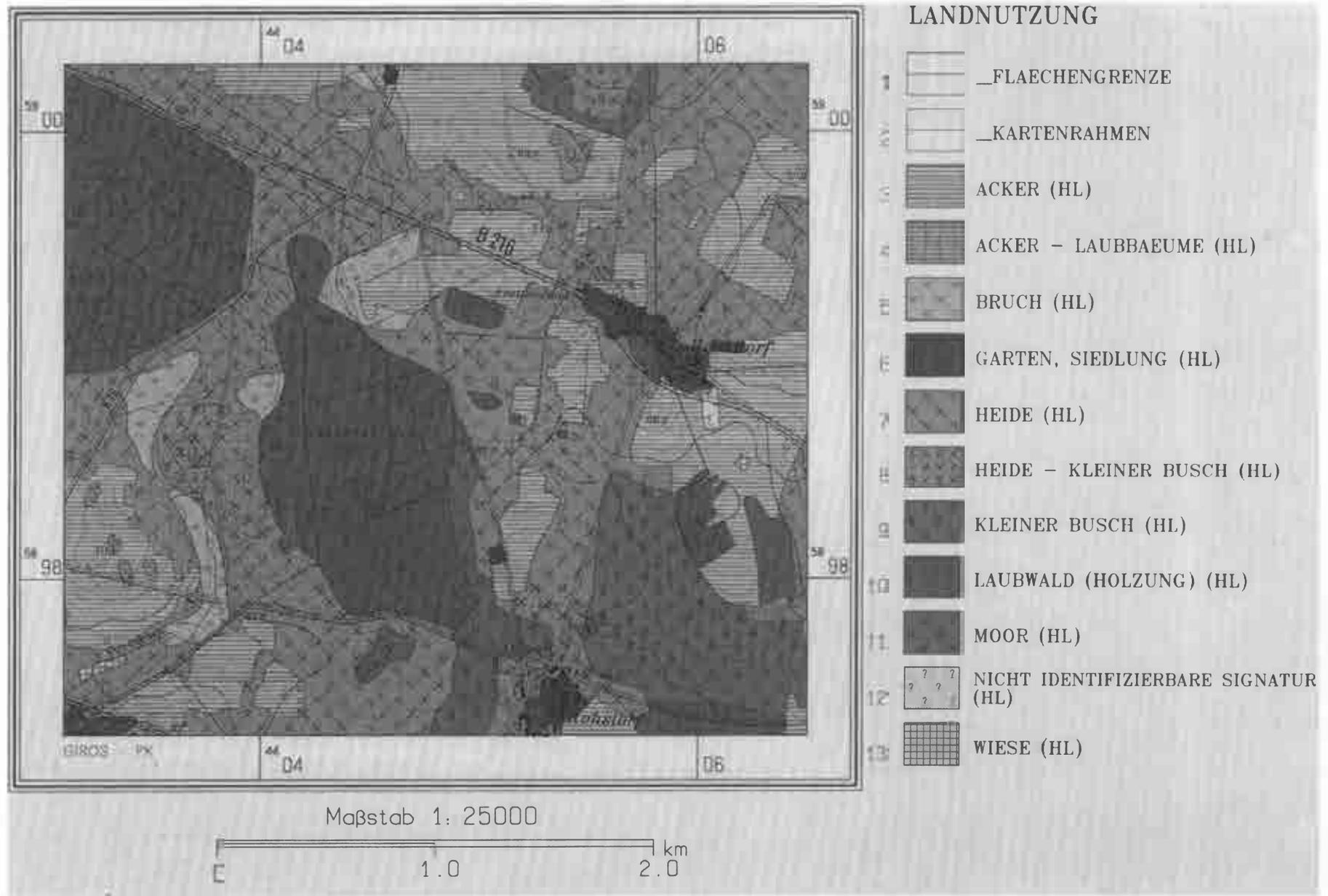


Abb. 4. Die Lage der historischen Landnutzungsareale des in Abb. 3 dargestellten Ausschnitts nach der Entzerrung bzw. Einpassung in die TK25 2729 Scharnebeck (hier mitabgebildet), Maßstab 1:25000. Kartengrundlage: Topographische Karte 1:25000, 2729 (1990). Vervielfältigt mit Erlaubnis des Herausgebers: Niedersächs. Landesverwaltungsamt – Landesvermessung – B4-05/93.

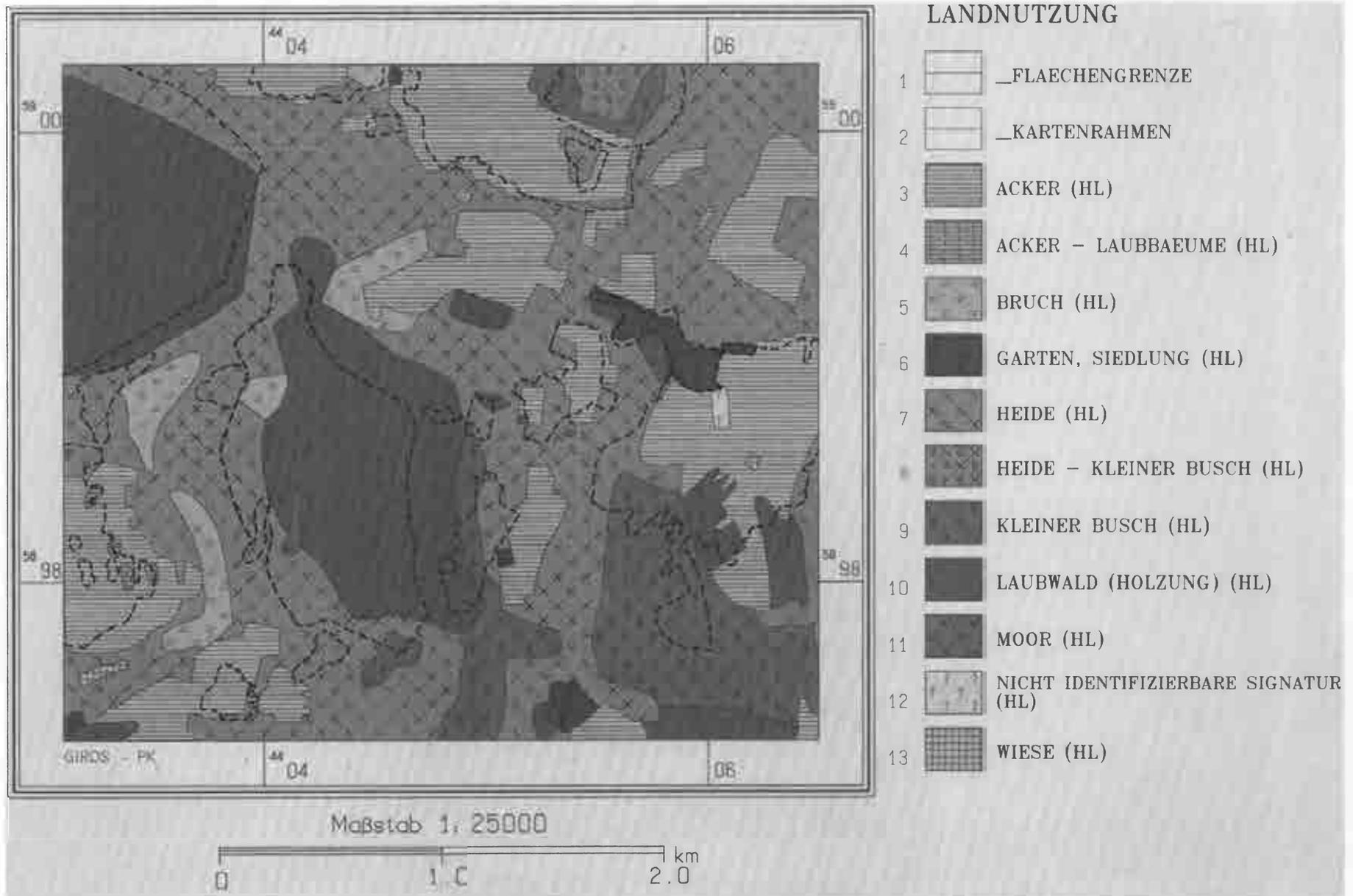


Abb. 5. Geodätische Ungenauigkeiten in der Kurhannoverschen Landesaufnahme, dargestellt durch die Überlagerung der eingepaßten Landnutzungsareale (s. Abb. 4) mit hochgezeichneten, ausgewählten Landnutzungsarealgrenzen (gestrichelte Linien) aus der Kurhannoverschen Landesaufnahme (s. Abb. 3), Maßstab 1:25000.

Ferner kommt auf den bisher farbig reproduzierten Blättern die Signatur „nasser Bruch“ (braun-blaue Pinselstriche) nur einmal in einer kleinen Fläche auf dem Blatt 120 Fallersleben vor.

Während *Engel mit der Deutung „Bruch“* die Betonung auf die Bodenbedeckung bzw. den Standort legt und nur Feuchtgebiete angezeigt werden, liegt sie mit der Deutung „Weide“ auf der Bodennutzung und kann wie „Wiese“ z. B. an Berghängen auch auf trockenen Standorten vorkommen. Das Problem wird deutlich: Weder sind alle Bruch- bzw. Feuchtflächen Weideflächen, noch alle Weideflächen Bruchflächen. Eine Erklärungsmöglichkeit für diese unpräzise Signatur liegt in dem Umstand, daß zur damaligen Zeit nicht unbedingt zu erkennen war, ob eine Feuchtfläche beweidet wurde oder nicht. Eine Umsetzung dieser Signatur in die Legendeneinheit „Bruch oder Weide“ wäre sicherlich korrekt. Andererseits ginge dadurch auch wertvolle Information verloren: Unter der Berücksichtigung, daß sowohl in der Marsch, Geest als auch in der Löß-Börde die Weiden in den Feuchtgebieten lagen, ergeben sich aus der *Engelschen* Interpretation in diesen Landschaften keine Fehler. Hinter der Legendeneinheit „Bruch“ verbergen sich hier sowohl beweidete als auch unbeweidete Feuchtstandorte. Ähnliches gilt für Wälder: Die Frage, welche Bedeutung die Flächensignatur „breite Pinselstriche“ in Kombination mit der Waldsignatur (dichter Baumbestand) haben, wird weder bei *Hogrewe* (1773 und 1806) noch bei *Engel* (1978) oder *Bauer* (1993) geklärt. Nach dem am NLFb intensiv betriebenen Kartenstudium läßt sich mit ziemlicher Sicherheit sagen, daß Gebiete, in denen die Tiere in den Wald getrieben wurden, nicht als Weideflächen dargestellt wurden. Letzteres trifft nur für die entwaldeten Hudeflächen zu. Mit der Mischsignatur „breite Pinselstriche innerhalb der Holzungssignatur“ sind also in der Regel *Feuchtwälder* oder *feuchte Waldstandorte* angesprochen worden. Fehlerhaft kann die Interpretation „Bruch“ im Mittelgebirge werden, wo das Vieh sowohl auf feuchte Talstandorte als auch auf trockene Berghänge getrieben wurde.

Bei der Bearbeitung der farbig reproduzierten Karten am NLFb zeigten

sich dort schon zu Beginn der Arbeiten die oben angeführten Schwierigkeiten bei der Interpretation dieser Signatur(en). Es wurde dazu übergegangen, bei Mischsignaturen alle innerhalb einer Fläche vorkommenden Einzelsignaturen zu erfassen, also auf eine vorgeschaltete Klassifizierung im Sinne von „Feuchtflächen“ verzichtet. So wurde z. B. die Legendeneinheit „Bruch, Heide, Laubwald“ eingeführt, um bei Erkenntniszuwachs über die Bedeutung unterschiedlicher Signaturen eine relativ einfache Korrekturmöglichkeit der digital erfaßten Karten zu haben.

Für Karten des südniedersächsischen Raumes wird zur Vermeidung von Mißverständnissen am NLFb für die hier besprochene Signatur mit Ausnahme der Feuchtwälder die Legendeneinheit „Bruch oder Weide“ eingeführt.

3.2 Entzerrung

Schwierig ist auch die Entzerrung bei der ohne „moderne“ Triangulation aufgenommenen Kurhannoverschen Landesaufnahme. Die Verzerrung vieler Blätter dieses Kartenwerks, welches mehr als die Hälfte der Landesfläche Niedersachsens abdeckt, ist wesentlich größer, als bisher in der Literatur (vgl. *Engel* 1978: 25f.; *Kost* 1955: 119; *Seedorf* 1982: 414f.) angeführt. Die größten Fehler sind in unübersichtlichem und unzugänglichem Gelände, also im hohen Mittelgebirge (Harz) und in den Moorgebieten des Flachlandes gemacht worden. Das jeweilige Können des vermessenden Offiziers wirkt auf diese Aussage modifizierend, so daß es in schwierigerem Gelände auch genaue und in übersichtlichem Gelände auch sehr ungenaue Aufnahmen geben kann. Aus den unterschiedlichen Aufnahmequalitäten, aber auch aus unterschiedlicher Ansprache der aufzunehmenden Flächen können Blattranddiskontinuitäten innerhalb des Kartenwerks resultieren. Letztere werden bei unterschiedlicher Landnutzungsartansprache übernommen oder müssen bei Verzerrung ausgeglichen werden.

Die Einpassung der dargestellten Landnutzungsareale in die moderne TK 25 ist fast immer möglich. Hierbei müssen allerdings häufig Zusatzinformationen, z. B. jüngere topographische Karten wie die Preußische Landesaufnahme (1891–1912), seltener auch geo-

logische Karten herangezogen werden. Dieses Verfahren ist bei *Ostmann* (1993) bereits ausführlich anhand von zwei Beispielen aus dem Harz und der Hanoverschen Geest beschrieben worden und soll hier kurz an einem Beispiel aus der östlichen Lüneburger Heide, Blatt 73 Lüneburg der Kurhannoverschen Landesaufnahme (Abb. 3) und 2729 Scharnebeck der TK 25 (s. Abb. 4) erörtert werden.

Abbildung 5 zeigt die Lageabweichung der eingepaßten Landnutzungsareale von den 1774 kartierten Flächen. Als Paß „punkt“ wurde hierbei die Ortslage Horndorf (Breitenstein) gewählt. Die Einpassung des Vastorfer Holzes erfolgte mit Hilfe der Preußischen Landesaufnahme, Blatt Neetze (1901). Eine dort im Bereich des Vastorfer Holzes verzeichnete Gemeindegrenze spiegelt die Umrisse des Waldes zu einem großen Teil genau wieder und ist z. T. auch noch 1990 in der TK 25 vorhanden (s. Abb. 4).

Auch für die Einpassung der übrigen Flächen gibt die Preußische Landesaufnahme durch die dort verzeichnete Verteilung von Äckern, Heide und besonders Bruch, Moor, Sumpfbereichen, wie auch Wegenetz Hinweise auf deren korrekte Lage. So wurde z. B. der südliche Bereich der sichelförmigen Bruchfläche am linken Rand des Kartenausschnittes (Mitte) mit Hilfe eines 1901 verzeichneten Feuchtgebietes eingepaßt. Der nördliche Bereich der Bruchfläche (Bruch im Sinne von Feuchtfläche, s. Kap. 3.1) ist allerdings zu dieser Zeit unter Ackernutzung. Behielte man bei der Entzerrung die Originalgröße des kartierten Bruchgebietes bei, wäre der Abstand zu dem nördlich liegenden Wald größer als 1774 kartiert. Da die moderne TK 25 aber in diesem flachen Talschlußbereich wieder Wiese ausweist, drängt sich die Schlußfolgerung auf, daß die Feuchtfläche größer als in der Darstellung von 1774 war, und der Abstand zum Wald wird unter Vergrößerung der Fläche aufgrund dieser Indizien beibehalten.

Bei der Betrachtung des Abstandes zwischen Horndorf und dem Vastorfer Holz (Richtung NE-SW, Abb. 4 u. 5) fällt die Verringerung der Distanz in der entzerrten Darstellung auf. An diesem Beispiel wird deutlich, daß der Verzug der Kurhannoverschen Landesaufnahme nicht systematisch ist: Bei größeren Ver-

messungsfehlern haben die jeweiligen Offiziere die Fehler unterschiedlich ausgeglichen. Es kommt in solchen Bereichen sowohl eine vermittelnde Darstellung vor, d.h. der Fehler wird auf mehrere Flächen verteilt, als auch – und das ist häufiger der Fall – ein Fehlerausgleich über eine Fläche, wie in diesem Beispiel über den südwestlich von Horn-dorf liegenden Acker, der nur halb so groß gewesen sein kann, als er in der Karte erscheint. Bei solchen Fehlerausgleichungen durch die vermessenden Offiziere wurden unrealistische Flächengrößen und eigenwillige Flächenformen produziert. In diesen Bereichen bleibt bei der Entzerrung oft eine Restunsicherheit, die bei der Bearbeitung am NLFb in einem Informations-text, welcher zu jeder Karte (TK 25) angefertigt wird, schriftlich festgehalten wird.

4. Erläuterung zur Wald-darstellung

Die alten topographischen Karten im Maßstab 1:25 000 geben im Vergleich mit jüngeren und aktuellen Kartenwerken deutliche Hinweise darauf, wo für den Naturschutz wichtige Bereiche im 18. und 19. Jahrhundert vorhanden waren und sich z. T. heute noch befinden. Sie geben nur wenig Auskunft darüber, welcher Nutzung z. B. der Wald zwischenzeitlich unterworfen war. Zwar können ehemalige, z. B. in der Kurhan-noverschen Landesaufnahme verzeich-nete Laubwälder in der Preußischen Landesaufnahme (ca. 1900) als Nadel-wälder und in der modernen TK 25 als Mischwald ausgewiesen sein, aber selbst dann sind nur drei Momentauf-nahmen gegeben.

Wegen der individuell unterschiedlich gestalteten Kartenwerke und auch der Kartenblätter der Kurhannover-schen Landesaufnahme wird in der am NLFb erstellten Generallegende nicht zwischen dichtem und lockerem Baum-bestand differenziert. Eine saubere Klassifizierung ist hier nicht möglich. Auch der Zustand der Bestände (Hochwald, Niederwald, Kahlschläge) ist bei den in den Altkartenwerken ver-wendeten Signaturen nur selten zu er-kennen und wird nicht aufgenommen. Mit Ausnahme der Braunschweigischen Landesaufnahme (s. u.) ist in allen Kar-tenwerken zwischen Laub- und Nadel-

holz differenziert. Wie sauber diese Dif-ferenzierung bei der Kurhannover-schen Landesaufnahme erfolgte, ist nicht sicher. *Denecke* (1984) weist in sei-nen Erläuterungen zu Blatt 160 Mün-den der Kurhannoverschen Landesauf-nahme darauf hin, daß einige in den herrschaftlichen Forsten bereits vor-handene Fichtenaufforstungen nicht aufgenommen worden sind.

Wie bereits angeführt, werden am NLFb Mischsignaturen wie z. B. „Hol-zung – Heide“ erfaßt, die auf einen lok-keren Baumbestand hinweisen. Außer-dem wird die Differenzierung Laub-, Nadel-, Mischwald und Büsche über-nommen, wenn diese in den Altkarten vorgenommen worden ist.

Die Neubearbeitung der Braun-schweigischen Landesaufnahme, die Karte des Landes Braunschweig im 18. Jahrhundert, enthält an Bestandsarten Laubwald, Nadelwald, Mischwald und Buschwerk. Den flächenmäßig weitaus größten Anteil nimmt aber als Beson-derheit gegenüber den übrigen Karten-werken die Legendeneinheit „Wald mit unbekanntem Bestand“ ein. Bei den zur letztgenannten Einheit gehörenden Flächen ist die Landnutzungs- und Le-bensraumart im Innern der Wälder un-klar: Größere Bergwälder, die in der Neuausgabe mit der oben angeführten Signatur belegt wurden, sind von der Braunschweigischen Landesvermessung nicht erfaßt worden. Kartiert wurden lediglich die äußeren Grenzen und manchmal noch Eintragungen im Wald-randbereich (s. *Kleinau, Penners* und *Vorthmann* 1956: 5). Nach *Seedorf* (1982: 416) dürften diese Wälder des Berglands auch Blößen, Waldwiesen und -äcker enthalten haben. Berück-sichtigt man andererseits, daß die in den Wäldern angelegten Kämpfe häufig schnell wieder aufgegeben worden sind, sagt auch ein in der Kurhannover-schen Landesaufnahme verzeichneter Waldacker nichts über dessen Bestands-dauer aus.

5. Autokartographische Ausgabe der gespeicherten Daten

Für die graphische Reproduktion der gespeicherten Daten können in beliebi-gen Ausgabemaßstäben sogenannte Graphik-Meta-Files erzeugt werden, die anschließend auf einem automati-schen Zeichengerät ausgegeben wer-

den können. Die erwähnten Darstel-lungsprogramme ermöglichen ein wei-tes Spektrum kombinierbarer, karto-graphischer Darstellungsformen, z. B.

- Grenzlinienentwürfe mit Flächeneinschreibungen
- Flächendarstellungen mittels Schraf-furen, Signaturen und Vollfarbe
- Farbdifferenzierung verschiedener Linientypen
- frei plazierbare Texteinschreibun-gen etc.

Es können farbige und schwarz-weiße Auszeichnungen von Liniengra-phiken (z. B. zu Kontrollzwecken) wie auch vollfarbige Flächendarstellungen erzeugt werden.

6. Literatur

- Denecke, D.*, 1984: Münden und Umge-bung im Jahre 1785. Erläuterungen zum Blatt 160 der Kurhannover-schen Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts.
- Eckelmann, W.*, 1980: Plaggenesche aus Sanden, Schluffen und Lehmen so-wie Oberflächenveränderungen als Folge der Plaggenwirtschaft in den Landschaften des Landkreises Os-nabrück. – *Geol. Jb.*, F10: 95 S., 27 Abb., 3 Tab., 10 Taf., Hannover.
- Engel, F.*, 1978: Die Kurhannoversche Landesaufnahme des 18. Jahrhun-derts. – *Veröff. Hist. Komm. Nieders. Bremen*, 26, 2. Aufl.: 29 S., Hanno-ver.
- Gerardy, Th.*, 1955: Die Triangulation des Königreichs Hannover durch C. F. Gauß (1821–1844). – In: *Nieder-sächsische Vermessungs- und Kata-sterverwaltung* (Hrsg.): C. F. Gauß und die Landesvermessung in Nie-dersachsen: 83–114. Hannover (Nie-dersächsisches Landesvermessungs-amt).
- Harms, O.*, 1961: Die amtliche Topogra-phonie in Oldenburg und ihre karto-graphischen Ergebnisse. Teil 1: Die Landesvermessung von 1781. – *Ol-denb. Jb.* 60: 1–38, Oldenburg.
- Hogrewe, J. L.*, 1773: Praktische Anwei-sung zur topographischen Vermes-sung eines ganzen Landes. – Hanno-ver und Leipzig: 159 S. [Niedersäch-sische Landesbibliothek Hannover].
- Hogrewe, J. L.*, 1806: Theoretischer und praktischer Unterricht zur topogra-phischen Aufnahme oder Vermes-sung eines ganzen Landes. – Hanno-

- ver [Niedersächsische Landesbibliothek Hannover].
- Kleinau, H., Penners, Th., Vorthmann, A.*, 1956: Historische Karte des Landes Braunschweig im 18. Jahrhundert. Erläuterungen in historischer und technischer Sicht. – Veröff. Hist. Komm. Nieders. Bremen, 23: 13 S., Hildesheim [zugleich abgedruckt im Nieders. Jb. für Landesgeschichte 28, 1956].
- Kleinn, H.*, 1976/77: Die Reproduktion der Landesvermessung des Fürstbistums Osnabrück (1784–1790) von J.W. Du Plat. – Westf. Forsch. 28: 181–184. Münster.
- Kost, W.*, 1955: Zur topographischen Kartographie im niedersächsischen Raum von 1764–1863. – In: *Niedersächsische Vermessungs- und Katasterverwaltung* (Hrsg.): C. F. Gauß und die Landesvermessung in Niedersachsen: 115–140. Hannover (Niedersächs. Landesvermessungsamt).
- Ostmann, U.*, 1993: Die Übernahme der historischen Landnutzungsarten aus Karten des 18. und 19. Jahrhunderts in das Niedersächsische Bodeninformationssystem. – Geol. Jb., F 27, 145–183, 11 Abb., 2 Tab.; Hannover.
- Schnath, G.*, 1963: Die ältesten topographischen Landesaufnahmen und Flurvermessungen in Niedersachsen. Stand und Fortgang ihrer neuzeitlichen Wiedergabe. – N. Arch. Nieders. 12 (Kurt-Brüning-Gedächtnisschrift): 94–103, Göttingen.
- Schnath, G.*, 1968: Die Kurhannoversche Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts und ihre Kartenwerke. – In: *Schnath, G.*: Ausgewählte Beiträge zur Landesgeschichte Niedersachsens, 258–279, Hildesheim.
- Seedorf, H.*, 1982: Der Wert historisch-topographischer Karten für die Landeskunde in Niedersachsen. – N. Arch. Nieders. 31, 4: 408–423, Göttingen.

Anschrift der Verfasserin

Dipl.-Geogr. Ulrike Ostmann
Niedersächsisches Landesamt
für Bodenforschung
Stilleweg 2
30655 Hannover

Die Geschichte des historisch alten Waldes „Oberhaverbecker Holz“ im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide in den letzten 250 Jahren

von Holger Tempel*

1. Einleitung

Seit der neolithischen Revolution, als die bodengebundene Wirtschaftsweise einsetzte, prägte der Mensch entscheidend die Landschaft in Mitteleuropa. Durch die seitdem zunehmende Siedlungs- und Anbautätigkeit büßte die natürliche, nahezu geschlossene und in der norddeutschen Tiefebene von Laubbäumen geprägte Waldlandschaft immer mehr an Fläche ein (*Pott* 1992).

Im heutigen Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ war der Höhepunkt der Waldreduzierung im 19. Jahrhundert erreicht (*Pelzer* 1975). Zur Zeit der Kurhannoverschen Landesaufnahme von 1776 war der Wald mit einem Anteil von 6 % an der Gesamtfläche nur noch inselartig auf den besseren Böden (meist mittlere und reichere Geschie-

belehme) vorhanden (siehe Abb. 1). Infolge der standortbedingten höheren Regenerationsfähigkeit konnten die Wälder dort den mannigfaltigen anthropogenen und anthropozoogenen Eingriffen widerstehen. Dominierender Landschaftsbestandteil war 1776 die Heide mit einem Anteil von 77 %. Stellenweise war diese aufgrund von Übernutzung dermaßen devastiert worden, daß es große Sandflächen gab, die immerhin fast 4 % der Fläche ausmachten. Bis 1850 reduzierte sich der Waldanteil zugunsten der Heide auf 5 %. Danach setzten gewaltige Aufforstungen ein, die das Landschaftsbild entscheidend veränderten. 1899 hatte der Wald, der überwiegend aus Nadelholz bestand, mit 43 % fast die Flächengröße der Heide erreicht. Bis 1960 war der Waldanteil bis auf 65 % angewachsen (*Pelzer* 1975). Das Landschaftsbild hatte sich entscheidend gewandelt. Aus einer Heidelandschaft war eine Waldlandschaft entstanden.

Die Wälder erlitten seit dem Neolithikum nicht nur quantitative Veränderungen, sondern der Mensch veränderte auch qualitativ ihre floristischen und physiognomischen Strukturen. So gibt es in Norddeutschland keine unbeeinflussten, natürlichen Wälder mehr. Sie sind je nach Art, Intensität und Dauer der Einwirkungen und je nach eigener Regenerationsfähigkeit mehr oder weniger anthropogen überformt worden (*Pott* 1990).

Im folgenden wird nun mittels der Angaben der auffindbaren archivalischen Unterlagen die Geschichte eines historisch alten Waldes im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ in den letzten 250 Jahre dargestellt.

2. Waldgeschichtliche Materialien

Die waldgeschichtlichen Informationen wurden für die Zeit vor 1860 vor allem aus Archivalien gewonnen, die im Niedersächsischen Hauptstaatsarchiv Hannover (NSA) vorliegen. Um 1860 wurde das zuständige Forstamt Sellhorn gegründet. Seitdem wurden als Grundlage für die längerfristige forstliche Planung 1860, 1879, 1897, 1922, 1928, 1935, 1959, 1971, 1978 und 1988 in Forsteinrichtungen umfassende Bestandsaufnahmen durchgeführt. Diese Unterlagen einschließlich einer Forstamtschronik (seit 1870) sind fast vollständig im Forstamt Sellhorn vorhanden.

* Auszug aus einer Diplomarbeit am Geographischen Institut und am Institut für Geobotanik der Universität Hannover.



Abb. 1. Das Oberhaverbecker Holz und seine Umgebung im Jahre 1776 (Ausschnitt aus der Kurhannoversche Landesaufnahme, Blatt 76 Bispingen, Maßstab 1:25000).

3. Lage und Naturraumausstattung

Das zum Forstamt Sellhorn gehörende, heute rund 80 ha große Oberhaverbecker Holz liegt 2,5 km SSW von Wilsede im Südosten des Naturschutzge-

bietes „Lüneburger Heide“ (siehe Abb. 2).

Das Gelände steigt von ca. 90 m Höhe im Südosten auf 135 m Höhe im Nordwesten an und ist dem saalezeitlichen Höhenpleistozän zuzuordnen (Lüttig 1988). Entsprechend bilden größtenteils reiche Geschiebelehme

das Substrat. Stellenweise sind sie von Geschiebedecksanden überlagert. Hinsichtlich der Wasserversorgung sind die Böden größtenteils als frisch bis nachhaltig frisch einzustufen. Sie sind überwiegend schwach pseudovergleyt. Bodentypologisch haben sich je nach Feuchtigkeit und Substrat mehr oder weniger podsolierte, schwach pseudovergleyte Braunerden ausgebildet.

Das Klima auf dem Höhenpleistozän ist kühl-feucht ausgeprägt. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 860 mm (Niederschlagsstation Sellhorn), die mittlere Jahrestemperatur bei 8,0°C (Hanstein und Sturm 1986).

Als heutige potentielle natürliche Vegetation wird für das Oberhaverbecker Holz überwiegend ein Drahtschmielen-Buchenwald (*Avenello-Fagetum*) angenommen (Jahn 1986).

4. Die Geschichte des Oberhaverbecker Holzes bis 1828

Das Oberhaverbecker Holz war rechtlich gesehen ein königlicher Interes-



Abb. 2. Das Oberhaverbecker Holz und seine Umgebung im Jahre 1990 (Ausschnitt aus der Topographische Karte 1: 25000, Nr. 2825 Behringen, 1991).

sentenforst. Der Wald war zwar im landesherrlichen Besitz, wodurch er besonders geschützt war, aber die Bewohner der umliegenden Dörfer waren zur Weide- und Mastnutzung berechtigt¹. Ferner durften die Berechtigten auch ihr „notdürftiges“ Nutz- und Bauholz nach vorheriger Anweisung daraus entnehmen. Auch stand ihnen die freie Nutzung des „Leseholzes“ und teilweise die Nutzung des „Weichholzes“ zu, womit ihr Bedarf an Brennholz für den Hausbrand gedeckt wurde². Überdies waren sie zum Plaggenhieb innerhalb der Wälder berechtigt³. Dagegen hatte der Landesherr die freie, zunächst uneingeschränkte Holznutzung inne.

Das Oberhaverbecker Holz gehörte zu den „Haverbecker und Undeloh Holzungen“. Die früheste bisher aufgefundene Beschreibung dieser Holzungen stammt aus dem Jahre 1649⁴. Danach werden die Holzungen als „hohe harte Eichen- und Buchenholtzer“, welche „in unterschiedlichen Öhrter“ zerstreut liegen, beschrieben. Demzufolge gab es zu dieser Zeit schon keine großen, zusammenhängenden Waldgebiete mehr. Der Wald war durch starke Übernutzung bis auf Restflächen zurückgedrängt worden.

Erstmals konkret beschrieben wurde das Oberhaverbecker Holz im Zuge der Forstbereitung des Jahres 1744: „Oben an der Höhe heraus, stehet nur einzelne Buchen- und etwas Eichen-Holtz von 2. 3. bis 4 Spann (ca. 15,5 cm, 23 cm, 31 cm Durchmesser; d. V.) stark, herunterwärts aber nach der Heide zu, findet sich horstweise junges Buchen und Eichen Holtz, welches letztere vom Stamm ausgeschlagen. Sonst sind in dieser Holtzung viele bloße Plätze, worauf nur weniger verbissener Buchen- und Eichenaufschlag⁵ vorhanden, ...“.⁶ Die Holzung war demnach stark devastiert. Nur im Nordwesten waren noch wenige ältere und stärkere Bäume vorhanden. Die übrigen verlichteten Flächen wiesen überhaupt keine stärkeren Bäume mehr auf, hier lagen teilweise niederwaldartige Strukturen vor (Eichen-Stockausschlag).

Der 1744 vorhandene Holzvorrat betrug maximal 23 m³ pro Hektar (Tempel 1993). Im Staatsforst Sellhorn liegt heute der Normalvorrat je ha bei gemischten Eichen-Buchenbeständen je nach Umtriebszeit und Bodengüte bei

rund 150 bis 200 fm bzw. m³. 1744 waren demnach maximal 15 % des heutigen durchschnittlichen Holzvorrates pro Hektar vorhanden.

Die Holzung wies auch für die damaligen Verhältnisse in der Region einen besonders schlechten Zustand auf, denn der durchschnittliche Holzvorrat der aus 20 Forstorten bestehenden „Haverbecker und Undeloh Holzungen“ war 1744 rund dreimal so groß wie der des Oberhaverbecker Holzes (Tempel 1993).

Die damalige außerordentlich schlechte Beschaffenheit des Oberhaverbecker Holzes ist neben der üblichen Übernutzung auf spezielle Umstände zurückzuführen. Nach der Kurhannoverschen Karte von 1776 (Abb. 1) gab es zu dieser Zeit in und rings um diesen Wald viele Äcker. Die zu deren Düngung benötigten Plaggen wurden aufgrund ihres hohen Gewichtes in nächster Nähe gewonnen (Pelzer 1975). Daneben deuten die zwei auf einer Karte aus dem Jahre 1823⁷ innerhalb der Holzung eingezeichneten Schafställe, die sicherlich schon länger vorhanden waren, auf einen besonders intensiven Plaggenhieb und eine starke Streunutzung im Oberhaverbecker Holz hin, wodurch der Wald stark geschädigt wurde.

Die Heidschnucken wurden für die Nacht immer in die Schafkoben getrieben (Kremser 1990). Selbst wenn anzunehmen ist, daß die Bauern mehrere Schafkoben besaßen und nicht jeden täglich benutzten, wurde deren Umgebung durch an- und abziehende Herden regelmäßig äußerst stark verbissen.

Als Hauptursache für den trostlosen Zustand des Oberhaverbecker Holzes machte die Forstbereitschaftskommission von 1744 jedoch die außergewöhnlich hohen Holzdiebstähle verantwortlich. Sie befürchtete, „daß wann die starke Holz-Dieberey, welche dem Augenschein nach in diesem ganzen Orte sehr überhand genommen, nicht verhindert würde, derselbe zu einer völligen Holzblöße werden würde“⁸.

Aber auch in der Folgezeit wurde wiederholt berichtet, daß die Bewohner von Oberhaverbeck „enorme Holzverwüstungen“ im Oberhaverbecker Holz ausgeübt hätten, obwohl mehrmals harte Strafen ausgesprochen wurden⁹. Durch die wiederholten Holz-

diebstähle war der Wald dermaßen verwüstet worden, daß man 1746 „keinen einzigen Stam der 1 1/2 Fuess im Durchschnitt“ (= Umfang von 43,8 cm = Durchmesser von 13,9 cm!, d. V.) hielt, mehr darin finden konnte¹⁰. Das Oberhaverbecker Holz war also größtenteils zum Busch degradiert worden. Samenbäume waren zu dieser Zeit nicht mehr vorhanden.

¹ Verzeichnis der Holtzungen und Gehege im Amt Winsen von 1649 (NSA, Celle Br. 64, Nr. 13 und Celle Br. 61, Nr. 783).

² Laut „Beschreibung der Amtsforsten nach der Forstbereitung 1744“ (NSA, Hann. 76a, Nr. 981 und Hann. 74 Winsen/L., Nr. 2386) und bezüglich des Leseholzes auch nach dem Generalteilungsrezeß (Fußnote 3).

Leseholz: Holz, welches auf natürlichem Wege, meist durch Vertrocknung oder Windfall, vom Stamm abgebrochen ist und infolgedessen nur aufgenommen zu werden brauchte.

Als *Hartholz* galten früher bloß Buchen und Eichen. Alle übrigen Baumarten wurden als *Weichhölzer* bezeichnet. Dazu gehörten neben den Laubholzarten (Birken, Erlen, Weiden, Pappeln, Hainbuchen u. a.) auch die Nadelhölzer (Fichten, Kiefern u. a.) (Borchers und Schmidt 1973).

³ Rezeß über die Generalteilung der Interessentenforsten von Undeloh und Haverbeck vom 25. 8. 1828 (NSA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 3516).

⁴ Verzeichnis der Holtzungen und Gehege im Amt Winsen von 1649 (NSA, Celle Br. 64, Nr. 13 und Celle Br. 61, Nr. 783).

⁵ *Aufschlag* nennt man im Gegensatz zu Anflug die aus schwerem ungeflügelten Samen natürlich entstandenen Baumpflanzen (Kremser 1990).

⁶ „Beschreibung der Amtsforsten nach der Forstbereitung 1744“ (NSA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 2386 und Hann. 76a, Nr. 981).

⁷ „Karte der Königlichen Interessentenforsten des Undeloher Forstbeganges im Amte Winsen an der Luhe, Forstinspektion Borstel“, 1823 (NSA, 32n Undeloh/1–2m; Forstamt).

⁸ „Beschreibung der Amtsforsten nach der Forstbereitung 1744“ (NSA, Hann. 76a, Nr. 981 und Hann. 74 Winsen/L., Nr. 2386).

⁹ Holdiebstähle in den Gemeinden Ober- und Niederhaverbeck 1731–1754 (NSA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 2367).

¹⁰ Bericht des Amtes Winsen an die Königliche Cammer vom 18ten Febr. 1746 (NSA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 2367).

Wahrscheinlich wurde die erste Nadelholzkultur der „Undeloher und Haverbecker Holzungen“ Mitte des 18. Jahrhunderts im Oberhaverbecker Holz angelegt, da dieser Forstort einen besonders schlechten Zustand aufwies. Hier stand auf königlichem Forstgrund eine größere nicht oder nur äußerst schlecht bestockte Fläche zur Verfügung, die aufgrund des Fehlens von Samenbäumen in absehbarer Zeit mit Hilfe von Naturverjüngung nicht mehr instand zu setzen war. Diese „Tannen-Besaamung“ wurde 1772 in einem Bereisungsbericht über die Wälder der Lüneburger Heide ausdrücklich als gutes, für die Nachkommen nützliches Beispiel hervorgehoben¹¹. Sie wäre „im beßten Stand“, war vergrößert worden und sollte laut der Forstbesichtigungsmotata von 1773¹² da, „wo das Terrain zu Anziehung des harten Laubholzes nicht geschickt ist“, noch weiter ausgedehnt werden.

Ferner wurde 1773 geschildert, daß durch einen Brand ein beträchtlicher Teil des Waldes angegriffen worden war. Da gleichzeitig über den guten Zustand der im Süden liegenden „Tannen-Besaamung“ berichtet wurde, mußte das Feuer in den Laubwaldbeständen im Norden des Oberhaverbecker Holzes gewütet haben. Normalerweise sind Laubwälder nicht sehr feuergefährdet, aber die hier vorhandenen sehr devastierten Bestände waren so hochgradig mit trockenem Heide-



**die übrigen
Undeloher und Haverbecker Holzungen**
(zusammen ca. 293 ha)

Oberhaverbecker Holz
(ca. 84 ha)

Abb. 3. Die Flächenanteile der Bestandstypen des Oberhaverbecker Holzes und der übrigen „Undeloher und Haverbecker Holzungen“ im Jahre 1823. (Datenquellen: 1. „Karte der Königlichen Interessentenforsten des Undeloher Forstbeganges im Amte Winsen an der Luhe, Forstinspektion Borstel, 1823“; NSA, 32n Undeloh/1–2m. – 2. „Vermess-Register der bei der Theilung der Undeloher Interessenten Forsten von der a. g. Herrschaft zur privaten Benutzung acquirirten Reviere“, aufgestellt im Juli 1827; NSA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 3516)

kraut durchsetzt, daß die Brandgefahr hoch war.

1823 wurde das Oberhaverbecker Holz wie auch die anderen „Haverbecker und Undeloher Holzungen“ exakt vermessen und erstmals bestandsweise kartiert¹³. Danach war das Oberhaverbecker Holz mit einer Gesamtgröße von 110 ha der bei weitem größte Forstort der „Haverbecker und Undeloher Holzungen“. Der hohe Blößenanteil von über 20% weist nochmals auf den schlechten Zustand des Waldes hin. Allerdings wird aus den Altersangaben – überwiegend 60–90jährige Hochwaldbestände – ersichtlich, daß sich die bestockt gebliebenen Flächen in den vorausgegangenen Jahrzehnten erholt hatten.

Aus dem oben beschriebenen, Mitte des 18. Jahrhunderts vorhandenen Busch hatte sich zumindest wieder ein lichter Wald entwickelt. In dieser Pionierphase der Waldentwicklung war die anspruchslosere Lichtbaumart Eiche gegenüber der Buche begünstigt. Entsprechend nahmen 1823 in dem Wald Eichenreinbestände und Eichen-Buchen-Mischbestände einen hohen Anteil an der Bestockung ein (siehe Abb. 3). Während im Oberhaverbecker Holz nur auf 22% der Fläche Buchen-Reinbeständen stockten, herrschten in den übrigen „Undeloher und Haverbecker Holzungen“ die Buchenreinbestände mit einem Anteil von 56% vor.

5. Die Entwicklung nach der Generalteilung von 1828

Bei der 1828 abgeschlossenen Generalteilung der „Undeloher und Haverbecker Interessentenforsten“ fielen dem Staat 71% des Oberhaverbecker Holzes zu¹⁴. Einschließlich der zur Abrundung aus der Gemeinheit zugelegten Heideflächen betrug die Gesamtfläche rund 80 ha, wovon 80% bewaldet und 20% Blößen waren¹⁵. Um die Besitzverhältnisse deutlich zu machen und den Hirten die Weidegrenzen aufzuzeigen, wurden die Grenzen des Gebietes, wie zu jener Zeit üblich, mit Wall und Graben gekennzeichnet. Auf dieser von allen Berechtigungen befreiten Fläche hatte nun der Staat die alleinige Nutzungs- und Verfügungsgewalt. Ab diesem Zeitpunkt war das wesentliche Ziel der Bewirtschaftung die Holzproduktion im Rahmen einer geregelten Forstwirtschaft. Die diesem Ziel entgegenstehenden Waldnutzungsformen, wie Weide-, Mast-, Plaggen- und Streunutzung, wurden nicht mehr betrieben.

5.1 Der Neuaufbau des Waldes (1828–1878)

Eine halbe Waldgeneration vor den eigentlichen Heideaufforstungen konnte der Staat mit dem Wiederaufbau des Oberhaverbecker Holzes beginnen. Die

¹¹ Protokoll vom 20. 10. 1772 über die Bereisung der Wälder im Bereich der heutigen Forstämter Buschewald, Sellhorn, ehem. Garlstorf, Raubcammer und Lüneburg (Archiv des Forstamtes).

¹² Forstbesichtigungsmotata im Amte Winsen an der Luhe vom Jahre 1773 (Forstamt und NSA, Foto 3, PI/206).

¹³ „Karte der Königlichen Interessentenforsten des Undeloher Forstbeganges im Amte Winsen an der Luhe, Forstinspektion Borstel“, 1823 (NSA, 32n Undeloh/1–2m; Forstamt).

¹⁴ Generalteilung der Interessentenforsten von Undeloh und Haverbeck vom 25. 8. 1828 (NSA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 3516).

¹⁵ „Vermess-Register der bei der Theilung der Undeloher Interessenten Forsten von der a. g. Herrschaft zur privaten Benutzung acquirirten Reviere“, aufgestellt im Juli 1827 (NSA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 3516).

am stärksten devastierten Laubwaldbestände wurden abgetrieben und diese wie auch die vorhandenen Blößen zunächst mit reiner Kiefer und dann mit Kiefern-Fichten-Mischkulturen aufgeforstet. Von 1823 bis 1878 wurden 71,6% (= 57,4 ha) des Waldes hauptsächlich mit Nadelholz neu aufgeforstet oder verjüngt. Dieses ist die entscheidende Ursache für die in Abbildung 4 dargestellten Veränderungen der Flächenanteile der Baumarten. Das Waldbild hatte sich gravierend gewandelt. Aus einem vorwiegend mit sehr lichtem Laubholz bestandenen und von vielen Blößen durchsetzten Wald wurde ein größtenteils von jungen Nadelholzbeständen geprägter Forst.

5.2 Entwicklung von 1878 bis 1922

In Abbildung 4 sind für diesen Zeitraum keine einschneidenden Veränderungen zu beobachten. Es wurden zwar im größeren Umfang Buchenaltbestände verjüngt, aber der Flächenanteil der Laubbäume verringerte sich nur geringfügig. Jedoch gab es nach dem 1922 auf-

gestellten Betriebswerk kaum noch reine Laubholzbestände (nur auf knapp 8% der Fläche), statt dessen überwiegend Laubholz-Nadelholz-Mischbestände. Diese Entwicklung beruhte auf folgende Ursachen:

- Ergänzung von Laubholznaturverjüngungen mit Fichten,
- Fichtenanflug in Laubholzkulturen und Altbeständen,
- Förderung von Eichen in den Nadelholzbeständen durch Freistellungen,
- Unterbau der älteren Kiefernbestände mit Buchen und Eichen.

5.3 Das Geschehen im Oberhaverbecker Holz zwischen den Weltkriegen

Die Entwicklung von 1922 bis zum 2. Weltkrieg war durch die starke Reduzierung des Kiefernanteils und durch den Anstieg des Fichtenanteils an der Gesamtfläche gekennzeichnet (siehe Abb. 4). Ferner erreichten erstmals „andere“ Baumarten einen wesentlichen Anteil (ca. 4%). Hier hinter verbirgt sich vor allem die Europäische Lärche, die auf Saumschlägen in die

alten Kiefern-Fichtenbestände eingebracht wurde. Entsprechend den Auflagen der inzwischen geltenden Naturschutzgebietsverordnung und den Richtlinien der Dauerwaldidee wurden während dieses Zeitraumes bis auf schmale Saumschläge keine Kahlschläge durchgeführt, sondern die Nutzung erfolgte einzelstammweise. Dabei wurden vorwiegend über 80-jährigen Kiefern, die ihre Aufgabe als Pionierbäume erfüllt hatten, aus den Mischbeständen herausgeschlagen. Gleichzeitig wuchsen in den Kiefern-Fichten-Mischbeständen die angefliegenen Fichtennaturverjüngungen in den Hauptbestand hinein.

Der Laubholzanteil konnte im Sinne des Naturschutzes leicht gesteigert werden, indem innerhalb der Mischbestände die Laubbäume gefördert wurden.

5.4 Die Entwicklung vom 2. Weltkrieg bis 1971

Nach dem 2. Weltkrieg kam es zur Abkehr von der Dauerwaldidee wieder hin zur Kahlschlagswirtschaft. Bis 1971 wurden über 36% der Bestände des Oberhaverbecker Holzes abgetrieben und neu kultiviert. Der Flächenanteil der vor 1828 und in der Wiederaufbauperiode (1828–1878) begründeten Bestände reduzierte sich auf unter 50%.

Obwohl auch Buchen im größeren Maßstab angebaut wurden, erfuhren in dieser Periode vor allen Dingen Fichten sowie die beiden schnellwachsenden fremdländischen Baumarten Japanische Lärche (*Larix kämpferi*) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) eine besonders starke Förderung (in Abb. 4 unter „Andere“). Kiefern wurden stark zurückgedrängt. Nach Nutzung von Fichten-Kiefern-Mischbeständen wurden Anfang der 50er Jahre Nadelholz-mischbestände und Nadelholz-Laubholz-mischbestände, in denen die Fichte sich gut behauptete bzw. ausbreitete, und in den 60er Jahren vor allem Fichtenreinbestände begründet.

Ferner setzten sich in den Fichten-Kiefernaltbeständen mit zunehmendem Alter die Fichten gegenüber den Kiefern durch. Die Fichte konnte ihren Flächenanteil in den verbliebenen Beständen der Wiederaufbauperiode (1828–1878) bis 1971 um weit über die Hälfte steigern. Zudem kam es überall

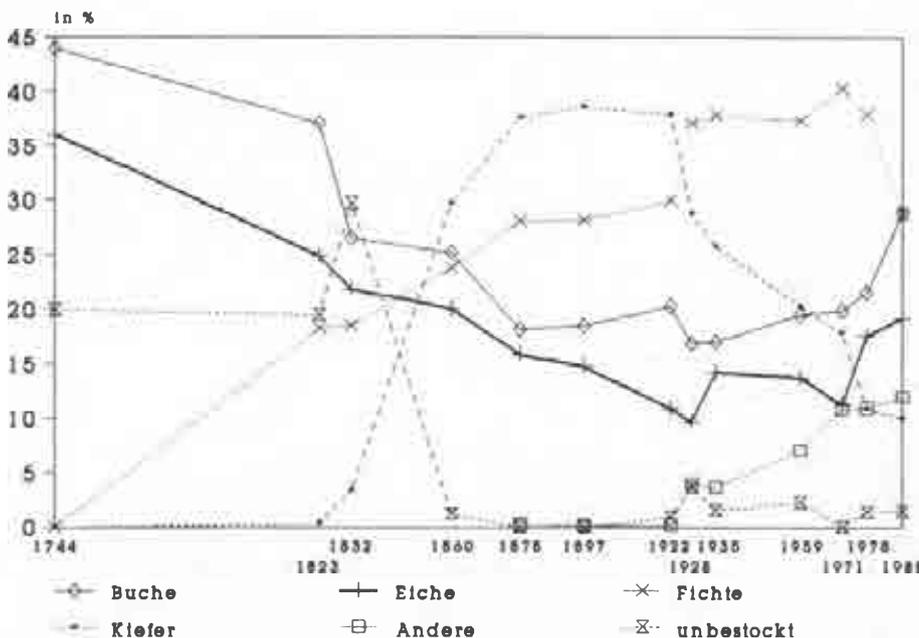


Abb. 4. Die Entwicklung der Flächenanteile der Baumarten im Oberhaverbecker Holz in den letzten 250 Jahren. (Datenquellen: 1. „Beschreibung der Amtsforsten nach der Forstbereitung 1744“; NSA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 2386 u. Hann. 76a, Nr. 981. – 2. „Karte der Königlichen Interessentenforsten des Undelohor Forstbeganges im Amte Winsen an der Luhe, Forstinspektion Borstel, 1823“; NSA, 32n Undeloh/1–2m. – 3. „Tabellarische Übersicht der vermessenen und unvermessenen Forsten des Bremenschen Ober-Forst-Departements, aufgestellt nach Ämtern anno 1832“; NSA, Hann. 76a Nr. 563. – 4. Vorbericht zur Forsteinrichtung von 1860 und Forsteinrichtungswerke von 1879, 1897, 1922, 1928, 1935, 1959, 1971, 1978, 1988)

dort, wo es die Lichtverhältnisse zuließen, zu Fichtennaturverjüngungen, die damals meistens toleriert wurden.

1971 erreichte die Fichte mit einem Anteil von über 40 % an der Gesamtfläche des Oberhaverbecker Holzes ihre maximale Verbreitung (Abb. 4). In der Hälfte aller Bestände des Oberhaverbecker Holzes herrschte die Fichte vor. Außerdem war sie in fast allen anderen Beständen mit einem Anteil von mindestens 10 % an der Baumschicht beteiligt. Überdies war diese Schattbaumart nahezu überall im Unterwuchs vorhanden. Da sie weitgehend vom Wild gemieden wurde, hatte sie sich trotz des hohen Wildbestandes gut verjüngen können, zumal der konkurrierende Buchennachwuchs stark verbissen wurde.

Aus dem im 18. Jahrhundert stark devastierten Laubwald entstand über das Stadium eines von Kiefern beherrschten Forstes (2. Hälfte des 19. Jahrhunderts und Anfang des 20. Jahrhunderts) bis 1971 ein von Fichten geprägter Wirtschaftswald. Das Laubholz (Eiche und Buche) hatte nur noch einen Flächenanteil von etwas über 30 % und war vorwiegend in Mischung mit Nadelholz zu finden.

5.5 Die Phase des Waldumbaus (seit 1972)

Durch den Orkan 1972 wurde im Oberhaverbecker Holz der größte Teil der ca. 100 bis 140jährigen Nadelholzbestände der Wiederaufbauperiode vernichtet oder so stark geschädigt, daß sie in der Folge weiteren Kalamitäten (z. B. Sturm 1976) nicht mehr standhalten konnten. Der Anteil der Bestände der Wiederaufbauperiode (1828–1878) sank von 42 % (1971) auf nur noch 17,5 %. Fast 20 % der Gesamtfläche wurde in den letzten 20 Jahren neu kultiviert. Entsprechend den neuen waldbaulichen Zielvorstellungen erfolgte die Wiederaufforstung verstärkt mit Laubholz, neben der Buche auch mit Eiche. Da zudem in den verbliebenen Altbeständen zugunsten des Laubholzes eingegriffen wurde, hatten 1988 erstmals seit der Generalteilung im Jahre 1828 Bestände mit führendem Laubholz einen höheren Flächenanteil als die Bestände mit vorherrschendem Nadelholz. Entsprechend stieg der ideale Flächenanteil von Buche und

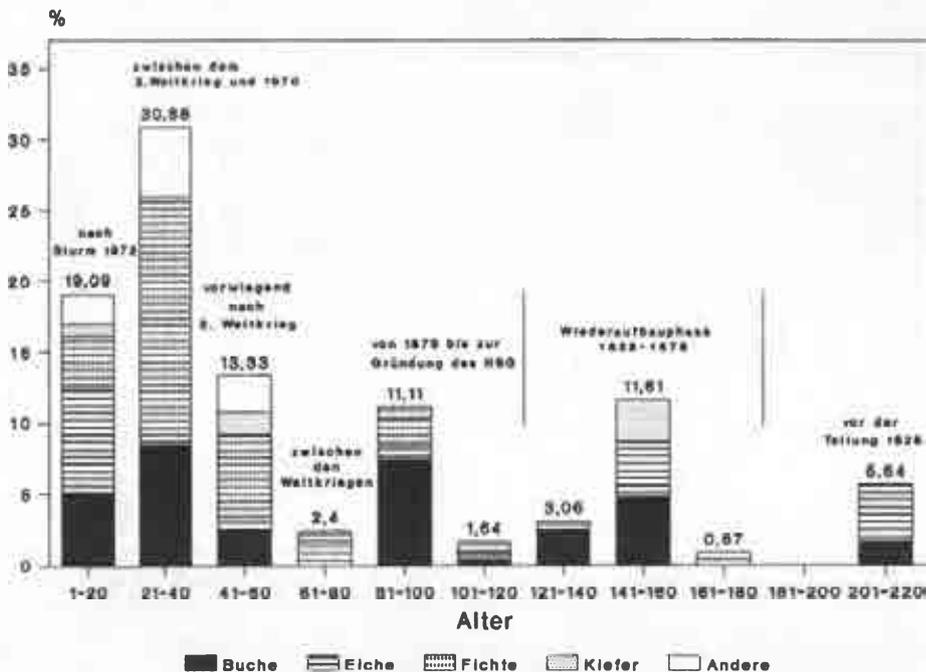


Abb. 5. Der Altersaufbau und die jeweiligen Flächenanteile der Baumarten des Oberhaverbecker Holzes im Jahre 1992. (Datenquelle: Angaben des Betriebswerks 1988 in Verbindung mit Kartierung 1992)

Eiche an der Gesamtfläche des Oberhaverbecker Holzes auf zusammen fast 50 % (Abb. 4). Nach 160 Jahren war die Buche mit einem Anteil von ca. 29 % knapp vor der Fichte wieder die führende Baumart des Oberhaverbecker Holzes.

Der Altersaufbau des Oberhaverbecker Holzes im Jahre 1992 spiegelt die in den vorangehenden Kapiteln aufgezeigten Ereignisse wider (Abb. 5).

6. Betrachtung eines ca. 220jährigen Eichen-Buchen-Bestandes

1992 waren nur noch auf knapp 6 % der Fläche des Waldes Bestände vorhanden, die schon vor der Generalteilung von 1828 existierten. Es handelt sich hauptsächlich um die Abteilung 34b, einen 4 ha großen Mischbestand aus vorherrschenden ca. 220jährigen Eichen (*Quercus petraea*) und eingemischten, gleichalten Buchen (*Fagus sylvatica*).

Der relativ weite Stand, die häufig tief angesetzten breiten Kronen, Verwachsungen, die für das Alter verhältnismäßig geringe Dicke der Bäume und das Vorhandensein vieler Eichen deuten auf einen in der Entstehungsphase des Bestandes hohen Waldverwüstungsgrad hin. Dabei dürften die Eichen aufgrund ihrer höheren vegetati-

ven Regenerationsfähigkeit wesentlichen Anteil an der Vegetation gehabt haben und so bei nachlassender Nutzung gegenüber den Buchen im Vorteil gewesen sein. Zudem waren die Buchen beim Wiederaufbau in diesem offenen Busch mit den stark durch Plaggennutzung devastierten Böden gegenüber den anspruchsloseren Eichen entscheidend benachteiligt. Erst mit zunehmendem Bestandesschlus und steigender Regeneration der Böden wuchs die Konkurrenzfähigkeit der Buche gegenüber der Eiche. Wie die folgenden Ausführungen belegen, griff der Mensch jedoch immer wieder in diesen natürlichen Sukzessionsablauf zugunsten der Eiche ein.

Aus der buschförmigen Bestockung hatte sich bis 1823 ein Buchen-Eichen-Mischbestand entwickelt. Dieser nahm 1823 eine Fläche von über 38,5 ha ein. Der Bestand war sehr licht und schlechtwüchsig. Infolgedessen wurde er nach der Generalteilung von 1828 größtenteils abgetrieben. Erhalten blieben vorläufig nur die am besten bestockte Fläche, rund 17 ha. Aber auch der von Buchen dominierte Restbestand war in einem so schlechten Zustand, daß er nach der Wiederbestockung der übrigen Flächen des Oberhaverbecker Holzes verjüngt werden

sollte. In den folgenden Jahren erfolgten zur Förderung der Naturverjüngung von Ost nach West fortschreitende Lichtschläge. Dabei wurden die stark schattenden Buchen in einem wesentlich stärkeren Umfang als die Eichen eingeschlagen (Abb. 6), so daß sich das Mischungsverhältnis zu Gunsten der Eiche veränderte (Abb. 7). In den aufkommenden Buchenverjüngungen wurden Eichen durch Heisterpflanzungen eingesprengt.

1922 und 1959 wurden bereits verjüngte Bereiche von der bisherigen Wirtschaftsfigur als eigene Unterabteilungen abgetrennt. In dem jeweils verbliebenen Altbestand wurde die Eiche gefördert. Bei den bis 1962 erfolgten Einschlägen wurden mehr Buchen als Eichen entnommen (siehe Abb. 6). Aus Naturschutzgründen nahm das Forstamt Anfang der 70er Jahre den verbliebenen Restbestand faktisch aus der Nutzung. Ein normaler Einschlag des alten Laubholzes fand nicht mehr statt. Aber eingedrungene Nadelhölzer, im wesentlichen die im niederschlagsreichen Klima der Hohen Heide begünstigte Fichte, wurden mehrfach entfernt. Da sie fast ausschließlich im Bereich der weniger stark schattenden Eichen in den Kronenraum aufwuchsen, führte die Entfernung der Fichten zu einer relativen Erhöhung des Mischungsanteils der Eiche (siehe Abb. 7).

Heute dominiert die Traubeneiche mit einem Flächenanteil von über 60% in der Baumschicht. Buchen sind stamm- und truppweise eingemischt, stellenweise bedrängen sie die Eichen.

Die Ausbildung eines Unterstandes war und ist hier aufgrund des hohen Eichenanteils grundsätzlich möglich. Eine zweite Baumschicht ist aber nicht vorhanden, da zum einen ein Aufwachsen von Laubholz durch Wildverbiß verhindert wurde und zum anderen die unter den Eichen aufgewachsenen Nadelhölzer entfernt wurden. Da der Wilddruck in den letzten Jahren reduziert wurde, sind neben Fichten vor allen Dingen viele Buchen in der Verjüngungsschicht zu finden. Die Buchenjungepflanzen bilden oft geschlossene Herden, welche sich kranzförmig um die von der Krone der Mutterpflanze beschattete Fläche gruppieren. Eichennachwuchs tritt infolge des Wildverbisses nur in geringem Umfang auf.

Die Geschichte dieses Altbestandes

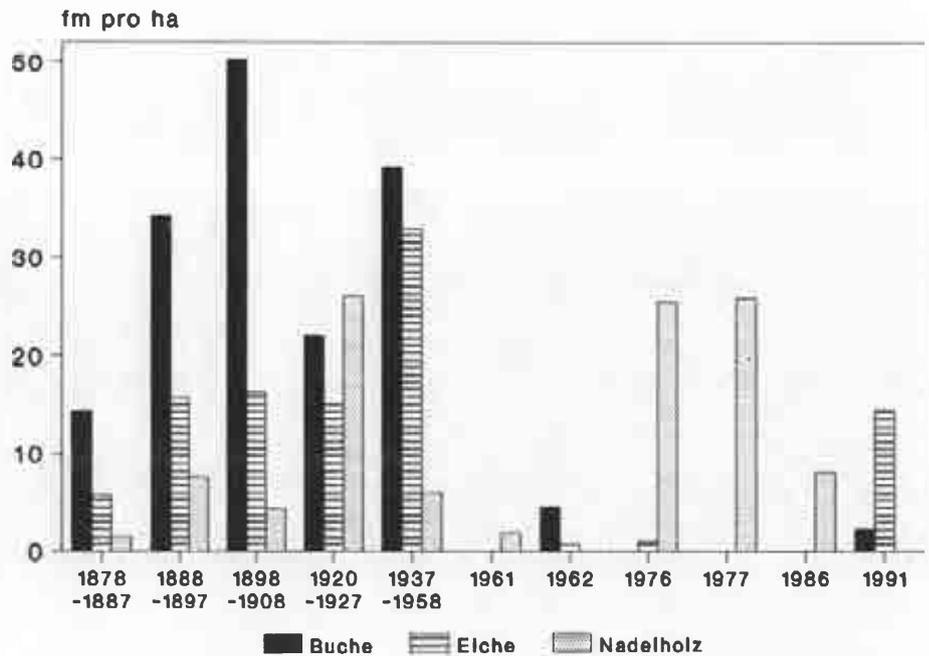


Abb. 6. Holzschläge im Buchen-Eichen-Altbestand des Oberhaverbecker Holzes. (Datenquellen: Betriebswerke 1878, 1897, 1922, 1928, 1935, 1959, 1971, 1978, 1988 und Zwischenprüfung 1887 u. 1908)

zeigt deutlich, daß an diesem Ort die Traubeneiche mindestens seit Ende des letzten Jahrhunderts massiv durch den Menschen gefördert wurde. Ohne dessen Eingreifen wäre die Eiche sowohl von den gleichaltrigen Buchen als auch von den aufgrund des Wilddruckes ein-

zig nachwachsenden Fichten größtenteils ausgeschaltet worden.

Bei einer zukünftig ungestörten Entwicklung würde sich dieser Buchen-Eichenwald in Richtung eines Drahtschmielen-Buchenwaldes entwickeln, wie er schon auf gleichem Standorttyp

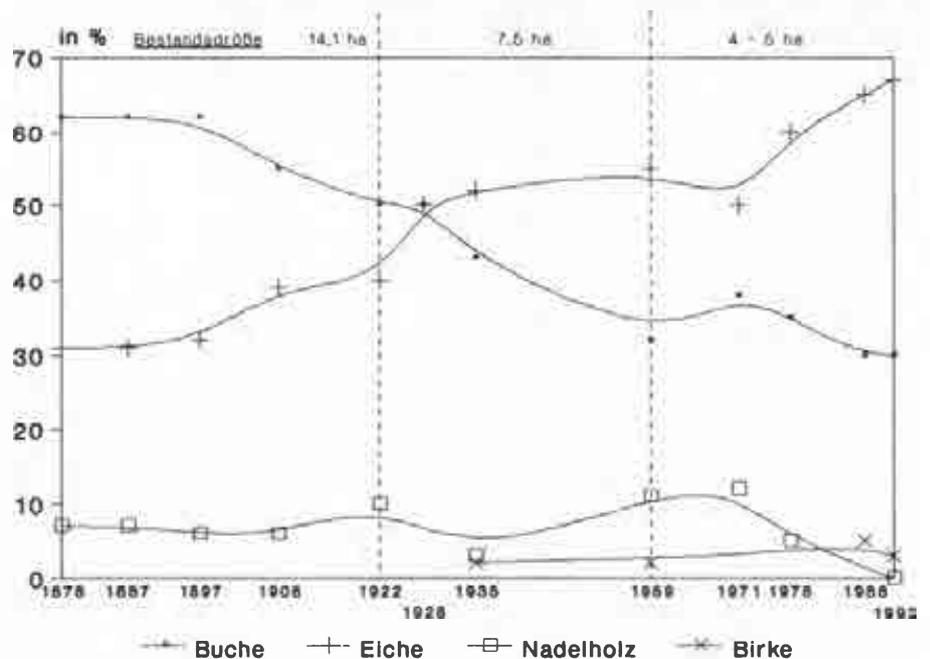


Abb. 7. Die Entwicklung des Mischungsverhältnisses im Buchen-Eichen-Altbestand des Oberhaverbecker Holzes (Abt. 34b). (Datenquellen: Betriebswerke 1878, 1897, 1922, 1928, 1935, 1959, 1971, 1978, 1988 und Zwischenprüfung 1887 u. 1908)

im benachbarten „Heimbucher Holz“ ausgebildet ist. Allerdings werden sich besonders die truppweise zusammenstehenden Alteichen nun der starken Konkurrenz der gleichalten Buchen erwehren können, denn die Buchen haben im Gegensatz zu den Eichen ihr natürliches Höchstalter (200–300 Jahre) fast erreicht und werden daher in den nächsten Jahrzehnten absterben. Die nachwachsenden Buchen, die sich aufgrund des verminderten Wilddruckes entwickeln, werden jedoch langfristig aus dem Unterstand in den Kronenraum der Alteichen eindringen und diese verdrängen. Nach den Beobachtungen im Forstamt Sellhorn könnten nur einige ebenfalls schattenertragende Fichten mit den Buchen zusammen aufwachsen (Hanstein und Sturm 1986), da sie im Unterwuchs in der Jugend sehr starke Wuchsleistungen zeigen und ein allen anderen Baumarten überlegenes Höhenwachstum aufweisen (Leuschner 1993). Allerdings dürfte langfristig ihr Anteil an der Verjüngungsschicht geringer werden, denn die Fichte ist nicht so schattentolerant wie die Buche (Röhrig und Bartsch 1992). Die Konkurrenzkraft der Fichte gegenüber der Buche vermindert sich um so mehr, je geschlossener und damit lichtundurchlässiger der Schirm der älteren Bäume wird. In der Baumschicht kann das starke Höhenwachstum der Fichte zum Verhängnis werden, weil dadurch ihre aufgrund des verhältnismäßig flachen Wurzelsystems und des ganzjährigen dichten Nadelkleides ohnehin erhöhte Sturmanfälligkeit noch zusätzlich gesteigert wird. Somit würde sich langfristig der Fichtenanteil in dem Buchenwald reduzieren.

7. Zusammenfassung

Aus der Geschichte des Oberhaverbecker Holzes wird deutlich, daß dieser historisch alte Wald im Laufe der letzten 250 Jahre mehrfach deutliche Veränderungen seiner Struktur durchgemacht hat. Mit der Veränderung der Waldstruktur erfuhren auch die Biozönosen eine Veränderung.

Dieser heute als „historisch alter Wald“ bezeichnete ehemalige Königliche Interessentenforst war zeitweilig dermaßen degradiert, daß er keinen

Waldcharakter mehr aufwies, sondern eher einem lichten Busch glich. Der Boden des Oberhaverbecker Holzes wurde überall durch Plaggenhieb, Streunutzung, Bodenbearbeitung und künstliche Lichtstellung in seiner Entwicklung stark gestört und verändert, so daß er nicht mehr als ein gewachsener alter Waldboden bezeichnet werden kann. Der Höhepunkt der Devastierung des Oberhaverbecker Holzes war Mitte des 18. Jahrhunderts erreicht. Anschließend kam es unter dem Einfluß der Forstbereitung von 1744 (siehe auch Schade 1961) und der sich häufenden Inspektionsreisen (so z.B. 1771, 1772, 1773) zu einer langsamen Verbesserung des Zustandes der Holzung.

Aus dem stark devastierten Wald entstand nach Aufgabe der Waldnebennutzungen und dem Einsetzen der geregelten Forstwirtschaft (1828) in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts ein von Kiefern beherrschter Forst. Anschließend entwickelte sich ein hauptsächlich von Fichten geprägter Wirtschaftswald (Mitte des 20. Jahrhunderts). Seit Anfang der 70er Jahre mit den neuen waldbaulichen Zielen im niedersächsischen Staatswald wird die Fichte zunehmend zugunsten der Laubhölzer reduziert.

Bei der Betrachtung eines ca. 220jährigen Buchen-Eichen-Mischbestandes konnte gezeigt werden, daß der heute noch vorhandene hohe Anteil der Eichen rein anthropogen bedingt ist. Auf den reichen Geschiebeleihen sind Buche und auch Fichte den Eichen in der Schlußwaldphase bei ungestörter Entwicklung überlegen.

8. Literatur

Borchers, K., Schmidt, K., 1973: Nachweis der Herkunft für die derzeitigen Kiefernorkommen im nördlichen Niedersachsen (= Aus dem Walde 21), Hannover: 422 S.

Hanstein, U., Sturm, K., 1986: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide (= Aus dem Walde 40), Hannover: 195 S.

Jahn, G., 1985: Zum Nadelbaumanteil an der potentiellen natürlichen Vegetation der Lüneburger Heide. – Tuexenia 5: 377–389, Göttingen.

Jahn, G., 1986: Die natürliche Vegetation. – In: Hanstein, U., Sturm, K., 1986: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide (= Aus dem Walde 40), 18–30, Hannover.

Kremser, W., 1990: Niedersächsische Forstgeschichte. Rotenburg/Wümme: 965 S.

Leuschner, Ch., 1993: Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). – Phytocoenologia 22, im Druck.

Lüttig, G., 1988: Neues zur Geologie um Wilseder Berg und Totengrund. – Verhandlungen Naturwissenschaftlicher Verein N. F. 30: 489–504, Hamburg.

Peltzer, H., 1975: Untersuchung zur Entwicklung des Landschaftsbildes im Naturpark Lüneburger Heide. – Institut für Landespflege und Naturschutz Hannover, unveröffentlicht, 69 S.

Pott, R., 1990: Veränderungen von Waldlandschaften unter dem Einfluß des Menschen. – NNA-Berichte 3: 3, 117–131, Schneverdingen.

Pott, R., 1992: Die Entwicklung der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands unter dem Einfluß des Menschen. – Uni Hannover, 19, 1, 348, Hannover.

Röhrig, E., Bartsch, N., 1992: Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen. – In: Dengler, A.: Waldbau auf ökologischer Grundlage, Band 1, 6. Aufl. Hamburg, Berlin: 350 S.

Schade, G., 1961: Untersuchungen zur Forstgeschichte des alten Amtes Winsen an der Luhe. – Diss. Forstl. Fak. Univ. Göttingen: 179 S.

Tempel, H., 1993, unveröffentlicht: Die Waldentwicklung der zentralen Lüneburger Heide in den letzten 250 Jahren – dargestellt am Beispiel des Staatsforstes Sellhorn. – Dipl.-Arbeit, Geogr. Institut u. Institut für Geobotanik, Universität Hannover: 116 S.

Anschrift des Verfassers

Holger Tempel
Ferdinand-Schultz-Straße 4
19055 Schwerin

Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenartenschutz

von Dietmar Zacharias

1. Einleitung

Das Vorkommen einer Pflanze an einem bestimmten Wuchsort zu einem bestimmten Zeitpunkt ist immer an zwei Grundvoraussetzungen gebunden: erstens hat die Pflanze auf irgendeinem Weg den Wuchsort erreicht, und zweitens konnte sie sich hier bis zu dem besagten Zeitpunkt behaupten. So selbstverständlich diese Tatsache auch sein mag, werden die sich hieraus zwangsläufig ergebenden Folgerungen häufig nicht ausreichend gewürdigt. Will man das Potential an Arten und Lebensgemeinschaften in einem Naturraum sichern, so muß die hierfür notwendige Spanne an Standortbedingungen, in Kulturlandschaften auch an bestimmten Nutzungsformen, so erhalten bzw. gefördert werden, daß Arten und Lebensgemeinschaften kontinuierliche Überlebensmöglichkeiten haben.

Für Biozönosen, die sich durch eine sehr geringe räumliche Mobilität und Etablierungsfähigkeit auszeichnen, ist eine Wiederausbreitung und Regeneration nach Zerstörung der Populationen und des Standortes trotz Schaffung günstiger Ausgangsbedingungen häufig gar nicht oder nur über sehr lange Zeiträume möglich (s. z. B. *Kaule* 1991, *Riecken* 1992). Dies betrifft in besonderem Maße Wälder der Region, deren biotisches Potential sich im Zuge der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung in Jahrtausenden eingestellt hat, und gilt nicht nur für tropische Regenwälder, deren Artenschwund durch Nutzung der Primärwälder ausführlich belegt ist.

Untersuchungen zur Bedeutung des Alters von Waldstandorten für die sie besiedelnde Lebewelt haben insbesondere in Großbritannien eine längere

Tradition, deren Ergebnisse *Peterken* (1993) zusammen mit Schlußfolgerungen für den Waldnaturschutz in umfassender Form zusammengestellt hat (s. a. seinen Beitrag in diesem Heft). Aus Polen liegen zu diesem Thema umfassendere Arbeiten von *Dzwonko* (1989), *Dzwonko* und *Loster* (1988, 1989) und aus Belgien von *Hermy* und *Stieperaere* (1981) und *Hermy* (1989) vor. In Deutschland haben sich bisher nur wenige Autoren ausführlich mit der Bedeutung alter Waldstandorte beschäftigt (vgl. *Wulf* 1992, 1993). Eingehender ist aus Nordwestdeutschland die Bedeutung der Waldnutzungsformen für Flora und Vegetation belegt (*Pott* und *Hüppe* 1991). Die verschiedenen Arbeiten sind in diesem Tagungsband wiedergegeben bzw. zitiert und werden daher an dieser Stelle nicht wiederholt aufgelistet.

Für Wälder alter Waldstandorte, die nach Hinweisen aus historischen Karten, Bestandesbeschreibungen oder aufgrund sonstiger Indizien mindestens seit mehreren hundert Jahren kontinuierlich existieren, findet der Begriff „historisch alte Wälder“ zunehmend Verwendung. Dieser ist dem englischen Terminus „ancient woodlands“ angelehnt, der sowohl primäre Waldflächen, die nie anderweitig genutzt wurden, als auch vor 1600 begründete Sekundärwälder einschließt. Für Deutschland reichen annähernd flächendeckende historische Kartenwerke nur bis in das 18. Jahrhundert zurück, so daß auf deren Basis die Existenz vieler Wälder in der Regel nur ab diesem Zeitraum zu belegen ist (*Ostmann* 1993). Es dürfte sich aber bei den allermeisten Waldgebieten, die bereits auf den ältesten Karten dargestellt sind, um Primärwälder handeln, da diese vielfach land-

wirtschaftlich kaum nutzbare Standorte besiedelten oder herrschaftliche Bannwälder waren (vgl. *Pott* und *Hüppe* 1991). Einer mehr oder weniger intensiven Nutzung unterlagen jedoch auch diese. Es handelt sich somit auch bei diesen Primärwäldern nicht um unberührte Urwälder. Die Wälder auf ehemaligen Acker- oder Grünlandstandorten werden im folgenden als Sekundärwälder bezeichnet.

Die heutigen Wälder im nördlichen Harzvorland Niedersachsens besiedeln überwiegend alte Waldstandorte, für die keine zwischenzeitliche Nutzung als Acker oder Grünland (im weitesten Sinne) belegt ist. Dies gilt insbesondere für alle größeren Waldgebiete. Flora und Waldvegetation von 44 historisch alten Wäldern des nördlichen Harzvorlandes Niedersachsens mit einer Flächengröße von 9,3 bis 8579 ha sind bei *Zacharias* (1993a) dargestellt. Aus dieser Arbeit sind die wichtigsten Aussagen über Verbreitung und Häufigkeit der waldspezifischen Gefäßpflanzenarten alter Waldgebiete und die hieraus zu ziehenden Schlußfolgerungen weiter unten zusammengefaßt.

Aufbauend auf die Untersuchungen von *Zacharias* (1993a) wurden in 1993 elf jüngere Sekundärwälder floristisch untersucht und deren Bestand an Gefäßpflanzen mit demjenigen der Wälder alter Waldstandorte verglichen. Da die Sekundärwälder nur Flächengrößen von 2 bis 158 ha aufweisen, wurden diese den elf kleinsten der historisch alten Wälder gegenübergestellt (Tab. 1, Abb. 1). Beide Gruppen bedecken annähernd dieselbe Waldfläche, so daß ein Einfluß der Flächengröße auf den Artenreichtum und das Artenpotential ausgeschlossen werden kann. Die Spanne der Standortbedingungen der miteinander verglichenen Waldgebiete weist große Übereinstimmungen auf.

Ziel dieser neueren Untersuchungen ist es,

1. die Bedeutung der Erhaltung alter Waldstandorte für den Naturschutz an einem Regionalbeispiel zu belegen,
2. Indikatorarten für alte Waldstandorte zu ermitteln,
3. das floristische Potential von jüngeren Sekundärwäldern zu ermitteln und hierauf aufbauend
4. die Zeiträume für die Wiederbesiedlung von Sekundärwäldern mit

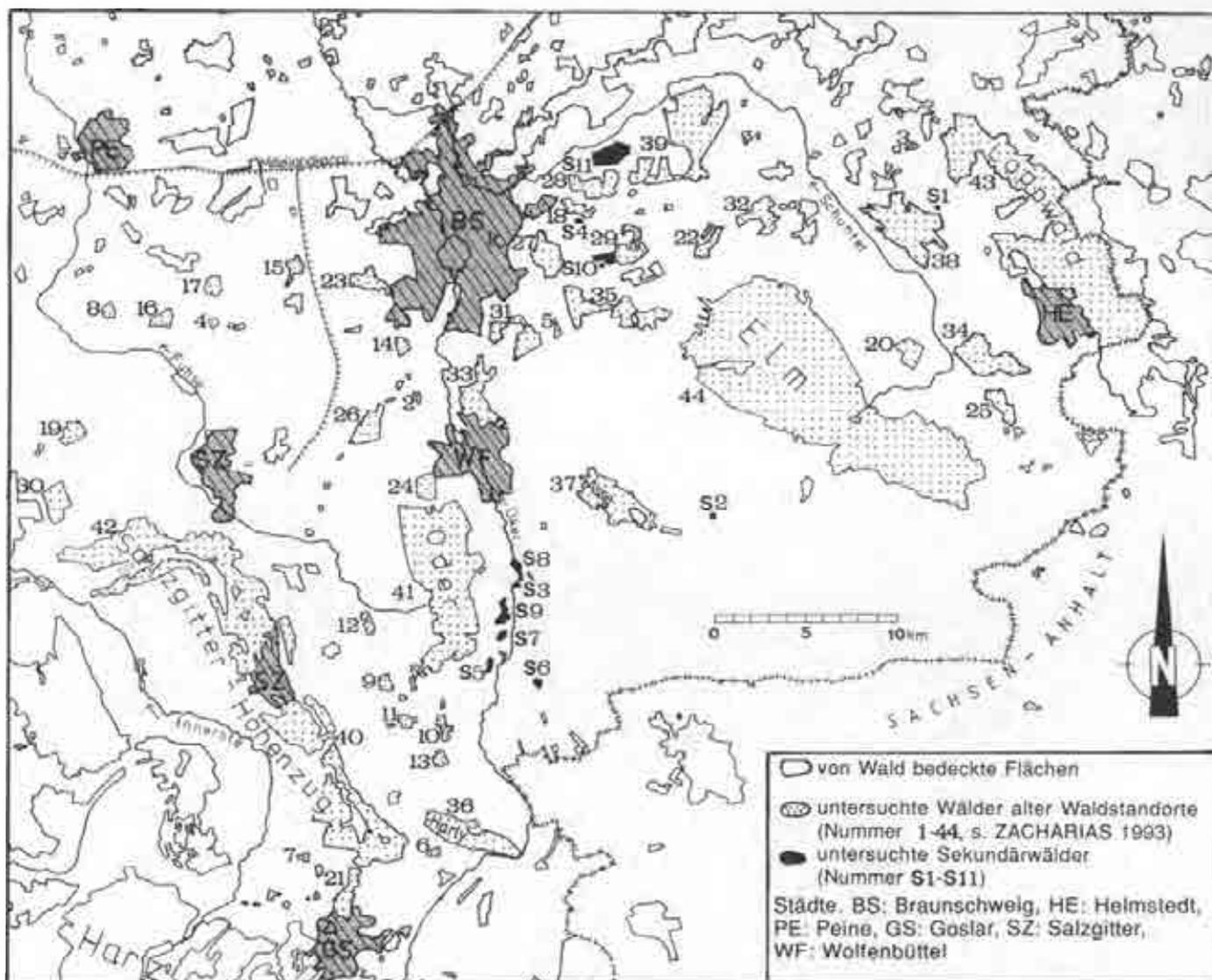


Abb. 1. Lage der untersuchten Waldgebiete im nördlichen Harzvorland Niedersachsens.

waldspezifischen Gefäßpflanzenarten zu ermitteln bzw. abzuschätzen, 5. Schlußfolgerungen für den Naturschutz zu ziehen.

2. Untersuchungsgebiet und Methode

2.1 Lage und natürliche Grundlagen des Untersuchungsgebietes

Die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes im nördlichen Harzvorland Niedersachsens ist in Abbildung 1 wiedergegeben. Es liegt im Übergangsbereich der atlantisch beeinflussten nordwestdeutschen Tiefebene zum subkontinentalen mitteldeutschen Trockengebiet und weist insgesamt eine deutliche Wärmetönung auf (Klima-Atlas von

Niedersachsen 1964, Görges 1969). Diese Sonderstellung spiegelt sich auch im floristischen Inventar wider (Brandes 1978). Das Gebiet umfaßt die forstlichen Wuchsbezirke der nordwestdeutschen Berglandschwelle (Otto 1991) unter Einschluß des östlichen unteren Weser-Leine-Berglandes. Die naturräumlichen Einheiten sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Mesozoische und känozoische Ablagerungen, die vor allem in Mulden von bis zu mehrere Meter mächtigen Lößlehmauflagen überdeckt sind, prägen das colline (ca. 75–323 m ü. NN) Gebiet. Neben geologisch vielfältigen Schmalsätteln sind vor allem die Breitsättel kontinuierlich waldbedeckt gewesen. Sekundärwälder wurden überwiegend im Bereich von Auenablage-

rungen der Oker in den letzten hundert Jahren begründet (vgl. Tab. 1, Abb. 1). Die wichtigsten Bodentypen sind Parabraunerden, Braunerden und Schwarzerden, Pseudogleye und Gleye bzw. Pelosole sowie Rendzinen.

Das nördliche Harzvorland gehört zu einem alten Siedlungsgebiet. Die ältesten Spuren dauerhafter Wohnbauten der Linienbandkeramiker, also von ackerbaureibenden Menschen, werden auf 5500 v. Chr. datiert (Hässler 1991). Heute bestimmen große Ackerflächen das Landschaftsbild, das durch die bewaldeten Kuppen sowie Bach- und Flußläufe gegliedert ist. Man kann davon ausgehen, daß viele der heutigen Waldflächen seit Jahrhunderten voneinander isoliert sind. Die Waldentwicklung und Waldnutzung im nördli-

Tab. 1. Auflistung der miteinander verglichenen 11 Sekundärwälder und 11 Wälder alter Waldstandorte mit Angaben zur Größe, Sippenzahl (Anzahl der 278 Sippen, deren Vorkommen in jedem Waldgebiet überprüft wurde), Naturraum und Geologie

Ifd. Nr.	Bezeichnung des Waldgebietes	Fläche (ha)	Anzahl Sippen	Naturraum-Nr.	Geologie											Entfernung zum nächsten Waldstandort (km)	Jahr der ersten Darstellung in einer Karte (Darstellung in heutiger Flächenausdehnung)
					s	m	k	j	kr	qf	ql	Tb	qL	f			
Sekundärwälder																	
S 1	Wald N des Dorm an der Straße Rennau-Barmke	2,0	44	624	.	.	G	0,4	1957 (1957)
S 2	Wald E der Asse am Wildental	5,0	29	512	k	k	1,8	1956 (1966)
S 3	Wald E Dorstadt	6,7	42	624	G	.	2,1	1901 (1906)
S 4	Wald S des Schapener Forstes	9,5	42	512	.	.	.	(k)	.	G	.	(k)	.	.	.	0,1	1900 (1900)
S 5	Wald S Heiningen	13,0	39	511	(k)	.	.	(k)	G	.	0,9	1901 (1966)
S 6	Wald bei Tempelhof	18,0	20	512	G	.	3,7	1901 (1950)
S 7	Wald E bei Heiningen	20,5	43	512	G	.	1,1	1901 (1901)
S 8	Wald W Hedwigsburg	22,5	30	512	k	.	.	.	G	.	1,5	1901 (1974)
S 9	Wald S Dorstadt	36,0	33	512	G	.	1,0	1901 (1901)
S 10	Wald W der Straße Cremlingen-Hordorf am Destedter Gutsforst	47,0	75	512	G	0,0!	1900 (1900)
S 11	Wald am Heidberg E Wendhausen	158,0	74	624	k	k	0,5	1900 (1900)
Wälder alter Waldstandorte																	
1	Nußberg, Stadt Braunschweig	9,3	75	624	G	k	k
2	Thieder Lindenbergr	14,8	107	512	k	k	(k)
3	Ahmstorfer Holz	18,8	104	624	.	.	G	.	.	.	k
4	Wald W Bodenstedt	25,0	67	520	G	.	.	.
5	Lagholz bei Hötzum	26,1	113	512	.	.	k	.	k	G	.	.	.
6	Heiligenholz bei Immenrode	30,4	99	510	k	k	.	.	.	k	k	.	.
7	Nordheß	31,3	101	379	G	k	.	.	.
8	Groß-Lafferder Holz	45,5	91	520	k	G	.	.	.
9	Warneholz	48,7	100	510	k	G	k	.	.
10	Wald N und S Buchladen	60,7	103	510	(k)	.	k	.	.	G	.	.	.
11	Meiersberg N Neuenkirchen	63,1	99	510	k	G	(k)	.	.

Die geologischen Formationen mit dem jeweils größten Flächenanteil sind durch ein „G“, die kleinflächiger auftretenden durch ein „k“ und die lediglich punktuell austreichenden durch ein „(k)“ gekennzeichnet. Geologische Angaben (nach Look 1984):

s = Buntsandstein	kr = Kreide	Tb = Beckenton des Pleistozän
m = Muschelkalk	qf = Sande und Kiese des Pleistozän	qL = Löß incl. pleistozänen Fließerden mit hohem Lößanteil
k = Keuper	ql = Geschiebelehm, -mergel des Pleistozän	f = Auenablagerungen des Quartär
j = Jura		

Das gesamte Untersuchungsgebiet wird bei neueren Übersichten dem Berg- und Hügelland angeschlossen (vgl. Abgrenzung Berg- und Hügelland gegenüber Tief- bzw. Flachland bei Garve 1993, siehe auch Görge 1969. Naturräumliche Einheiten nach Meynen und Schmithüsen (1957–1961):

379 Innerstebergland	512 Ostbraunschweigisches Hügelland
510 Harzburger Harzvorland	520 Braunschweig-Hildesheimer Lößbörde
511 Großes Bruch	624 Ostbraunschweigisches Flachland

chen Harzvorland ist bei Zacharias (1993a) dargestellt.

Die waldbedeckte Fläche im nördlichen Harzvorland Niedersachsens besteht zu mehr als 95 % aus Wäldern alter Waldstandorte. Diese sind laubholz-

dominiert und weisen große naturnahe Bereiche auf. Neben Rotbuchenwäldern (Carici-Fagetum, Hordelymo-, Galio odorati- und Luzulo-Fagetum) bestimmen Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder in einer weiten standörtlichen

Spanne das Bild. Erlen-Eschen-(Eichen-)wälder und Eichen-Hainbuchenwälder sind auf Feucht- und Naßstandorten aspektbildend. Die Sekundärwälder weisen insbesondere Bestände von Esche (*Fraxinus excelsior*), Pappel (*Populus*)

pulus nigra hyb.), Fichte (*Picea abies*) und Stiel-Eiche (*Quercus robur*) auf. Naturnähere Bestände, die den Traubenkirschen-Eschenwäldern floristisch und strukturell nahestehen, sind vor allem in den Sekundärwäldern des Okertales anzutreffen. Viele Sekundärwälder sind sehr strauchreich und weisen eine flächendeckende krautige Vegetation nitrophiler Saumarten auf. Neben der Großen Brennessel (*Urtica dioica*) sind *Aegopodium podagraria*, *Lamium maculatum*, *Glechoma hederacea* und andere Nitrophyten stetig vertreten.

Die 44 historisch alten Waldgebiete sind bereits in den ältesten flächendeckenden Kartenwerken der Region (Historische Karte des Landes Braunschweig 1746–1784, Kurhannoversche Landesaufnahme 1764–1786, s.a. *Ostmann* 1993) und seitdem kontinuierlich als Wälder dargestellt. Die allermeisten Sekundärwälder sind erstmalig in den topographischen Karten der Preußischen Landesaufnahme (herausgegeben 1900 und 1901) auf Flächen verzeichnet, die in älteren Karten Acker- oder Grünlandsignaturen aufwiesen. Sie dürften vor ca. 100 Jahren begründet worden sein (vgl. Tab. 1).

2.2 Methoden

Die floristische Kartierung von Gefäßpflanzen in den Wäldern alter Waldstandorte wurde im wesentlichen in den Jahren 1987–1990 durchgeführt (*Zacharias* 1993a). Erfasst wurde in jedem der 44 Waldgebiete eine Auswahl von Sippen, die regional eine mehr oder weniger deutliche Bindung an Wälder zeigen bzw. durch ein häufiges Auftreten in diesen ausgezeichnet sind. Hierin eingeschlossen sind neben allen Gehölzen die krautigen Waldarten der Querco-Fagetea sowie die der Schlagfluren (Epilobietea) und Säume (Trifolio-Geranietea, Auswahl der Galio-Calystegietalia mit Schwerpunkt im Alliarion). Gehölze, die im Gebiet rezent ausschließlich auf synanthrope Vorkommen zurückgehen (z.B. *Syringa vulgaris*, *Alnus incana*), blieben unberücksichtigt.

Weiterhin ist das Auftreten einiger Trennarten der Waldgesellschaften notiert: *Cardamine amara*, *Crepis paludosa*, *Holcus mollis*, *Phyteuma nigrum*, *Primula veris*, *Ranunculus tuberosus*, *Vaccinium myrtillus* u.a. Die aus-

gewählten Sippen weisen regional eine Habitatbindung oder doch zumindest eine gewisse Präferenz für Wälder einschließlich des Waldrandes auf. Insgesamt konnten 278 der berücksichtigten Sippen für die untersuchten Wälder durch eigene Geländeuntersuchungen ergänzt durch Vorinformationen bestätigt werden (*Zacharias* 1993a). 1993 wurde zusätzlich der Gesamtartenbestand an Gefäßpflanzen in 11 jüngeren Sekundärwäldern im Rahmen von Kartierungen der Fachbehörde für Naturschutz erfaßt. Bei der Darstellung und Auswertung wird jedoch nur das Auftreten von Arten aus der Gruppe der 278 waldspezifischen Arten berücksichtigt.

Für jedes der 55 Waldgebiete wurde eine eigene Florenliste erstellt. Hierbei sind auch Arten im Bereich des Waldrandes mit eingeschlossen, wenn sie den Waldmantel oder den im Halbschatten der Gehölze befindlichen krautigen Saum besiedeln. Jedes Waldgebiet wurde mehrfach zu verschiedenen Jahreszeiten aufgesucht. Annähernd die gesamte Fläche konnte nur in den kleinsten Wäldern abgesucht werden. Um dennoch eine möglichst vollständige floristische Inventarisierung zu gewährleisten, ist die Berücksichtigung unterschiedlicher Standorte und Strukturen bei der Kartierung essentiell: Spanne der geologischen und edaphischen Gegebenheiten; sehr reliefreiche Abschnitte; Sonderstandorte wie Quellen, Bäche, Steilhänge usw.

Die Nomenklatur richtet sich nach *Garve* und *Letschert* (1991). Bei der Erfassung kritischer Sippen wurde in einigen Fällen lediglich die Artengruppe in Anlehnung an *Ehrendorfer* (1973) notiert.

3. Ergebnisse

3.1 Häufigkeit und Verbreitung der waldspezifischen Gefäßpflanzenarten in 44 historisch alten Waldgebieten

Zwischen allen Waldgebieten sind Unterschiede im Artenbestand festzustellen (*Zacharias* 1993a). Die Anzahl der Sippen streut von 67 in einem ca. 25 ha großen Waldgebiet, das innerhalb der Lößbörde gelegen geologisch und standörtlich sehr einheitlich ist, bis 214 (77 % der 278 insgesamt kartierten

Sippen) im Elm, der mit mehr als 8500 ha regional größten zusammenhängend waldbedeckten Fläche.

Die Sippenzahl steigt mit der Flächengröße (Abb. 2, s.a. *Brandes* und *Zacharias* 1990). Lediglich in Waldgebieten mit mehr als 500 ha ist ein sehr großes, gebietsspezifisches Inventar von Gefäßpflanzen mit einer Habitatpräferenz für Wälder anzutreffen (*Zacharias* und *Brandes* 1989). Bei einfach logarithmischer Darstellung ergibt sich eine signifikante Korrelation zwischen Sippenzahl und Flächengröße, wie sie in bezug auf Wälder auch von anderen Autoren bestätigt wurde (z.B. *Peterken* und *Game* 1984, *Dzwonko* und *Loster* 1988).

Zwei kleinere Wälder weisen bei gleicher Flächengröße signifikant höhere Sippenzahlen auf als ein gleich großes einzelnes Waldgebiet (*Zacharias* und *Brandes* 1990, s.a. *Järvinen* 1982, *Game* und *Peterken* 1984, *Simberloff* und *Gotelli* 1984, *Dzwonko* und *Loster* 1989).

Die selteneren Sippen, unter ihnen zahlreiche z.T. stark bedrohte Arten, zeigen jedoch eine Präferenz für große Waldgebiete mit deutlichem Schwerpunkt in solchen über 500 ha Fläche (s.a. *Dzwonko* und *Loster* 1989, *Zacharias* und *Brandes* 1990).

Die überwiegende Anzahl der Sippen zeigt eine geringe oder eine sehr hohe Frequenz in den 44 Waldgebieten. Dies entspricht dem Verteilungsmodell von *Hanski* (1982) für Habitatisolate. 15 Sippen konnten in allen Wäldern bestätigt werden: Die Baumarten *Fagus sylvatica*, *Carpinus betulus*, *Quercus robur* und *Fraxinus excelsior*, die Verlichtungszeiger *Sambucus nigra* und *Rubus idaeus* sowie die krautigen Wald- und Saumsippen *Anemone nemorosa*, *Poa nemoralis*, *Festuca gigantea*, *Stellaria holostea*, *Stachys sylvatica*, *Rumex sanguineus*, *Geum urbanum*, *Geranium robertianum* und *Dactylis glomerata* agg. Die größte Gruppe stellen die auf ein oder zwei Waldgebiete beschränkten Arten dar, was von anderen Autoren für Wälder im Elbe-Weser-Dreieck (*Wulf* 1992) bzw. in Südostpolen (*Dzwonko* und *Loster* 1989) bestätigt werden konnte.

Arten der Querco-Fagetea mit einer relativ weiten ökologischen Amplitude sind in einigen Waldgebieten nicht vertreten oder zeigen Verbreitungslücken

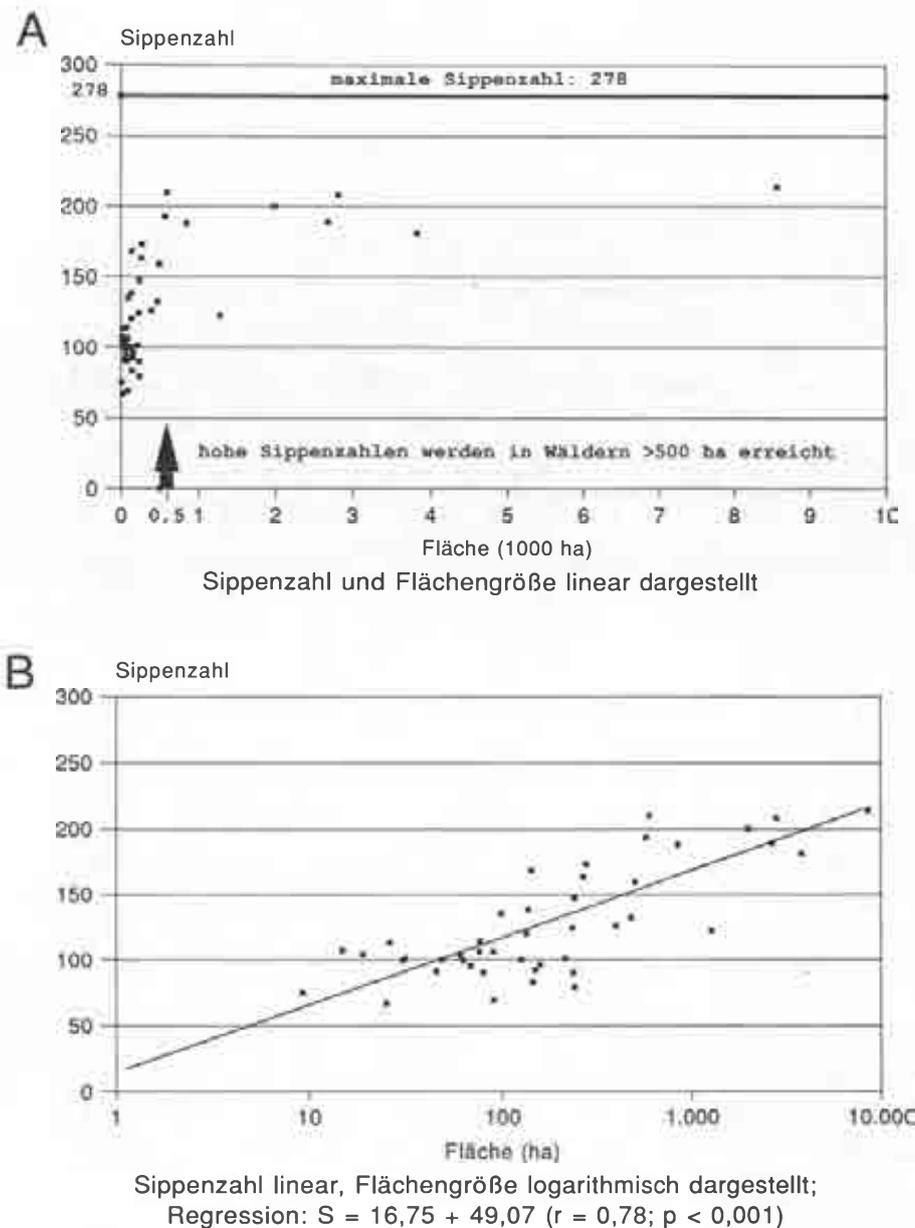


Abb. 2. Beziehung zwischen Sippenzahl und Flächengröße der 44 Wälder auf alten Waldstandorten.

innerhalb der Wälder, die nicht ohne weiteres auf das Fehlen geeigneter Standorte zurückzuführen sind (s.a. Winterhoff 1977). Dies gilt z. B. für *Hordelymus europaeus*, *Milium effusum* oder *Lilium martagon*.

Der Vergleich der aktuellen Kartierung mit den Literaturangaben macht deutlich, daß es sich bei den Funden zumindest der historisch gut belegten Vorkommen seltener Arten überwiegend um Bestätigungen alter Angaben handelt (Zacharias und Brandes 1990). So wird z. B. der Wuchsort des heute in Niedersachsen vom Aussterben be-

drohten Wald-Gedenkemeins (*Omphalodes scorpioides*) bereits von Griesbach (1847) angegeben. Royer (1648) und Chemnitz (1652) führen in ihren Floren das nordwestlichste Vorkommen des ebenfalls vom Aussterben bedrohten Immenblattes (*Melittis melissophyllum*) aus der Asse auf (Brandes 1984, Randig 1992). Für zahlreiche gefährdete Arten konnte für das Gebiet festgestellt werden, daß ehemalige Vorkommen heute nicht mehr bestätigt werden können (s.a. Haeupler 1976, Garve 1994).

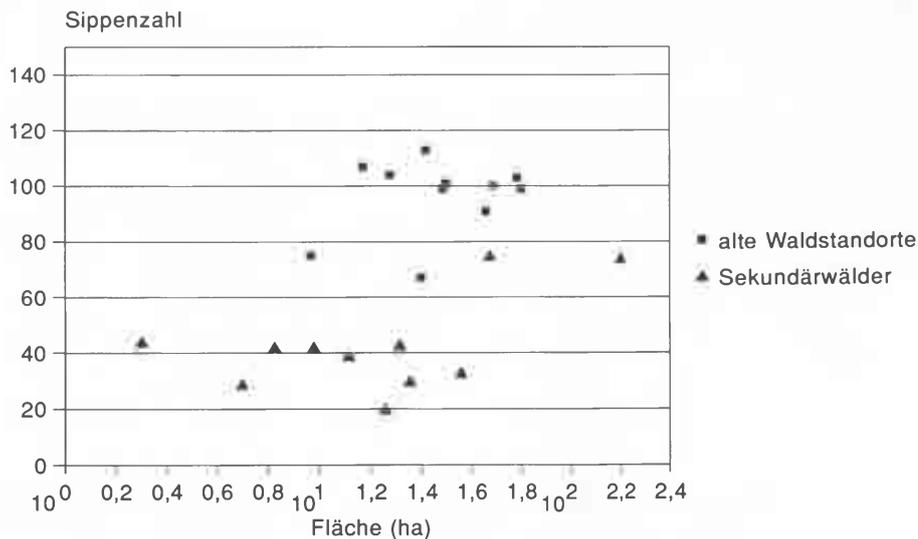
3.2 Vergleich der Gefäßpflanzenflora von historisch alten und jüngeren Sekundärwäldern

Die elf Sekundärwälder weisen bei vergleichbarer Flächengröße deutlich geringere Anzahlen an habitatspezifischen Arten auf als die elf Wälder alter Waldstandorte (Abb. 3). Ihre mittlere Artenzahl ist signifikant geringer.

Das sekundäre Waldgebiet am Destedter Gutsforst hat die höchste Anzahl waldspezifischer Sippen, obwohl es weniger als ein Drittel der Fläche des größten Sekundärwaldes bei Wendhausen einnimmt. Es stellt den einzigen untersuchten Sekundärwald dar, der im unmittelbaren Kontakt zu einem alten Waldstandort begründet wurde. Peterken und Game (1984) konnten zeigen, daß sekundäre Waldflächen mit Kontakt zu historisch alten Wäldern höhere Anzahlen habitatspezifischer Arten aufweisen als stärker isolierte. Durch eine in bezug auf die Flächengröße sehr hohe Artenzahl ist auch der kleinste Sekundärwald nördlich des Dorm ausgezeichnet, der auf einem kalkreichen Keuperstandort gelegen erstmalig 1957 in einer topographischen Karte verzeichnet wurde.

Von 195 insgesamt erfaßten Sippen treten 70 ausschließlich in Wäldern alter Waldstandorte auf. Weitere 92 Sippen haben hier ihren Schwerpunkt, während nur 8 Arten auf die Sekundärwälder beschränkt sind und 11 weitere hier den Schwerpunkt ihrer Vorkommen haben (Tab. 2). Die Bindung an Wälder alter Waldstandorte zeigt sich noch deutlicher, wenn man die krautigen *Quercus-Fagetea*-Arten als Waldarten im engeren Sinne betrachtet. 63 der 69 entsprechenden Arten zeigen eine Präferenz für alte Waldstandorte; allein 34 Sippen sind auf diese beschränkt.

In Tabelle 3 ist die Stetigkeit des Auftretens der kartierten Sippen getrennt nach alten und nach sekundären Wäldern im einzelnen wiedergegeben. Eine Bindung an alte Waldstandorte zeigen zahlreiche Arten, für die ein entsprechendes Verhalten auch von anderen Autoren belegt ist. So nennen in diesem Zusammenhang z. B. Peterken und Game (1984) die Arten *Galium odoratum**, *Luzula pilosa*, *Mercurialis perennis**, *Paris quadrifolia** (Abb. 4), *Sanicula europaea**, *Viola reichenbachiana*, *Stellaria holostea*, *Anemone*



Sippenzahl linear, Flächengröße logarithmisch dargestellt; der Unterschied der mittleren Artenzahlen ist signifikant ($t=8,02$; $p<0,001$)

Abb. 3. Beziehung zwischen Sippenzahl und Flächengröße von Sekundärwäldern im Vergleich zu Wäldern alter Waldstandorte.



Abb. 4. Die Einbeere (*Paris quadrifolia*) ist eine Indikatorart für alte Waldstandorte.

Tab. 2. Anzahl habitatspezifischer Sippen, getrennt nach Präferenz für die untersuchten Wälder alter Waldstandorte oder die Sekundärwälder

Vorkommen	Anzahl Sippen
nur in Wäldern alter Waldstandorte	70 (34) *
in Wäldern alter Waldstandorte mindestens doppelt so häufig wie in Sekundärwäldern	62 (25)
in Wäldern alter Waldstandorte häufiger, aber weniger als doppelt so häufig wie in Sekundärwäldern	30 (4)
gleich häufig in Wäldern alter Waldstandorte wie in Sekundärwäldern	13 (3)
in Sekundärwäldern häufiger, aber weniger als doppelt so häufig wie in Wäldern alter Waldstandorte	11 (2)
nur in Sekundärwäldern	8 (1)
Summe:	195 (69)

* in Klammern ist die Anzahl beschränkt auf die krautigen Waldarten der *Quercus-Fagetum* wiedergegeben.

memorosa und *Carex sylvatica** als Zeiger alter Waldstandorte in Großbritannien. U. a. für die mit einem * gekennzeichneten Arten belegen Wulf und Kelm (im Druck) in ihrer in diesem Heft veröffentlichten Arbeit aus dem Elbe-Weser-Dreieck deren Bindung an historisch alte Wälder (s. a. Hermy und Stieperaere 1981, Kubikova 1987, Dzwonko und Loster 1988, Peterken 1993).

Treten Arten mit Präferenz für alte Waldstandorte in Sekundärwäldern auf, sind sie in diesen oft nur in kleinen Populationen und punktuell verbreitet. So bedeckt z. B. das Busch-Windröschen (*Anemone nemorosa*) in dem 158 ha großen Sekundärwald bei Wendhausen auch auf frischen bis feuchten Standorten nur wenige Quadratmeter, während die Art in vergleichbaren Wäldern alter Waldstandorte im Frühjahr großflächig aspektbildend ist. In dem kleinen Sekundärwaldgebiet östlich der Asse tritt *Anemone nemorosa* in kleinen Sproßgruppen kreisförmig um gepflanzte Laubbäume auf, was auf eine Einschleppung mit Pflanzgut hindeutet. Vereinzelt wurde die Art auch im Bereich von abgelagerten Gartenabfällen im Waldrandbereich vorgefunden.

Von den auf Sekundärwälder beschränkten Arten weist keine eine hohe Frequenz auf. Das Auftreten in nur einem oder zwei Wäldern (Stetigkeit 9 bzw. 18 %) kann auf Zufälligkeiten beruhen und ist nicht sehr aussagekräftig. Der Salbei-Gamander (*Teucrium scorodonia*), der im Gebiet nur in zwei Sekundärwäldern notiert wurde, wird jedoch auch von Peterken und Game (1984) als typische Art von Sekundärwäldern genannt. Auffällig ist das häufige Auftreten von nitrophilen Saumararten und Verlichtungszeigern in den Sekundärwäldern des nördlichen Harzvorlandes Niedersachsens. Diese erreichen hier nicht nur hohe Stetigkeiten, sondern sind oft auch in der Krautschicht aspektbildend. Häufig sind auch die Farne *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata* und *D. filix-mas* vertreten (Peterken 1993). Die folgende Vegetationsaufnahme aus einem lichten Eschenbestand im Wald südlich Dorstadt, der floristisch und strukturell den Traubenkirchens-Eschenwäldern nahesteht (vgl. Dierschke, Döring und Hüners 1987, Zacharias 1993a), gibt einen typischen Sekundärwaldbestand des Okertales wieder (s. a. Abb. 5 und 6).

Tab. 3. Stetigkeit des Auftretens der 195 habitatspezifischen Sippen in Wäldern alter Waldstandorte bzw. in Sekundärwäldern

Sippen	Stetigkeit des Auftretens der Sippen (%)		Sippen	Stetigkeit des Auftretens der Sippen (%)	
	Wälder alter Waldstandorte	sekundäre Wälder		Wälder alter Waldstandorte	sekundäre Wälder
Nur in Wäldern alter Waldstandorte:					
<i>Campanula trachelium</i>	100	.	<i>Verbascum thapsus</i>	9	.
<i>Pulmonaria obscura</i>	91	.	<i>Veronica teucrium</i>	9	.
<i>Galium odoratum</i>	82	.	<i>Vinca minor</i>	9	.
<i>Lonicera xylosteum</i>	73	.	In Wäldern alter Waldstandorte mindestens doppelt so häufig wie in Sekundärwäldern:		
<i>Primula elatior</i>	73	.	<i>Arum maculatum</i>	100	9
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	73	.	<i>Corylus avellana</i>	100	9
<i>Hieracium murorum</i>	55	.	<i>Crataegus laevigata</i> agg.	100	18
<i>Lilium martagon</i>	55	.	<i>Festuca gigantea</i>	100	18
<i>Corydalis cava</i>	45	.	<i>Viola reichenbachiana</i>	100	18
<i>Epilobium montanum</i>	45	.	<i>Carpinus betulus</i>	100	27
<i>Hieracium sabaudum</i>	45	.	<i>Fagus sylvatica</i>	100	27
<i>Luzula pilosa</i>	45	.	<i>Rumex sanguineus</i>	100	27
<i>Melica nutans</i>	45	.	<i>stellaria holostea</i>	100	27
<i>Mercurialis perennis</i>	45	.	<i>Anemone nemorosa</i>	100	36
<i>Paris quadrifolia</i>	45	.	<i>Euonymus europaeus</i>	100	45
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	36	.	<i>Geranium robertianum</i>	100	45
<i>Crepis paludosa</i>	36	.	<i>Poa nemoralis</i>	100	45
<i>Hepatica nobilis</i>	36	.	<i>Rubus idaeus</i>	100	45
<i>Phyteuma spicatum</i>	36	.	<i>Stachys sylvatica</i>	100	45
<i>Sanicula europaea</i>	36	.	<i>Carex sylvatica</i>	91	9
<i>Clematis vitalba</i>	27	.	<i>Hedera helix</i>	91	18
<i>Gagea spathacea</i>	27	.	<i>Vicia sepium</i>	91	18
<i>Galium verum</i>	27	.	<i>Lonicera periclymenum</i>	91	27
<i>Geranium palustre</i>	27	.	<i>Polygonatum multiflorum</i>	91	27
<i>Lathyrus vernus</i>	27	.	<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	91	27
<i>Listera ovata</i>	27	.	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	91	27
<i>Luzula luzuloides</i>	27	.	<i>Sorbus aucuparia</i>	91	36
<i>Myosotis sylvatica</i>	27	.	<i>Prunus avium</i>	91	45
<i>Ranunculus tuberosus</i>	27	.	<i>Melica uniflora</i>	82	9
<i>Rosa corymbifera</i>	27	.	<i>Viburnum opulus</i>	82	9
<i>Trifolium medium</i>	27	.	<i>Acer campestre</i>	82	9
<i>Allium ursinum</i>	18	.	<i>Arctium nemorosum</i>	82	9
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	18	.	<i>Cornus sanguinea</i>	82	9
<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.	18	.	<i>Convallaria majalis</i>	82	27
<i>Digitalis purpurea</i>	18	.	<i>Adoxa moschatellina</i>	82	27
<i>Geum rivale</i>	18	.	<i>Milium effusum</i>	82	27
<i>Malus sylvestris</i>	18	.	<i>Hypericum perforatum</i>	82	45
<i>Melampyrum nemorosum</i>	18	.	<i>Lapsana communis</i>	82	45
<i>Potentilla sterilis</i>	18	.	<i>Crataegus monogyna</i> agg.	82	45
<i>Sorbus torminalis</i>	18	.	<i>Anemone ranunculoides</i>	73	9
<i>Vicia sylvatica</i>	18	.	<i>Galium sylvaticum</i>	73	9
<i>Aconitum vulparia</i>	9	.	<i>Lamium galeobdolon</i> agg.	73	18
<i>Agrimonia procera</i>	9	.	<i>Quercus petraea</i>	73	27
<i>Aquilegia vulgaris</i>	9	.	<i>Viola riviniana</i>	73	27
<i>Asarum europaeum</i>	9	.	<i>Epilobium angustifolium</i>	73	27
<i>Bromus benekenii</i>	9	.	<i>Circaea lutetiana</i>	73	27
<i>Campanula persicifolia</i>	9	.	<i>Rosa canina</i>	73	36
<i>Carex brizoides</i>	9	.	<i>Gagea lutea</i>	64	9
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	9	.	<i>Ulmus glabra</i>	64	9
<i>Corydalis intermedia</i>	9	.	<i>Oxalis acetosella</i>	64	18
<i>Daphne mezereum</i>	9	.	<i>Maianthemum bifolium</i>	64	27
<i>Dianthus armeria</i>	9	.	<i>Salix caprea</i>	64	27
<i>Dipsacus pilosus</i>	9	.	<i>Fragaria vesca</i>	55	9
<i>Epipactis helleborine</i> agg.	9	.	<i>Carex remota</i>	55	18
<i>Equisetum sylvaticum</i>	9	.	<i>Mycelis muralis</i>	55	27
<i>Equisetum telmateia</i>	9	.	<i>Senecio ovatus</i>	55	27
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	9	.	<i>Hypericum hirsutum</i>	45	9
<i>Hieracium lachenalii</i>	9	.	<i>Rhamnus catharticus</i>	45	9
<i>Hieracium umbellatum</i>	9	.	<i>Carex pilulifera</i>	45	18
<i>Lathraea squamaria</i>	9	.	<i>Agrimonia eupatoria</i>	36	9
<i>Lathyrus sylvestris</i>	9	.	<i>Clinopodium vulgare</i>	36	9
<i>Medicago × varia</i>	9	.	<i>Elymus caninus</i>	36	9
<i>Orchis mascula</i>	9	.	<i>Leucojum vernum</i>	36	9
<i>Phyteuma nigrum</i>	9	.	<i>Viola hirta</i>	27	9
<i>Rosa micrantha</i>	9	.	<i>Aethusa cynapium</i> ssp. <i>cynapiodes</i>	18	9
<i>Senecio sylvaticus</i>	9	.	<i>Primula veris</i>	18	9
<i>Solidago virgaurea</i>	9	.			

Tab. 3. Fortsetzung

Sippen	Stetigkeit des Auftretens der Sippen (%)		Sippen	Stetigkeit des Auftretens der Sippen (%)	
	Wälder alter Waldstandorte	sekundäre Wälder		Wälder alter Waldstandorte	sekundäre Wälder
In Wäldern alter Waldstandorte häufiger, aber weniger als doppelt so häufig wie in Sekundärwäldern:			In Wäldern alter Waldstandorte ebenso häufig wie in Sekundärwäldern:		
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	100	64	<i>Glechoma hederacea</i>	91	91
<i>Aegopodium podagraria</i>	100	73	<i>Moehringia trinervia</i>	91	91
<i>Geum urbanum</i>	100	73	<i>Alliaria petiolata</i>	82	82
<i>Ranunculus ficaria</i>	100	73	<i>Dryopteris carthusiana</i>	64	64
<i>Scrophularia nodosa</i>	100	73	<i>Torilis japonica</i>	64	64
<i>Dactylis glomerata</i> agg.	100	82	<i>Dryopteris dilatata</i>	55	55
<i>Fraxinus excelsior</i>	100	82	<i>Cruciata laevipes</i>	45	55
<i>Quercus robur</i>	100	82	<i>Hieracium laevigatum</i>	18	18
<i>Sambucus nigra</i>	100	91	<i>Hordelymus europaeus</i>	9	9
<i>Betula pendula</i>	91	55	<i>Atropa belladonna</i>	9	9
<i>Ribes uva-crispa</i>	91	55	<i>Rosa rubiginosa</i>	9	9
<i>Acer pseudoplatanus</i>	91	82	<i>Galeopsis speciosa</i>	9	9
<i>Chaerophyllum temulum</i>	82	64	<i>Campanula rapunculoides</i>	9	9
<i>Veronica chamaedrys</i>	82	64	In Sekundärwäldern häufiger als in Wäldern alter Waldstandorte:		
<i>Athyrium filix-femina</i>	73	45	<i>Lamium maculatum</i>	64	73
<i>Cirsium vulgare</i>	73	45	<i>Tilia cordata</i>	45	55
<i>Prunus spinosa</i>	73	55	<i>Impatiens parviflora</i>	36	45
<i>Calamagrostis epigeios</i>	73	64	<i>Alnus glutinosa</i>	36	64
<i>Rubus caesius</i>	64	36	<i>Prunus padus</i>	36	64
<i>Sambucus racemosa</i>	64	36	<i>Impatiens noli-tangere</i>	27	36
<i>Acer platanooides</i>	64	55	<i>Dryopteris filix-mas</i>	27	45
<i>Populus tremula</i>	55	45	<i>Silene dioica</i>	27	45
<i>Viola odorata</i>	55	36	<i>Stellaria aquatica</i>	27	73
<i>Deschampsia flexuosa</i>	45	27	<i>Humulus lupulus</i>	27	82
<i>Holcus mollis</i>	45	27	<i>Carex muricata</i> agg.	18	36
<i>Ribes rubrum</i> agg.	45	27	<i>Tilia platyphyllos</i>	9	27
<i>Frangula alnus</i>	45	36	Nur in Sekundärwäldern:		
<i>Ligustrum vulgare</i>	27	18	<i>Teucrium scorodonia</i>	.	18
<i>Stellaria nemorum</i>	27	18	<i>Trientalis europaea</i>	.	18
			<i>Melampyrum pratense</i>	.	9
			<i>Pteridium aquilinum</i>	.	9
			<i>Ulmus laevis</i>	.	9
			<i>Stellaria neglecta</i>	.	9
			<i>Cardamine flexuosa</i>	.	9
			<i>Ribes nigrum</i>	.	9

Vegetationsaufnahme (Deckungswerte nach Braun-Blanquet 1964): Eschenbestand im Okertal in dem Sekundärwald südlich Dorstadt. 13. 05. 1993. 500 qm Fläche. Artenzahl 29. Höhe Baumschicht 1: 18–25 m, Baumschicht 2: 10 m, Strauchschicht: 1–5 m. Deckung Baumschicht 1: 30 %, Baumschicht 2: 2 %, Strauchschicht: 40 %. Krautschicht: 60 %, Mooschicht: 5 %
Baumschicht 1: *Fraxinus excelsior* 3. Baumschicht 2: *Fraxinus excelsior* +. Strauchschicht: *Prunus padus* 3, *Sambucus nigra* 2, *Fraxinus excelsior* +
Kraut- und Mooschicht:
Gehölze in der Krautschicht: *Fraxinus excelsior* 2, *Prunus padus* 1, *Sambucus nigra* 1, *Humulus lupulus* +
bezeichnende Art der Sekundärwälder im Okertal: *Cardaminopsis halleri* 2
Arten nitrophiler Säume: *Silene dioica* 2, *Glechoma hederacea* 2, *Galium aparine* 2, *Moehringia trinervia* 2, *Alliaria petiolata* 2, *Chaerophyllum temulum* 2, *Veronica hederifolia* agg. 2, *Urtica dioica* 2, *Carduus crispus* 1, *Aegopodium podagraria* 1, *Lamium maculatum* 1, *Galeopsis tetrahit* +
krautige Waldarten: *Ranunculus ficaria* 3, *Impatiens nolitangere* 1, *Anemone nemorosa* +, *Scrophularia nodosa* +
Sonstige: *Campanula rapunculoides* 2, *Veronica chamaedrys* 2, *Poa trivialis* 2, *Ranunculus repens* 1, *Filipendula ulmaria* +
Moose: *Brachythecium rutabulum* 1, *Plagiomnium undulatum* +, *Eurhynchium swartzii* +

Unter den vier krautigen Waldarten, die in dem aufgenommenen Bestand vorkommen, zeigt lediglich *Anemone nemorosa* einen deutlichen Schwerpunkt in Wäldern alter Waldstandorte (s. Tab. 3). Die Art tritt in dem Sekundärwald südlich Dorstadt nur vereinzelt auf. *Impatiens noli-tangere*, *Ranunculus ficaria* und *Scrophularia nodosa* sind weniger stark an Wälder gebunden. Die beiden letztgenannten Arten haben in diesen zwar ihren Schwerpunkt, besiedeln jedoch auch unbeschattete Standorte. Bemerkenswert ist das Vorkommen von *Plagiomnium undulatum*. Das Moos hat im nördlichen Harzvorland einen deutlichen Schwerpunkt in Auenwaldgesell-

schaften des Alno-Ulmion (vgl. Zacharias 1993a).

Unter den zahlreichen aspektbildenden Saumarten sind für Standorte im Bereich der Auen *Silene dioica*, *Lamium maculatum* und *Carduus crispus* besonders charakteristisch.

Typisch für die Sekundärwälder im Bereich der Okeraue ist das Auftreten von Hallers Schaumkresse (*Cardaminopsis halleri*). Die Art hat ihren Schwerpunkt in Schwermetallrasen und im Grünland des Harzes, wandert entlang der Oker jedoch bis nördlich des Stadtgebietes von Braunschweig (Abb. 6, Garve 1994).

Unter den krautigen Waldarten, die in der Roten Liste der Gefäßpflanzen von Niedersachsen verzeichnet sind (Garve 1993), wurde lediglich der Märzenbecher (*Leucojum vernum*) in einem der elf Sekundärwälder gefunden. In den elf Wäldern alter Waldstandorte konnten bei gleicher Flächengröße zahlreiche Wuchsorte von insgesamt zehn gefährdeten Gefäßpflanzenarten bestätigt werden.

4. Diskussion

Die 44 Wälder alter Waldstandorte zeichnen sich durch ein sehr reiches floristisches Inventar habitatspezifischer Arten aus. Der Vergleich mit Literaturangaben über frühere Wuchsorte und das auch von anderen Autoren belegte nahezu vollständige Fehlen der krautigen Waldarten in Sekundärwäldern lassen den Schluß zu, daß der rezente Bestand an Waldarten zumindest zu erheblichen Anteilen in den historisch alten Wäldern der Region vorhanden war, als der Mensch begann, diese durch Rodungen zu isolieren (vgl. Peterken 1974, Peterken und Game 1984, Dzwonko und Loster 1988, Wulf 1992, 1993). Ein Indiz hierfür ist auch, daß die Ähnlichkeit der Flora zweier alter Waldgebiete primär von deren Größe und standörtlicher Vielfalt und nicht von ihrer Entfernung zueinander abhängt (Zacharias 1993a).

Den z. T. mehr als 100 Jahre alten Sekundärwäldern fehlen nahezu vollständig die krautigen Waldarten der Querco-Fagetea, obwohl sie auf Teilflächen struktur- und artenreiche Bestände standortheimischer Baumarten und potentiell geeignete Standortbedingungen aufweisen. Gefährdete Waldarten



Abb. 5. Älterer Eschenbestand in einem Sekundärwald südlich Dorstadt im Okertal, der den Traubenkirschen-Eschenwäldern anzuschließen ist. Neben der üppigen Strauchschicht ist eine Krautschicht aus nitrophilen Saumarten aspektbildend.



Abb. 6. Zwischen der nitrophilen Roten Lichtnelke (*Silene dioica*) sind die kleinen Blüten von Hallers Schaumkresse (*Cardaminopsis halleri*) zu erkennen. Die Art hat ihren Schwerpunkt in Schwermetallrasen und im Grünland des Harzes, tritt aber auch häufig in den Sekundärwäldern des Okertales auf.

finden sich fast ausschließlich in den Wäldern alter Waldstandorte (s. a. Malyshev 1980, Spencer und Kirby 1992). Die regional seltensten unter ihnen zeigen eine Bindung an die größten alten Waldgebiete. Dies wird unter anderem durch deren große edaphische Vielfalt und das Vorhandensein von extremen Standorten (steile Südwesthänge, Quelltöpfe etc.) bedingt. Mit zunehmender Flächengröße sinkt aber auch die Wahrscheinlichkeit, daß durch ein einmaliges Ereignis wie z. B. kurzzeitige intensive Beweidung die gesamte Population einer Art ausgelöscht oder der einzige potentielle Standort zerstört wird (vgl. Brunet 1992).

Für die Wiederbesiedlung von Sekundärwäldern mit dem gebietstypischen Inventar an Gefäßpflanzen wurden sehr große Zeiträume ermittelt. So nimmt Peterken (1977) an, daß es mehr als 800 Jahre bis zur Wiederherstellung dauert. Rackham (1980) belegt für 350–600jährige Wälder einen geringeren Reichtum an Waldarten als in noch älteren Waldgebieten. Falinski (1986) gibt für einen Linden-Hainbuchenwald mehr als 350 Jahre an, bis sich in diesem

eine artenreiche Waldvegetation wieder eingestell hat.

Ob die in den genannten Beispielen belegte Wiederbesiedlung von Sekundärwäldern auch in der heutigen Landschaft unter veränderten Rahmenbedingungen möglich ist, muß zunächst offenbleiben. Eine Zunahme des lokalen Aussterbens von Populationen insbesondere regional seltener Arten in den letzten Jahrzehnten ist belegt, während über eine Ausbreitung dieser Sippen keine gesicherten Erkenntnisse vorliegen (Zacharias 1993a). Ein Beispiel stellt das gefährdete Wunder-Veilchen (*Viola mirabilis*) dar. Der Vergleich der für Niedersachsen aus dem Zeitraum 1982–1992 bestätigten Vorkommen der Art mit den Angaben bis 1981 verdeutlicht ihren starken Rückgang (Garve 1994). Die rezenten Wuchsorte des Wunder-Veilchens sind im nördlichen Harzvorland auf alte Waldstandorte beschränkt.

Einen Grundstock an habitatspezifischen Sippen bilden in den Sekundärwäldern nitrophile Saumarten, die offenbar über effektivere Ausbreitungsmechanismen und bessere Etablie-

rungsmöglichkeiten verfügen (Peterken und Game 1984). Die aspektbildenden Saumarten in den Sekundärwäldern des Okertales zwischen Schladen und Braunschweig entsprechen denjenigen, die Oppermann und Brandes (1993) als hochfrequente Arten des Okerufers in diesem Abschnitt ermittelt haben. Die Autoren geben für die untersuchten Uferbereiche der Oker im gesamten Flußverlauf zahlreiche Waldarten an und erwähnen, daß Auenwaldarten als Keimlinge und Jungpflanzen durchaus auf Schotterinseln auftreten, die durch die Dynamik des Flusses entstanden sind (s. a. Dierschke 1984, Schwabe 1991).

Die Beobachtungen in Sekundärwäldern der Region lassen vermuten, daß direkte anthropogene Einflüsse für die Ausbreitung von Waldarten über größere Entfernungen in der heutigen Landschaft eine entscheidende Rolle spielen. Zu nennen wären die Verbreitung von Diasporen (auch größerer Populationen älterer Individuen) im Wurzelballen von Gehölzpflanzen, mit Erdreich oder in Gartenabfällen, ein unbeabsichtigter Transport durch Forstfahrzeuge, aber auch das gezielte Einbringen von Pflanzen (Hofmeister 1974).

Zur Zeit der Naturlandschaft gab es andere Mechanismen der Fernverbreitung, die zusätzlich zu den morphologischen Einrichtungen der Diasporen als Ausbreitungshilfe (Müller-Schneider 1986) wirksam gewesen sein müssen. Auch innerhalb großer geschlossener Waldgebiete konnten sich Arten mit enger standörtlicher Bindung wie z. B. die Auenwaldarten des Alno-Ulmion oder diejenigen der Trockenhang-Buchenwälder des Carici-Fagetum nicht nur in kleinen Schritten ausbreiten, sondern müssen in einem Schritt größere Distanzen bis zum nächsten geeigneten Wuchsort zurückgelegt haben.

In Wäldern der Kulturlandschaft, die ein Relikt einer ehemals großflächig vorhandenen Lebensgemeinschaft darstellen, ist zumindest für habitatspezifische Arten eine höhere Aussterberate anzunehmen, als durch Zuwanderung entsprechender Sippen kompensiert wird. Im günstigsten Fall kann das floristische Inventar eines Waldgebietes über lange Zeiträume, vermutlich mehrere Jahrhunderte oder Jahrtausende, erhalten bleiben. Letzteres ist vor allem für große Waldgebiete anzu-



Abb. 7. Unwiederbringliche Zerstörung eines alten Waldstandortes im Fümmler Holz durch den Bau der Autobahn A395 bei Wolfenbüttel.

nehmen und unterstreicht deren besondere Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz.

Aufgrund der örtlichen Gegebenheiten konnte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens nur eine geringe Anzahl von elf Sekundärwäldern mit Wäldern alter Waldstandorte verglichen werden, da letztere in der Region vorherrschen. Trotz der geringen Anzahl an Vergleichsflächen ergeben sich deutliche Unterschiede im Florenpotential, die den Ergebnissen anderer Autoren weitgehend entsprechen. Unter der großen Gruppe von regionalen Indikatorarten für alte Waldstandorte (Tab. 3) sind zahlreiche Arten, für die ein entsprechendes Verhalten bereits für andere Naturräume in Europa belegt ist (vgl. Hermy und Stieperaere 1981, Peterken und Game 1984, Kubikova 1987, Dzwonko und Loster 1988, 1989, Hermy 1989, Wulf 1992, 1993, Peterken 1993, Wulf und Kelm im Druck).

Das Auftreten einer einzelnen Indikatorart sollte als Indiz für das Vorhandensein eines alten Waldstandortes nicht überbewertet werden. Treten jedoch zahlreiche Zeigerarten in größeren Populationen in einem Waldgebiet auf, kann man mit großer Sicherheit davon ausgehen, daß es sich bei diesem um einen alten Waldstandort handelt. Die beste Indikatorfunktion haben krautige Waldarten der Quercio-Fagetea. Die allermeisten Zeigerarten fehlen allerdings aufgrund ihrer Standortansprüche auf sehr basenarmen, sauren Standorten.

Die großen Waldgebiete alter Waldstandorte konnten in den Vergleich mit den Sekundärwäldern nicht einbezogen werden, um einen Einfluß der Flä-

chengröße auf die floristischen Unterschiede auszuschließen. Einige Waldarten, die im nördlichen Harzvorland Niedersachsens auf die größeren Wälder beschränkt sind, können ebenfalls als Indikatorarten alter Waldstandorte gewertet werden. Für folgende Arten aus dieser Gruppe konnte z. B. auch Kubikova (1987) eine entsprechende Zeigerfunktion bestätigen: *Festuca heterophylla*, *Melittis melissophyllum*, *Viola mirabilis*, *Actaea spicata* und *Neottia nidus-avis*.

5. Schlußfolgerungen für den Naturschutz in Niedersachsen

Wälder alter Waldstandorte gehören in der heutigen niedersächsischen Kulturlandschaft in bezug auf den Standort und die Biozönose mit zu den natur nächsten Landschaftselementen. Sie weisen ein hohes Potential einer spezialisierten Flora auf, die sich in Jahrhunderten in ihrer typischen Artenzusammensetzung entwickelt hat, und sind Refugialräume für wenig gestörte Böden, Wasser- und Nährstoffkreisläufe unserer terrestrischen Landschaft, die durch eine hohe Kontinuität der Standortentwicklung gekennzeichnet sind.

Dies gilt in besonderem Maße für naturnahe Laubwaldbestände auf alten Waldstandorten, wie z. B. die des nördlichen Harzvorlandes. Den größten historisch alten Waldgebieten kommt zusätzlich eine hohe Bedeutung für den speziellen Pflanzenartenschutz zu, da die regional am stärksten gefährdeten Waldarten auf diese beschränkt sind. Ein großes habitatspezifisches Artenpotential ist jedoch auch in kleineren Wäldern vorhanden, die häufig die

letzten Reste naturnaher Vegetation in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft darstellen. Im nördlichen Harzvorland Niedersachsens wurden neben Bereichen innerhalb der großen Wälder auch zahlreiche der kleineren Wälder alter Waldstandorte als Vorrangflächen für den Naturschutz eingestuft (Karten der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen, vgl. *Drachenfels* und *Mey* 1991).

Wälder alter Waldstandorte sind nicht nur vor direktem Flächenverlust zu bewahren, sondern auch in ihrer Qualität zu erhalten bzw. zu fördern (vgl. *Zacharias* 1993b). Alte Waldstandorte mit ihrer individuellen Ausprägung und spezifischen Lebewelt können in der heutigen Kulturlandschaft nicht „neu erzeugt“ werden. Durch Aufforstungen auf einer benachbarten Ackerfläche ist der Flächenverlust an Wald im weiteren Sinne ersetzbar. Die entsprechende Biozönose wird sich jedoch erst nach Jahrhunderten bzw. überhaupt nicht wieder einstellen (z. B. *Kaule* 1991, *Riecken* 1992, *Peterken* 1993). Alle Erfahrungen mit Versuchen, alte artenreiche Biotope künstlich neu zu begründen, belegen, daß dies auch bei großem Aufwand nur sehr eingeschränkt möglich ist und eine nachhaltige Etablierung artenreicher Biozöosen kaum gelingt (vgl. *Gödde*, *Diesing* und *Wittig* 1985).

Zerstörungen oder erhebliche Beeinträchtigungen von Wäldern alter Waldstandorte sind im Sinne der Eingriffsregelung grundsätzlich nicht ausgleichbar (Abb. 7, vgl. *Breuer* 1991), und auch ein Ersatz der beeinträchtigten Werte und Funktionen entsprechender Biotope ist nur bedingt möglich und erst nach sehr langen Zeiträumen (mehrere Jahrhunderte) zu erwarten, vorausgesetzt, es gelingt, eine vergleichbare standörtliche Vielfalt als Ausgangsbedingung zu schaffen.

Der Wert alter Waldstandorte ist bei flächenbezogenen Planungen der Forstwirtschaft und des Naturschutzes angemessen zu berücksichtigen. Sie haben unabhängig von ihrem aktuellen Zustand eine Bedeutung für den Naturschutz. Dies gilt insbesondere für alte Waldstandorte, die von naturnahen Waldgesellschaften besiedelt werden und die das naturraum- und standortspezifische Artenpotential aufweisen. In Naturräumen mit sehr geringem

Flächenanteil entsprechender Biotope, wie z. B. in den Börden und im niedersächsischen Tiefland, sind diese vollständig als Vorrangflächen für den Naturschutz einzustufen. Hieraus ist umgekehrt nicht abzuleiten, daß Sekundärwälder grundsätzlich keinen Wert für den Naturschutz haben. Je nach Alter, Struktur, Artenpotential und der regionalen Situation kann ihnen eine Bedeutung zukommen.

Eine Grundvoraussetzung für die Erhaltung alter Waldstandorte ist deren kartographische Erfassung, die unabhängig von Einzelplanungen in einer Übersicht für Niedersachsen erstellt werden sollte.

Konzepte zur Sicherung, zum Schutz und zur Bewirtschaftung mit dem Ziel der Erhaltung von Standort, Biozönose und deren natürlicher Dynamik sind zu entwickeln. Hierbei sollten die wichtigsten Waldgebiete alter Waldstandorte in ein Schutzgebietssystem von Naturwaldreservaten und Waldnaturschutzgebieten einbezogen werden. Ist eine Bewirtschaftung vorgesehen, sollte diese den Erhalt oder die Entwicklung naturnaher Bestände unter Bevorzugung standortheimischer Baumarten zum Ziel haben; in Einzelfällen sind daneben bestimmte historische Waldnutzungsformen aufgrund ihrer besonderen Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz zu erhalten. Dies gilt insbesondere für Naturräume mit geringen Flächenanteilen alter Waldstandorte.

Standortveränderungen im Sinne einer Nivellierung der natürlichen standörtlichen Vielfalt, wie z. B. durch Entwässerung oder Bodenbearbeitung, müssen unterbleiben.

Naturschutzbezogene Forschung über Wälder alter Waldstandorte, Sekundärwälder und die Dynamik der sie besiedelnden Lebewelt ist zu fördern. Sie stellt eine Grundlage für Konzepte und Maßnahmen des Waldnaturschutzes dar (*Peterken* 1993, *Rackham* 1993).

6. Zusammenfassung

Im nördlichen Harzvorland Niedersachsens wurde die habitatspezifische Gefäßpflanzenflora (278 Sippen) in 44 Wäldern alter Waldstandorte und 11 Sekundärwäldern erfaßt. Große Waldgebiete alter Waldstandorte zeichnen sich durch ein hohes Potential an Wald-

arten aus. In ihnen liegt das Gros der Wuchsorte hochgradig gefährdeter Arten. In Sekundärwäldern treten gefährdete Arten nur vereinzelt auf. Sie haben bei gleicher Flächengröße ein signifikant geringeres Potential an habitatspezifischen Waldarten. Krautige Waldarten der *Quercus-Fagetea* fehlen auch in etwa 100jährigen Sekundärwäldern nahezu vollständig. Der floristische Vergleich ergibt eine große Anzahl regionaler Indikatorarten für alte Waldstandorte. In Sekundärwäldern sind vor allem nitrophile Saumarten aspektbildend. Die Kontinuität von Standort und Biozönose bedingt den Wert von Wäldern alter Waldstandorte für den Arten- und Biotopschutz. Aus den Ergebnissen werden Schlußfolgerungen für den Naturschutz abgeleitet.

7. Literatur

- Brandes, D.*, 1978: Die Vegetation der Umgebung von Braunschweig und ihre Sonderstellung in Nordwestdeutschland. – Mitt. TU Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, 13 (1/2): 46–55, (3/4): 75–83.
- Brandes, D.*, 1984: Die Flora von Braunschweig um 1650 im Spiegel des „Index plantarum“ von Johann Chemnitius. – Braunschw. naturkd. Schr. 2 (1): 1–18.
- Brandes, D., Zacharias D.*, 1990: Korrelation zwischen Artenzahlen und Flächengrößen von isolierten Habitaten. – Flor. Rundbr. 23 (2): 141–149.
- Braun-Blanquet, J.*, 1964: Pflanzensoziologie. – 3. Aufl. Wien, New York. 865 S.
- Breuer, W.*, 1991: 10 Jahre Eingriffsregelung in Niedersachsen. – Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 11 (4): 43–59.
- Brunet, J.*, 1992: Betespåverkan i fältskiktet i en skånsk ekblandskog. – Svensk Bot. Tidsk. 86: 347–353.
- Chemnitius, J.*, 1652: Index Plantarum circa Brunsvigam trium frere milliarum circuitu nascentium cum appendice iconum. – Brunsvigae. 55 S., Reprint Braunschweig 1982.
- Dierschke, H.*, 1984: Auswirkungen des Frühjahrschneehochwassers 1981 auf die Ufervegetation im südwestlichen Harzvorland mit besonderer Berücksichtigung kurzlebiger Pioniergesellschaften. – Braunschw. Naturk. Schr. 2: 19–39.

- Dierschke, H., Döring, U., Hüners, G., 1987: Der Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (Pruno-Fraxinetum Oberd. 1953) im nordöstlichen Niedersachsen. – Tuexenia 7: 367–379.
- Drachenfels, O. v., Mey, H., 1991: Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen, 3. Fassung Stand 1991. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/3: 113 S.
- Dzwonko, Z., 1989: The number and distribution of woodland vascular plant species in small forest islands on the Carpathian foothills. – Stud. Plant Ecol. 18: 67–68.
- Dzwonko, Z., Loster, S., 1988: Species richness of small woodlands on the West Carpathian foothills. – Vegetatio 76: 15–27.
- Dzwonko, Z., Loster, S., 1989: Distribution of vascular plant species in small woodlands of the western Carpathian foothills. – Oikos 56: 77–86.
- Ehrendorfer, F., 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – 2., erw. Aufl. Stuttgart. 318 S.
- Falinski, J. B., 1986: Vegetation Dynamics in temperate lowland primeral forests. – Geobotany 8: 537 S.
- Garve, E., 1993: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 4. Fassung vom 1. 1. 1993. – Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 13 (1): 1–37.
- Garve, E., 1994: Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982–1992. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs., 30/1–2: 895 S.
- Garve, E., Letschert, D., 1991: Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsens. 1. Fassung vom 31. 12. 1990. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 24: 152 S.
- Gödde, M., Diesing, D., Wittig, R., 1985: Verbreitung ausgewählter Wald- und Ruderalpflanzen in Münster. – Natur u. Heimat 45 (3): 85–103.
- Görges, H., 1969: Forstliche Wuchsbezirke in Niedersachsen. – Neues Arch. Nieders. 18: 27–45.
- Grisebach, A., 1847: Über die Vegetationslinien des nordwestlichen Deutschlands. – Göttinger Studien. Göttingen: 461–562. In: Grisebach, E. (Hg.) (1880): Gesammelte Abhandlungen und kleinere Schriften zur Pflanzengeographie von A. Grisebach. – Leipzig: 136–216.
- Haeupler, H., 1976: Atlas zur Flora von Südniedersachsen. – Scripta Geobotanica 10, 367 S.
- Hanski, I., 1982: Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. – Oikos 38: 210–221.
- Hässler, H.-J. (Hg.), 1991: Ur- und Frühgeschichte Niedersachsens. – Theiss. Stuttgart.
- Hermly, M., 1989: Former land use and its effect on the composition and diversity of woodland communities in the western part of Belgium. – Stud. plant ecology 18: 104–105.
- Hermly, M., Stieperaere, H., 1981: An indirect gradient analysis of the ecological relationships between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges (Flanders, Belgium). – Vegetatio 44: 43–49.
- Hofmeister, H., 1974: Zum Vorkommen von *Galium odoratum* im Siekholz (Harpstedter Geest). – Abh. Naturw. Ver. Bremen 38: 85–95.
- Järvinen, O., 1982: Conservation of endangered plant populations: Single large or several small reserves? – Oikos 38: 301–307.
- Karten der für den Naturschutz wertvollen Bereiche mit Erläuterungen (hg. v. Nieders. Landesverwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz): Topographische Karten 1:50000 – Blätter L 3726 Peine (Stand 1989), L 3728 Braunschweig (Stand 1988), L 3730 Königslutter am Elm (Stand 1987), L 3732 Helmstedt (Stand 1987), L 3926 Bad Salzdetfurth (Stand 1986), L 3928 Salzgitter (Stand 1986), L 3930 Schöningen (Stand 1986), L 4128 Goslar (Stand 1986).
- Kaule, G., 1991: Arten- und Biotopschutz. – 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 519 S.
- Klima-Atlas von Niedersachsen (1964). – Dt. Wetterdienst (Hg.), Offenbach: 38 S., 77 Karten, 8 Tafeln.
- Kubikova, J., 1987: Cultivated forest stands in Central Bohemia, their floristic composition and history. – Martin Luther Univ. Halle Wittenberg: Wiss. Beitr. 1987/46 (P 31): 155–165d.
- Look, E.-R., 1984: Geologie und Bergbau im Braunschweiger Land. – Geol. Jahrbuch, Reihe A, 78: 1–467.
- Malyshev, L. J., 1980: Isolated reservation areas as pseudoinsular biotas. – J. gen. biol. 41: 338–349.
- Meynen, E., Schmidhüsen, J. et al., 1957–1961: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Lief. 4–7. Bad Godesberg.
- Müller-Schneider, P., 1986: Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. – Veröff. Geobot. Inst. der ETH, Stiftung Rübel, 85: 263 S.
- Oppermann, F.-W., Brandes, D., 1993: Die Uferflora der Oker. – Braunschw. Naturkd. Schr., 4 (2): 381–414.
- Ostmann, U., 1993: Die Übernahme der historischen Landnutzungsarten aus den Karten des 18. und 19. Jahrhunderts in das Niedersächsische Bodeninformationssystem. – Geol. Jb., F 27: 145–183.
- Otto, H.-J., 1991: Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten – Band 2. – Aus dem Walde, 43: 518 S.
- Peterken, G. F., 1974: A method of assessing woodland flora for conservation using indicator species. – Biol. Conserv. 6: 239–245.
- Peterken, G. F., 1977: Habitat conservation priorities in British and European woodlands. – Biol. Conserv. 11: 223–236.
- Peterken, G. F., 1993: Woodland conservation and management. – 2nd. ed. Chapman & Hall, London. 374 S.
- Peterken, G. F., Game, M., 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire. – J. Ecol. 72: 155–182.
- Pott, R., Hüppe, J., 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abhandl. Landesmus. f. Naturk. 53 (1/2): 313 S.
- Rackham, O., 1980: Ancient woodlands, its history, vegetation and uses in England. – Edward Arnold, London. 402 S.
- Rackham, O., 1993: Trees and woodland in the British landscape. – J. M. Dent, London. 234 S.
- Randig, W., 1992: Zum Vorkommen von *Melittis melissophyllum* an seiner Verbreitungsgrenze in NW-Deutschland. – Flor. Rundbr. 26 (2): 86–90.
- Riecken, U., 1992: Grenzen der Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand“. – Natur und Landschaft 67 (11): 527–535.

- Royer, J., 1648: Beschreibung des ganzen fürstlichen Braunschweigischen Gartens zu Hessen, ... auch, ordentliche Specification aller derer Simplicium und Geweche ... – Halberstadt. – 2. Aufl. Braunschweig 1651: 130 S. – 3. Aufl. Braunschweig 1658: 130 S.
- Schwabe, A., 1991: Zur Wiederbesiedlung von Auenwald-Vegetationskomplexen nach Hochwasser-Ereignissen: Bedeutung der Diasporen-Verdriftung, der generativen und vegetativen Etablierung. – *Phytocoenologia* 20 (1): 65–94.
- Simberloff, D., Gotelli, N., 1984: Effects of insularisation on plant species richness in the prairie-forest ecotone. – *Biol. Conserv.* 29: 27–46.
- Spencer, J. W., Kirby, K. J., 1992: An inventory of ancient woodland for England and Wales. – *Biol. Conserv.* 62: 77–93.
- Winterhoff, W., 1977: Über Verbreitungslücken einiger Arten im Göttinger Wald. – *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem.*, N. F. 19/20: 365–375.
- Wulf, M., 1992: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschlands. – *Diss. Botanicae* 185: 246 S. Berlin, Stuttgart. Dissert. Univ. Bremen.
- Wulf, M., 1993: Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz. – *Verh. Ges. Ökol.* 22: 269–272.
- Wulf, M., Kelm, H.-J., (im Druck): Zur Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz. – *NNA-Berichte*.
- Zacharias, D., 1993a: Flora und Vegetation von Wäldern der Querco-Fagetea im nördlichen Harzvorland Niedersachsens unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. – *Dissertation TU Braunschweig*, Braunschweig: 293 S.
- Zacharias, D., 1993b: Zum Pflanzenartenschutz in Wäldern Niedersachsens. – *NNA-Berichte* 5/93: 21–29.
- Zacharias, D., Brandes, D., 1989: Floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. – *Stud. Plant. Ecol.* 18: 278–280.
- Zacharias, D., Brandes, D., 1990: Species arealrelationship and frequency. –

Floristical data analysis of 44 isolated woods in Northwestern Germany. – *Vegetatio* 88: 21–29.

Danksagung

Das Vorhaben der Untersuchung von Wäldern alter Waldstandorte in der Kulturlandschaft des nördlichen Harzvorlandes ist ein Teilprojekt eines Forschungsvorhabens, in dem unter der Leitung von Prof. Brandes (TU Braunschweig) unterschiedliche Habitatsisolate vergleichend geobotanisch untersucht werden. Für die Betreuung meiner Arbeit im Rahmen dieses Vorhabens danke ich Herrn Prof. Brandes. Für Hinweise zum Manuskript danke ich Herrn Olaf von Drachenfels (Hannover) sowie Herrn Eckhard Garve (Hannover).

Anschrift des Verfassers

Dr. Dietmar Zacharias
Niedersächsisches Landesamt
für Ökologie
Abteilung Naturschutz
Scharnhorststraße 1
30175 Hannover

Zur Veränderung und Schutzfähigkeit historisch alter Wälder in Schleswig-Holstein

von Werner Härdtle

1. Einleitung

Der Bedeutung historisch alter Wälder für den Artenschutz haben sich – insbesondere seit Beginn der 80er Jahre – eine wachsende Zahl von Untersuchungen gewidmet (vgl. u. a. *Peterken* 1981; *Peterken* und *Game* 1981, 1984; *Dzwonko* und *Loster* 1988; *Dülge* 1988; *Herm* 1989; *Wulf* 1993). Als übereinstimmendes Ergebnis zeigen sie, daß die Vorkommen einer Vielzahl charakteristischer Waldarten überwiegend und teilweise sogar ausschließlich auf historisch alte Waldstandorte begrenzt bleiben. Im Rahmen eines langfristigen Schutzes von Waldlebensgemeinschaften kommt historisch alten Wäldern somit eine Sonderstellung zu.

Zugleich erweist sich ein wirksamer Schutz der für historisch alte Wälder charakteristischen Flora als problematisch. Im Norddeutschen Tiefland geben Wiederholungskartierungen Hinweise darauf, daß sich die Vegetation historisch alter Wälder deutlich verändert hat und einzelne, gerade für diese Waldgebiete charakteristischen Arten zunehmend seltener wurden (vgl. *Herm*, *Ellenberg* 1986, 1989; *Hering* 1986; *Härdtle* 1990a; *Wulf* 1992). Demgemäß findet sich ein Teil der an historisch alte Wälder gebundenen Sippen zugleich auf der Roten Liste gefährdeter Gefäßpflanzen.

Ziel vorliegender Studie ist, am Beispiel historisch alter Wälder in Schleswig-Holstein das Ausmaß entsprechen-

der Veränderungen aufzuzeigen und wesentliche Ursachen dieser Entwicklung zu benennen. Zugleich gilt es, im Hinblick auf gegenwärtig wirksame Gefährdungsfaktoren Maßnahmen zum Schutz sowie die Schutzfähigkeit entsprechender Waldlebensgemeinschaften zu diskutieren.

2. Methoden

Als historisch alte Wälder (ancient woodlands) werden solche Flächen bezeichnet, die über einen gewissen Mindestzeitraum bis hin zur Gegenwart eine durchgehende Bestockung mit Wald zeigen. In der Regel wird der Nachweis hierzu mittels historisch alter Karten erbracht. Für das westbaltische Jungmoränengebiet (Dänemark, Schleswig-Holstein) wurden genaue Topographische Karten (im Maßstab von etwa 1:25 000 und 1:100 000) erstmalig zu Beginn des 19. Jahrhunderts erstellt (Karte des Herzogtums Schleswig von Du Plat 1804/1805, Karte der „Dänischen Gesellschaft der Wissenschaften“ um 1800). Da Geländearbeiten zur Auf-

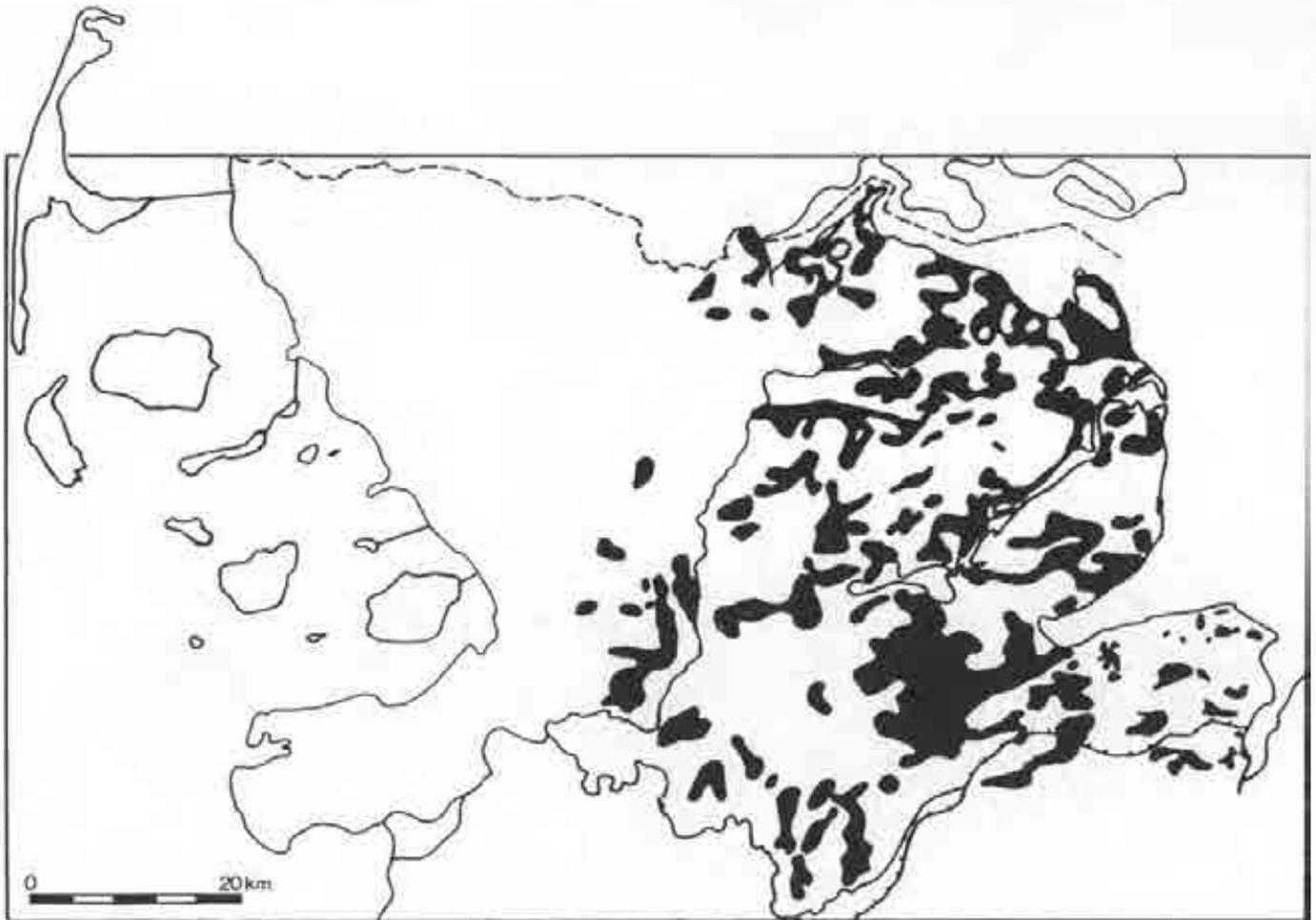


Abb. 1. Waldverteilung im Landesteil Schleswig um 1650 (gezeichnet nach Karten der Landesbeschreibung von Danckwerth 1652; schwarz: Ausdehnung der Waldflächen).

nahme dieser Karten überwiegend im letzten Viertel des 18. Jahrhunderts stattfanden, läßt sich anhand des genannten und in der Folgezeit entstandenen Kartenmaterials (bspw. Karte der „Preußischen Landesaufnahme“ von 1878) eine Waldbestockung entsprechender Flächen über einen Zeitraum von 200 bis 225 Jahren belegen. Vergleichbare Zeiträume als „historisch alt“ zu wertender Wälder liegen auch Untersuchungen von *Hermy und Stieperaere* (1981) und *Wulf* (1993) zugrunde.

Abbildung 1 zeigt am Beispiel des nördlichen Schleswig-Holstein, welche Bewaldungsverhältnisse zum Ausgang des 18. Jahrhunderts bestanden (rekonstruiert nach Angaben der Karte der Dänischen Gesellschaft der Wissenschaften).

Für einzelne Gebiete Schleswig-Holsteins kann mit Hilfe der – topographisch allerdings weniger genauen – Karten von *J. Mejer* (in *Danckwerth*

1652) ein Waldbestockungs-Nachweis über eine Dauer von etwa 350 Jahren erbracht werden (Kartenausschnitt für den Landesteil Schleswig vgl. Abb. 2).

Zur Einschätzung qualitativer Veränderungen im Arteninventar wurde die Bindungsstärke solcher Waldpflanzen an historisch alte Waldstandorte untersucht, die zugleich auf der Roten Liste gefährdeter Gefäßpflanzen (nach *Mierwald* 1990) geführt werden. Eine Auswertung floristischer Kartierungen in Schleswig-Holstein (vgl. *Raabe et al.* 1982; *Raabe* 1987; *Härdtle* 1993) gab für diese Sippen Aufschluß darüber, wie stark sich deren Populationsgrößen verändert haben und welche Hauptursachen dafür benannt werden können.

3. Zur Veränderung der Vegetation historisch alter Wälder

Für Teile des Nordwestdeutschen Tieflands (Stader Geest) konnte *Wulf* (1993) zeigen, daß Populationen verschie-

dener, überwiegend an historisch alte Wälder gebundener Pflanzenarten in ihrem Fortbestand mehr oder minder stark gefährdet sind. Vergleichbare Verhältnisse ergeben sich für historisch alte Wälder in Schleswig-Holstein. Wie Tabelle 1 zeigt, können 17 Waldarten der Roten Liste benannt werden, die – bezogen auf Waldflächen der nördlichen Landeshälfte – eine deutliche Bindung an historisch alte Waldstandorte aufweisen. Stichprobenartig in Holstein und Dänemark durchgeführte Untersuchungen deuten an, daß die gegebene Einschätzung zu deren Habitatpräferenz für das gesamte westbaltische Moränengebiet zutrifft.

Für einen Teil dieser Sippen liegen zeitlich differenzierte Karten über Fundpunkte in Schleswig-Holstein vor (*Raabe et al.* 1982; *Raabe* 1987). Danach läßt sich für acht der insgesamt 17 genannten Arten in Schleswig-Holstein ein drastischer Bestandsrückgang während der vergangenen fünf Jahr-

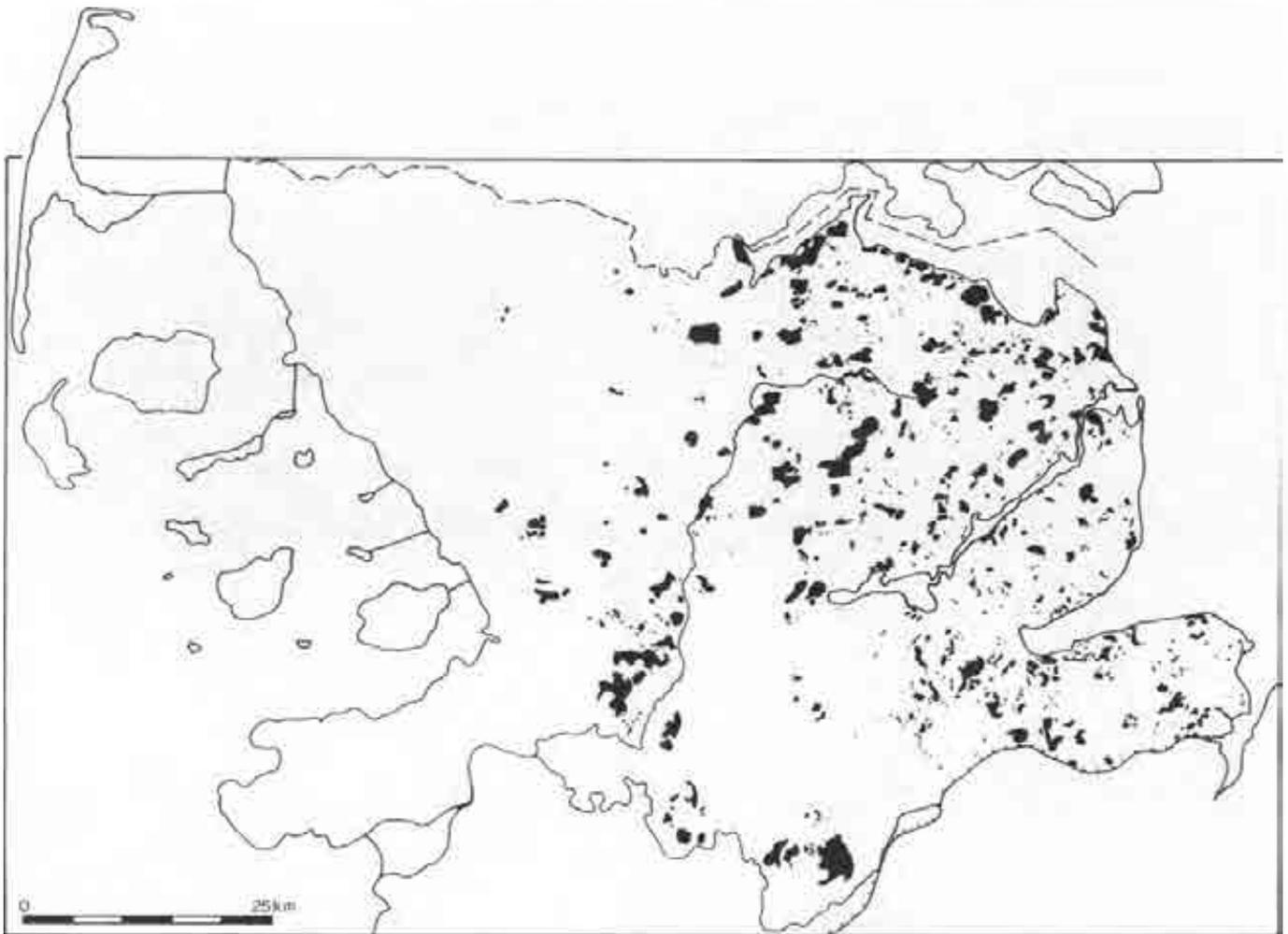


Abb. 2. Waldverteilung im Landesteil Schleswig um 1800 (gezeichnet nach Karten der „Dänischen Gesellschaft der Wissenschaften“).

Art	Gefährdung n. R. L.*	Bindung der Art an historisch alte Wälder (in % ihrer Gesamtvorkommen)	Anzahl aktueller Vorkommen (abs.)
<i>Carex pendula</i>	4	100(?)	2
<i>Hieracium fuscocinereum</i>	4	100(?)	2
<i>Lathyrus vernus</i>	2	100	6
<i>Neottia nidus-avis</i>	2	100	10
<i>Polygonatum verticillatum</i>	1	100(?)	4
<i>Luzula sylvatica</i>	4	96	23
<i>Bromus ramosus</i>	3	88	17
<i>Primula vulgaris</i>	3	88	147
<i>Orchis mascula</i>	3	87	70
<i>Actaea spicata</i>	4	80	20
<i>Thelypteris limbosperma</i>	2	80(?)	5
<i>Bromus benekenii</i>	3	79	19
<i>Campanula latifolia</i>	3	75	72
<i>Circaea alpina</i>	2	75(?)	4
<i>Hepatica nobilis</i>	2	75	8
<i>Carex digitata</i>	4	67(?)	3
<i>Allium ursinum</i>	4	58	12

* nach Mierwald (1990)

(?) Einschätzung aufgrund der geringen Präsenz der betrachteten Art (aktuell fünf oder weniger Vorkommen im USG) unsicher

Tab. 1. Gefährdungsgrad und Bindungsstärke von 17 Waldarten an historisch alte Wälder (nördl. Schleswig-Holstein)

zehnte belegen. Betroffen sind Bestände von *Carex pendula*, *Lathyrus vernus*, *Neottia nidus-avis*, *Polygonatum verticillatum*, *Thelypteris limbosperma*, *Circaea alpina*, *Carex digitata* und *Allium ursinum*. Tabelle 2 zeigt, daß in dieser Zeit näherungsweise zwischen 30 und 70 % ehemals bekannter Vorkommen dieser Arten erloschen sind. Ein Beispiel für die Bestandesentwicklung einiger für das *Hordelymo-Fagetum* (*Lathyrus vernus*-Subassoziations-Gruppe) bezeichnender Arten gibt Abbildung 3. Die skizzierte Entwicklung steht stellvertretend für andere, oben genannte Sippen und läßt deutliche Veränderungen im Arteninventar historisch alter Wälder erwarten.

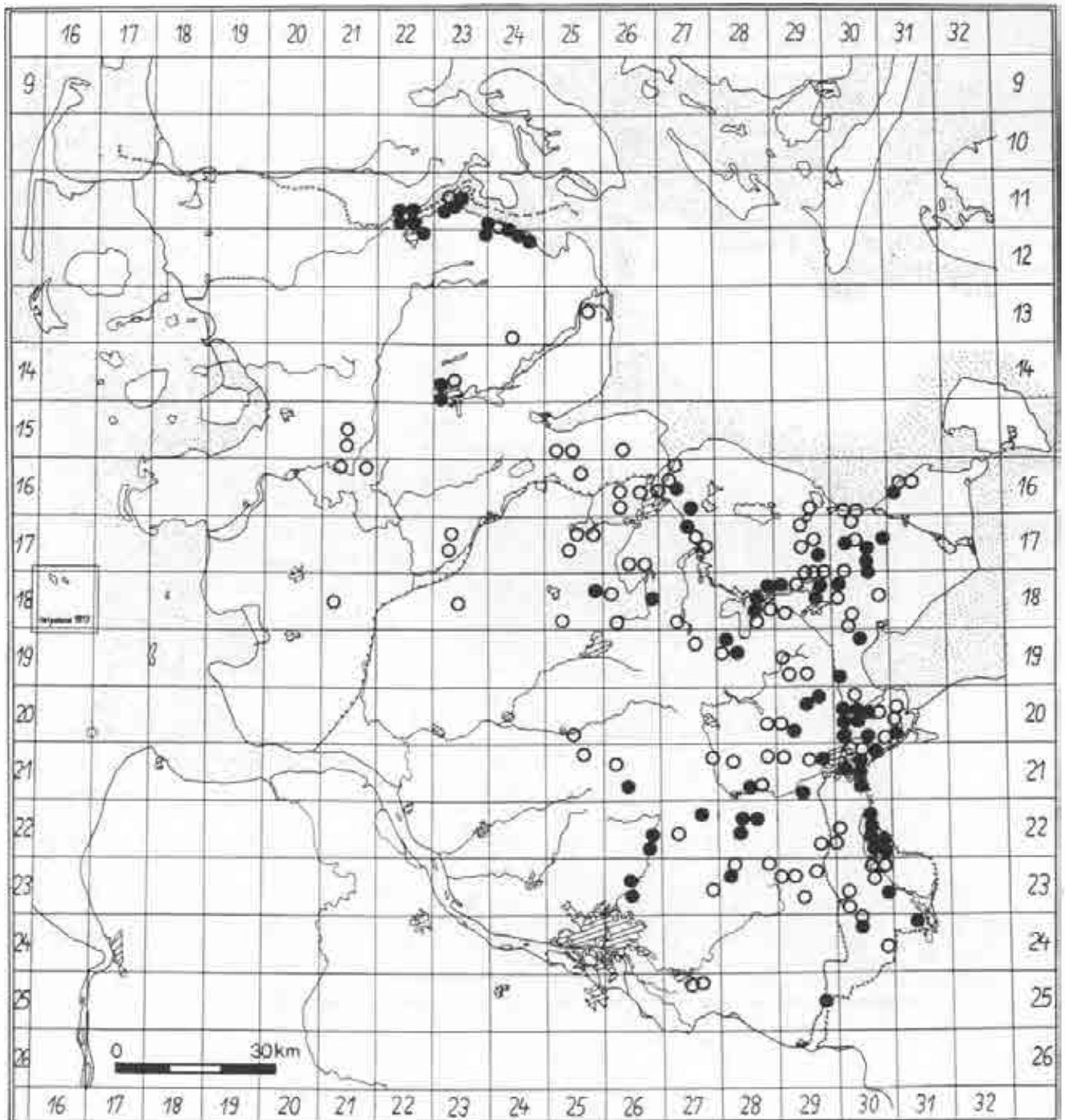


Abb. 3. Ehemalige (○) und aktuelle (●) Vorkommen einiger bezeichnender Arten des Hordelymo-Fagetum (*Lathyrus vernus*-Subassoziations-Gruppe; *Carex digitata*, *Hepatica nobilis*, *Lathyrus vernus*; nach Dierssen et al. 1988).

4. Hauptursachen für Veränderungen im Arteninventar historisch alter Wälder

Im Rahmen floristischer Wiederholungskartierungen lassen sich häufig Ursachen für Rückgang oder Ausfall einzelner Sippen am betrachteten

Wuchsort benennen. Da nicht in jedem Fall Analysen zur Veränderung einer vormals gegebenen Bestandessituation möglich sind, sei mit Tabelle 3 eine qualitative Einschätzung zur Wirkung einzelner Gefährdungsfaktoren gegeben. Diese beruht auf floristisch-vegetationskundlichen Vergleichsunters-

chungen, die in etwa 220 Laubwaldgebieten Schleswig-Holsteins durchgeführt wurden (Härdtle 1993).

Aus Tabelle 3 ist ersichtlich, daß vorrangig forstliche Maßnahmen (Gehölzartenwahl, Durchforstung und Holzbringung) als Gefährdungsfaktoren heute seltener Waldsippn wirksam

Tab. 2. Vorkommensrückgang einiger Waldarten in Schleswig-Holstein während der vergangenen fünf Jahre

Art	Anzahl ehemals bekannter Vorkommen der Sippe (bis 1960)	Anzahl heute noch bekannter Vorkommen der Sippe in Schleswig-Holstein	Vorkommensrückgang (in %)
<i>Carex pendula</i>	8	4	50
<i>Lathyrus vernus</i>	48	25	48
<i>Neottia nidus-avis</i>	95	39	59
<i>Polygonatum verticillatum</i>	15	5	67
<i>Thelypteris limbosperma</i>	78	25	68
<i>Circaea alpina</i>	73	25	66
<i>Carex digitata</i>	50	27	46
<i>Allium ursinum</i>	40	27	32

sind und diese demgemäß ganz wesentlich auf die Schutzfähigkeit einzelner Arten Einfluß nehmen. Der geschilderte Befund wird durch Untersuchungen von Thielcke (1978), Heydemann (1982) und Winterhoff et al. (1984) bestätigt.

Für einige Sippen kann angenommen werden, daß sich Konkurrenzbedingungen infolge allochthoner Nährstoffeinträge (insbesondere N-Depositionen) verschlechtert haben (vgl. Zeile 3 in Tab. 3). Für das nordöstliche Schleswig-Holstein belegen Wiederholungs-

kartierungen von Hering (1986), daß sich die Artenzusammensetzung der Feldschicht historisch alter Wälder im Verlauf von knapp drei Jahrzehnten stark zugunsten von Stickstoffzeigern verschoben hat. Der Untersuchung des Autors liegen floristische Analysen von 33 Aufnahmeflächen zugrunde, die sich auf insgesamt zehn historisch alte Waldgebiete verteilen. Diese wurden erstmalig in den Jahren 1958/1959 und erneut im Jahr 1985 aufgenommen. Errechnet man die kumulative Frequenz (= Stetigkeit) aller Vorkommen einzelner Sippen und trägt diese gegen ihren Stickstoff-Zeigerwert (nach Ellenberg et al. 1991) auf, so ergibt sich für die entsprechenden Untersuchungsjahre die in Abbildung 4 gezeigte Verteilung. Danach hat vor allem die Präsenz solcher Arten zugenommen, die N-Zeigerwerte zwischen 7 und 9 (nach Ellenberg et al. 1991 deutliche Stickstoff-Zeiger) aufweisen. Noch augenfälliger wird dieser Entwicklungstrend, wenn die kumulative Frequenz der in den Jahren 1958/59 vorhandenen Sippen als 100 % betrachtet und unter Bezug hierauf jene der 1985 gegebenen Artenverteilung errechnet wird. Das Ergebnis dieser Berechnung verdeutlicht Abbildung 5. Im Vergleich zur Ausgangssituation nahm vor allem die kumulative Frequenz solcher Arten zu, die N-Zeigerwerte von 8–9 aufweisen. Es sei an dieser Stelle erwähnt, daß Ellenberg (in Ellenberg et al. 1991) die Zuordnung von Stickstoffzahlen zu Pflanzenarten nur als „Versuch“ betrachtet, die aufgezeigten Ergebnisse demgemäß nur Hinweise auf mögliche Eutrophierungsprozesse geben.

Von forstlichen Meliorations-, namentlich Entwässerungsmaßnahmen (vgl. Zeile 5 in Tab. 3) sind vorrangig Auen- und Bruchwälder und damit Populationen der an diese Waldgesellschaften gebundenen Arten betroffen (im Gebiet *Carex pendula*, *Orchis mascula*, *Circaea alpina*). Am Beispiel der Bornhöveder Seenkette – einem von Natur aus Bruch- und Auenwaldreichen Gebiet der schleswig-holsteinischen Jungmoräne – konnten Schrautzer et al. (1991) zeigen, daß Grundwasserspiegelsenkungen einen krassen Wandel im Artengefüge dort vorkommender, überwiegend historisch alter Wälder nach sich zogen. Über die Hälfte der heute noch bestehenden

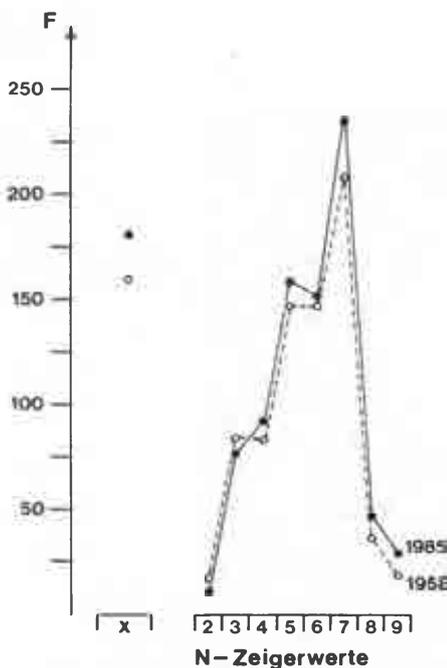


Abb. 4. Kumulative Frequenz (F, y-Achse) aller Arten mit gleichem Stickstoffzeigerwert (x-Achse) für 33 untersuchte Laubwaldflächen im nördlichen Schleswig-Holstein (nach Hering 1986 und Herm. Ellenberg 1987); --- = nach Vegetationsanalysen in den Jahren 1958/1959, — = nach Vegetationsanalysen im Jahr 1985, X = Pflanzenarten mit unbestimmtem Verhalten im N-Gradienten (Zeigerwerte nach Ellenberg et al. 1991).

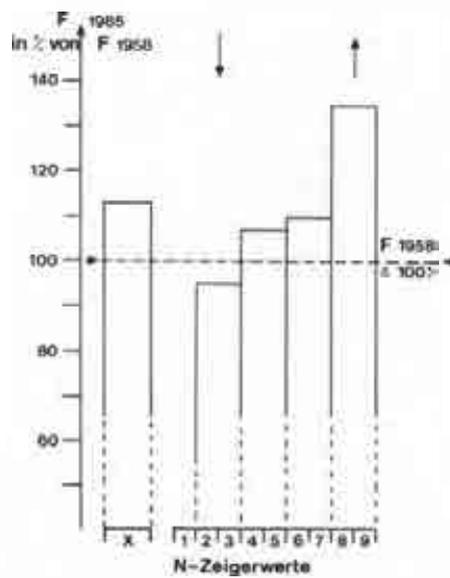


Abb. 5. Darstellung der kumulativen Frequenz aller 1985 auftretenden Arten in bezug auf die Artenzusammensetzung 1958/1959 (kumulative Frequenz aller 1958/1959 auftretenden Arten = 100 %; nach Hering 1986 und Herm. Ellenberg 1987).

Tab. 3. Beurteilung verschiedener Gefährdungsfaktoren (Zeilen 1–9) für die betrachteten Waldarten in Schleswig-Holstein

	<i>Carex pendula</i>	<i>Hieracium fuscocinerereum</i>	<i>Lathyrus vernus</i>	<i>Neottia nidus-avis</i>	<i>Polygonatum verticillatum</i>	<i>Luzula sylvatica</i>	<i>Bromus ramosus</i>	<i>Primula vulgaris</i>	<i>Orchis mascula</i>	<i>Actaea spicata</i>	<i>Thelypteris limbosperma</i>	<i>Bromus benekenii</i>	<i>Campanula latifolia</i>	<i>Circaea alpina</i>	<i>Hepatica nobilis</i>	<i>Carex digitata</i>	<i>Allium ursinum</i>
1: Holzeinschlag/ Holzrücken	++	++	++	+	+	+	++	++	+	++	++	++	++	+	++	++	+
2: Waldbesucher	+	+	+	0	0	0	+	+	0	+	+	+	+	0	+	+	0
3: Alloch. Nährstoff- eintrag/Eutroph.	+	+	+	+	+	++	+	+	+	+	++	+	+	+	+	+	+
4: Wildbestand	0	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	+
5: Entwässerung/ Bodenmelioration	++	0	0	+	0	0	+	+	++	0	0	0	0	++	0	0	0
6: Durchforstung (Freistellung)	+	+	++	++	++	+	+	++	++	++	+	+	+	+	++	+	+
7: Nadelholz-/ Pappelanbau	++	++	++	++	++	+	++	++	++	++	+	++	++	++	++	++	++
8: Bodenverwundung (für Naturverj.)	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	++	0	0	0	0	0	0
9: Sammelaktivität v. Waldbesuchern	0	0	0	0	0	0	0	++	+	0	0	0	+	0	++	0	0

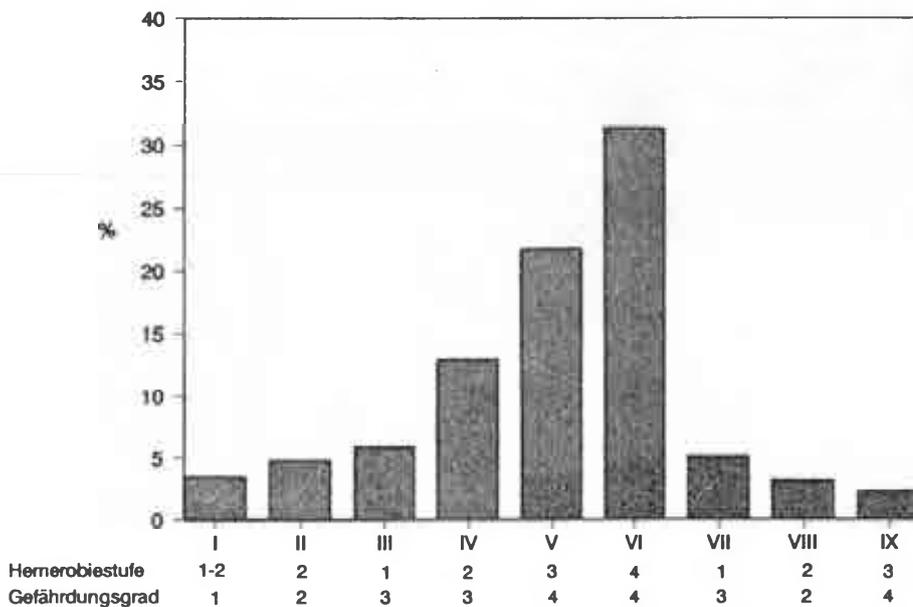
++: in Schleswig-Holstein wesentlicher Gefährdungsfaktor für die betrachtete Sippe
 +: in Schleswig-Holstein möglicher Gefährdungsfaktor für die betrachtete Sippe
 0: Gefährdungsfaktor derzeit ohne erkennbaren Einfluß auf die Population der betrachteten Sippe

Bruch- und Auenwaldfläche weist einen α -meso- bis euhemeroben Zustand auf (Hemerobiestufen 3 und 4 im Sinne von Schrautzer 1988, vgl. Abb. 6). Historisch alte und zugleich wenig gestörte Bruch- und Auenwälder haben im Gebiet Reliktcharakter (11 [Flächen-] % derzeit mit einer Hemerobiestufe von 1[–2] = oligohemerob).

5. Folgerungen für Pflege- und Schutzmaßnahmen

Führt man sich gegenwärtig wirksame Gefährdungsfaktoren seltener und an historisch alte Wälder gebundener Pflanzenarten vor Augen, so wird deutlich, daß bereits im Rahmen einer „naturgemäßen Waldwirtschaft“ wesentlichen Zielen des Arten- und Biotopschutzes entsprochen werden kann (vgl. Fischer 1992). Im folgenden seien daher stichwortartig und mit Hinblick auf Ziele des Artenschutzes wichtige Grundsätze dieser Form der Waldnutzung aufgezeigt:

- Ausschließliche Verwendung standortsgerechter, im Bezugsgebiet autochthoner Baumarten oder Baumartenmischungen.
- Keine Kahlschlag- oder Großflächenwirtschaft.
- Möglichst hoher Anteil an alten, starken Bäumen; Nutzung nach Zieldurchmessern (-stärke) von Einzelbäumen und nicht nach Zielalter von flächigen Beständen.



- I *Carex elongatae*-Alnetum sphagnetosum, Var. von *Carex pseudocyperus*
- II *Carex elongatae*-Alnetum sphagnetosum, Var. von *Rubus idaeus*
- III *Carex elongatae*-Alnetum typicum, Var. von *Carex pseudocyperus*
- IV *Carex elongatae*-Alnetum typicum, Var. von *Rubus idaeus*
- V *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausb. von *Lonicera periclymenum*
- VI *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Ausb. von *Poa trivialis*
- VII *Fraxino*-Alnetum
- VIII *Betula pubescens*-Gesellschaft, Ausb. von *Sphagnum squarrosum*
- IX *Betula pubescens*-Gesellschaft, Ausb. von *Lonicera periclymenum*

Abb. 6. Flächenanteile von Bruch- und Auenwälder verschiedener Hemerobiestufen und Gefährdungsgrade an der gesamten Feuchtwaldfläche im Gebiet der Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein; aus Schrautzer et al. 1991).

■ Die Verjüngung eines Bestandes sollte weitgehend der Natur überlassen werden, denn auch vorhandene Lücken werden durch Naturverjüngung im Laufe von Jahrzehnten ausgeglichen.

■ Boden- und bestandespflegliche Holzbringung; verstärkter Einsatz von Pferden und Seilverfahren zum Vorrücken von Holz. Breite Rückegassen mit Bodenverwundung und -verdichtung führen zur Verinselung einzelner Waldbereiche und können über Jahrzehnte Bodenbiologie, Vegetationsentwicklung und Naturverjüngung beeinträchtigen.

■ Anlage und Pflege weitgehend geschlossener Waldaußenränder.

■ Rücksichtnahme auf alle Sonderbiotope und -standorte (gegebenenfalls Nutzungsverzicht auf kleineren Flächen).

■ Verzicht auf Meliorationsmaßnahmen (wie z.B. Anlage, Unterhaltung oder Ausbau von Entwässerungsgräben sowie Bodenverwundungen zur Förderung der Naturverjüngung).

■ Steigerung des Totholzanteils, Tolerierung von Inseln alter oder absterbender Bäume in Wirtschaftswäldern (insbesondere wenn diese Reliktpopulationen seltener Arten aufweisen).

■ Regulierung der Schalenwildbestände, um Zielsetzungen einer naturnahen Forstwirtschaft verwirklichen zu können.

Allerdings lassen sich in Wirtschaftswäldern (selbst bei naturnaher Nutzung) Ziele des Waldbiotopschutzes nicht in vollem Umfang realisieren, da diese für sich genommen dem Anspruch einer „multifunktionalen Bedeutung“ heute vorhandener Waldflächen nicht gerecht werden (vgl. *Sturm* 1989; *Härdtle* 1990b). In dieser Hinsicht kommt Naturwaldreservaten eine Schlüsselrolle zu. Im Rahmen von Reservatsausweisungen sollten – den geschilderten floristischen Besonderheiten Rechnung tragend – historisch alte Wälder mitberücksichtigt oder – sofern möglich – diese in bestehende Schutzgebiete eingebunden werden. Ansprüchen des Arten- und Biotopschutzes würde damit in idealer Weise entsprochen. Als Ergebnis einer über mehrere Jahrhunderte währenden Entwicklungsgeschichte sind Lebensgemeinschaften historisch alter Wälder nicht ersetzbar (vgl. *Hermy* 1989; *Wulf* 1992); ein „ökologischer Ausgleich“ durch

Neugründung von Wäldern wäre – auch bei größerer Gesamtwaldfläche und standortgerechter Baumartenwahl – nicht gegeben. Ausbreitungsbedingungen von Reliktpopulationen können vor allem dann verbessert werden, wenn Waldneugründungen im unmittelbaren Kontakt zu historisch alten Waldflächen vorgenommen werden. So zeigen rezente Wälder eine signifikant höhere Anzahl bezeichnender Waldsippen, wenn diese an historisch alte Waldstandorte grenzen (*Peterken* und *Game* 1984; *Dzwonko* und *Loster* 1988).

Das Ausmaß der für Waldökosysteme tolerierbaren Stickstoff-Depositionen kann – in Näherung – durch „critical loads“-Werte angegeben werden. Danach dürfen – um Veränderungen im Artengefüge langfristig ausschließen zu können – jährliche Gesamtstickstoff-Einträge in Wälder mäßig saurer Standorte (z. B. Waldgesellschaften des Fagion) einen Wert von 10 bis 15 kg/ha nicht überschreiten (vgl. *Boxman* et al. 1988; *Liljelund* und *Torstensson* 1988). Für Schleswig-Holstein betragen die jährlich mit Freilandniederschlag deponierten Gesamtstickstoffmengen derzeit etwa 17–20 kg/ha (*Blume* et al. 1985; *Twenhöven* 1992).

Gesetzliche Schutzbestimmungen (z. B. auf der Grundlage des Landesnaturschutzgesetzes) für Feucht- und Bruchwälder verfehlen ihr Ziel, solange Standortveränderungen wie allochthone Nährstoffeinträge und Grundwasserspiegelsenkungen großflächig wirksam sind. Daher zielen heute gültige Schutzvorgaben (Verbot direkter Eingriffe) am tatsächlichen Gefährdungspotential vorbei. Die im Landesnaturschutzgesetz mit der „Landwirtschaftsklausel“ attestierte Sonderrolle der landwirtschaftlichen Bodennutzung weicht zudem die intendierten Schutzziele auf. Nur solche Bestände erweisen sich heute noch als schutzfähig, die in großflächig extensiv genutzte Landschaftsbereiche eingebettet sind und in denen Veränderungen des aktuellen Grundwasserregimes unterbleiben (*Schrautzer* et al. 1991). Vegetationskomplexe historisch alter Wälder auf mineralischen und organogenen Böden bilden demgemäß wertvollste Bausteine in einem System von Waldschutzgebieten, wenn dieses anhand ausgewählter Beispiele das natürliche

Waldbild der schleswig-holsteinischen Moränenlandschaft vollständig repräsentieren soll.

5. Zusammenfassung

Aufgrund ihres Reichtums an walddespezifischen Arten kommt historisch alten Wäldern ein besonderer Schutzwert zu. Ihre Schutzfähigkeit scheint demgegenüber gegenwärtig nicht oder nur teilweise gegeben. Vorliegende Studie versucht, am Beispiel historisch alter Wälder Schleswig-Holsteins das Ausmaß floristischer Veränderungen aufzuzeigen und wesentliche Ursachen dieser Entwicklung zu benennen. Im Hinblick auf gegenwärtig wirksame Gefährdungsfaktoren werden Maßnahmen zum Schutz historisch alter Wälder diskutiert.

Im Untersuchungsgebiet kommen 17 Waldarten vor, die auf der Roten Liste gefährdeter Gefäßpflanzen geführt werden und zugleich eine hohe Bindung an historisch alte Waldstandorte zeigen. Aufgrund zeitlich differenzierter Karten über Fundpunkte in Schleswig-Holstein läßt sich für acht Arten belegen, daß diese während der vergangenen fünf Jahrzehnte zwischen 30 und 70 % ihrer ehemaligen Vorkommen verloren haben.

Als wesentliche Gefährdungsfaktoren dieser Arten sind gegenwärtig forstliche Maßnahmen (Gehölzartenwahl, Durchforstung, Verfahren der Holzbringung) wirksam. Vergleichskartierungen zeigen, daß überdies allochthoner Stickstoffeintrag zu deutlichen Verschiebungen im Arteninventar der Feldschicht historisch alter Wälder geführt hat. In Feuchtwäldern haben Grundwasserspiegelsenkungen einen Ausfall bezeichnender Waldarten zur Folge.

Zielen des Artenschutzes in Wirtschaftswäldern kann bereits dann weitgehend entsprochen werden, wenn diese unter Gesichtspunkten einer „naturnahen Waldwirtschaft“ genutzt würden. Zugleich sollten historisch alte Wälder im Rahmen von Reservatsausweisungen mitberücksichtigt oder in bestehende Reservate einbezogen werden. Im Hinblick auf N-Depositionen können Veränderungen im Arteninventar langfristig nur dann ausgeschlossen werden, wenn diese Werte von 10 bis 15 kg/ha a (critical load) nicht

überschreiten. Feuchtwälder sind derzeit langfristig nur dann schutzfähig, wenn diese in großflächig extensiv genutzte Landschaftsbereiche eingebettet sind und Veränderungen des aktuellen Grundwasserregimes unterbleiben.

6. Abstract

Ancient woodlands are with regard to their species richness particularly valuable for nature conservation. However, a long-term protection of these woodlands seems to be difficult or even impossible at present. This study describes the extent of floristical changes in ancient woodlands of Schleswig-Holstein (Northern Germany) and summarizes the main reasons for this development.

In the area investigated 17 woodland species are both species of the red data book and closely associated with ancient woodlands. For 8 of these species maps are available showing their former and actual occurrence in Schleswig-Holstein. According to that maps between 30 and 70% of former known stands have disappeared during the last five decades.

On the basis of 220 investigated woodlands it could be concluded, that silvicultural treatment (e.g. thinning of forests, tree species composition, methods of wood removal) mainly affects development and ability of protection of rare woodland species. In addition, allochthon nitrogen supply leads to a qualitativ and quantitativ change in the species composition of the herb layer of ancient woodlands (e.g. by favouring *Urtica dioica* and *Impatiens noli-tangere*). As a consequence of drainage species typical for communities of the Alnion and Alno-Ulmion were replaced, mainly by *Rubus idaeus* or *Urtica dioica*.

Most of woodland species which are rare today are protectable under conditions of a "natural silvicultural treatment". A set up of forest reserves should integrate those stands of ancient woodlands showing a natural tree composition and structure. Long-term changes in species composition may not occur due to allochthon nitrogen supply, when deposition rates ("critical loads") doesn't exceed values between 10 and 15 kg/ha a (with regard to Fagion-communities). At present the floristic richness of ancient woodlands

on wet soils is only protectable, when these woodlands are components of not or weakly fertilized landscapes and changes in ground water level are prevented.

7. Literatur

- Blume, H.-P.; Lamp, J.; Schimming, C. G.; Wiese, D.; Zingk, M., 1985: Bodenbelastung aus der Luft? – Schriftenr. Agrarwiss. Fakultät Univ. Kiel 67: 44–51, Kiel.
- Boxman, D.; van Dijk, H.; Roelfs, J., 1988: Critical loads for nitrogen, with special emphasis on ammonium. – In: Nilsson, J.; Grennfelt, P. (Edit.): Critical loads for sulphur and nitrogen. – Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, org. by UN-ECE and Nordic Council of Ministers: 295–322, Stockholm.
- Danckwerth, C., 1652: Neue Landesbeschreibung der zweij Hertzogthümer Schleswich und Holstein. Zusambt mit vielen newen Landkarten ... von Johanne Mejero ... elaboriert, durch Casporum Danckwerth zusammengetragen. – 301 S.
- Dierssen, K. et al., 1988: Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. – Schriftenr. Landesamt Natursch. u. Landschaftspf. 6: 1–157, Kiel.
- Dülge, R., 1988: Wälder als Habitatseln für Carabiden. Die Bedeutung von Flächengröße und Isolation der Standorte für Besiedlung und Ausbreitung. – Dipl.-Arb., Univ. Bremen: 148 S.
- Dzwonko, Z.; Loster, S., 1988: Species richness of small woodlands of the western Carpathian foothills. – Vegetatio 76: 15–27, Dordrecht/Boston/London.
- Ellenberg, Heinz; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulißen, D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobot. 18: 1–248, Göttingen.
- Ellenberg, Herm., 1986: Immissionen-Produktivität der Krautschicht-Populationsdynamik des Rehwildes: ein Versuch zum Verständnis ökologischer Zusammenhänge. – Natur u. Landsch. 61(9): 335–340, Köln/Bonn.
- Ellenberg, Herm., 1988: Naturschutz und Immission. – In: Jüdes, U.; Kloehn, E.; Nolof, G.; Ziesemer, F.

(Hrsg.): Naturschutz in Schleswig-Holstein. – Wachholtz, Neumünster: 51–58.

- Ellenberg, Herm., 1989: Eutrophierungsveränderungen der Waldvegetation: Folgen für und Rückwirkungen durch Rehwildverbiß. – Verh. Ges. Ökol. 17: 425–435, Göttingen.
- Fischer, A., 1992: Welche Bedeutung haben Rote Listen für den Artenschutz im Wald? Eine kritische Würdigung. – Forstw. Cbl. 111: 225–235, Hamburg/Berlin.
- Härdtle, W., 1990a: Buchenwälder auf Mergelhängen in Schleswig-Holstein. – Tuexenia 10: 475–486, Göttingen.
- Härdtle, W., 1990b: Naturwaldreservate – ein notwendiger Beitrag zum Waldschutz in Schleswig-Holstein. – Grüne Mappe LNV Schl.-Holst. 1990: 14–19, Kiel.
- Härdtle, W., 1993: Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (*Quercus-Fagetea*) im nördlichen Schleswig-Holstein. – Polykopie, Univ. Kiel: 439 S.
- Hering, H., 1986: Veränderung der floristischen Struktur von Waldökosystemen in Schleswig-Holstein. – Dipl.-Arb., Univ. Hamburg: 95 S. u. Anh.
- Herm, M., 1989: Former land use and its effects on the composition and diversity of woodland communities in the western part of Belgium. – Stud. plant ecol. 18: 104, Uppsala.
- Herm, M., Stieperaere, H., 1981: An indirect gradient analysis of the ecological relationship between ancient and recent riverine woodlands to the south of Breges (Flanders, Belgium). – Vegetatio 44: 43–49, Dordrecht/Boston/London.
- Heydemann, B., 1982: Der Einfluß der Waldwirtschaft auf Waldökosysteme aus zoologischer Sicht. – In: Deutscher Rat für Umweltfragen (Hrsg.): Waldwirtschaft und Naturschutz. – Schriftenr. d. dtsh. Rates f. Landespf. 40: 926–944
- Liljelund, L.-E., Torstensson, P., 1988: Critical load of nitrogen with regard to effects on plant composition. – In: Nilsson, J.; Grennfelt, P. (Edit.): Critical loads for sulphur and nitrogen. – Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, org. by UN-ECE and Nordic Council of Ministers: 295–322, Stockholm.

- Lütke Twenhöven, F., 1992: Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. u. Hmb. 44: 1–172, Kiel.
- Mierwald, U., unter Mitarb. von J. Beller, 1990: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins. – Landesamt f. Natursch. Landschaftspf. Schl.-Holst. (Hrsg.), Kiel: 44 S.
- Peterken, G.F., 1981: Wood anemone in central Lincolnshire: an ancient woodland indicator? Transactions of the Lincolnshire Naturalists. – Trans. Linc. Natural. Union 20: 78–82.
- Peterken, G. F.; Game, M., 1981: Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. – Jour. Ecol. 69: 781–796.
- Peterken, G. F.; Game, M., 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. – Jour. Ecol. 72: 155–182.
- Raabe, E.-W. (Hrsg.: Dierßen, K., Mierwald, M.), 1987: Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. – Wachholtz, Neumünster: 654 S.
- Raabe, E.-W.; Brockmann, C.; Dierßen, K., 1982: Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. u. Hmb. 32: 1–317, Kiel.
- Schrautzer, J.; Härdtle, W.; Hemprich, G.; Wiebe, C., 1991: Zur Synökologie und Synsystematik gestörter Erlenwälder im Gebiet der Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein). – Tuexenia 11: 293–307, Göttingen.
- Sturm, K., 1989: Was bringt die naturgemäße Waldwirtschaft für den Naturschutz? – NNA-Berichte 2/3: 154–158, Schneverdingen.
- Thielke, G., 1978: Leitlinien eines Artenschutzprogrammes. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 11: 467–477, Karlsruhe.
- Winterhoff, W. und Mitarbeiter, 1984: Vorläufige Rote Liste der Großpilze (Makromyzeten). – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 11: 161–167, Karlsruhe.
- Wulf, M., 1992: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschlands. – Diss. Bot. 185: 1–245, Berlin/Stuttgart.
- Wulf, M., 1993: Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz. – Verh. Ges. Ökol. 22: 269–272, Zürich.

Anschrift des Verfassers

Dr. Werner Härdtle
Universität Lüneburg
FB 3, Ökologie
Wilschenbrucher Weg 84
21335 Lüneburg

Der Einfluß von Waldnutzung und Waldgeschichte auf die Vegetation südschwedischer Laubwälder

von Jörg Brunet

Einführung

Die Flora der südschwedischen Laubwälder ist das Ergebnis eines Einwanderungsprozesses nach der letzten Kaltzeit. Schon relativ frühzeitig aber, etwa seit der Bronzezeit, begann der Mensch, die Verbreitungsmuster der Pflanzen direkt oder indirekt zu beeinflussen. Anfangs war dieser Einfluß durchaus von lokalem Charakter und wurde immer wieder von Phasen natürlicher Entwicklung unterbrochen. Mit dem Beginn der starken Siedlungs- und Kolonisationsstätigkeit seit dem frühen Mittelalter aber setzte eine Waldnutzung ein, die nahezu alle Laubwaldgebiete umfaßte (Emanuelsson et al. 1985).

Die bäuerliche Landnutzung blieb dabei in ihren Grundlagen vom Mittel-

alter bis um etwa 1800 konstant. Um das Dorf als Zentrum bäuerlichen Lebens waren die intensiv genutzten Flächen belegen, die Äcker und Wiesen. Die Flurstücke wurden von den Bauern einzeln bewirtschaftet. Diese sogenannte *inmark* wurde nur nach der Ernte beweidet. Die Mähwiesen waren oft zu einem erheblichen Teil mit Bäumen und Büschen bestanden. Solche Gebiete mit kombinierter Mahd und Holznutzung werden in der Literatur allgemein als Laubwiesen (*löväng*) bezeichnet. Der flächenmäßig größte Teil des Landes, die *utmark*, wurde dagegen als gemeinschaftliches Weideland genutzt (Allmende). Eine Übergangsstellung zwischen *utmark* und *inmark* nahmen eingezäunte Weidegebiete (*hage*) ein, die eine bessere Kontrolle des Weidenganges ermöglichten. Wald gab es

sowohl in *inmark*, *utmark* und *hage* (Emanuelsson et al. 1985).

Die unterschiedliche Nutzung der Waldbestände als Weideland (*utmark*, *hage*) oder Laubwiese (*inmark*) bedingt unterschiedliche Lebensbedingungen für den Waldunterwuchs. Die Waldweide beinhaltet einen kontinuierlichen Effekt auf die Krautschichtpflanzen durch Biomasseverlust und Trittschäden. Tritt- und verbißresistente Arten breiten sich auf Kosten empfindlicher Kräuter aus. Waldweide führt auch zu einer allmählichen Verlichtung der Bestände, wodurch Freilandpflanzen gegenüber Waldarten gefördert werden.

Die Laubwiesenwirtschaft war insofern weniger intensiv, als der hauptsächlich Biomasseentzug durch Mahd erst im Hochsommer erfolgte und Trittschäden nur in sehr begrenztem Ausmaß während der kurzen Zeit der Nachweide auftraten. Die Busch- und Baumvegetation wurde aber in den Laubwiesen meist kurz gehalten, so daß auf vielen Flächen eher Freiland- als Waldklima herrschte. Die nieder- oder mittelwaldartige Bewirtschaftung der Laubwiesen diente der Versorgung mit

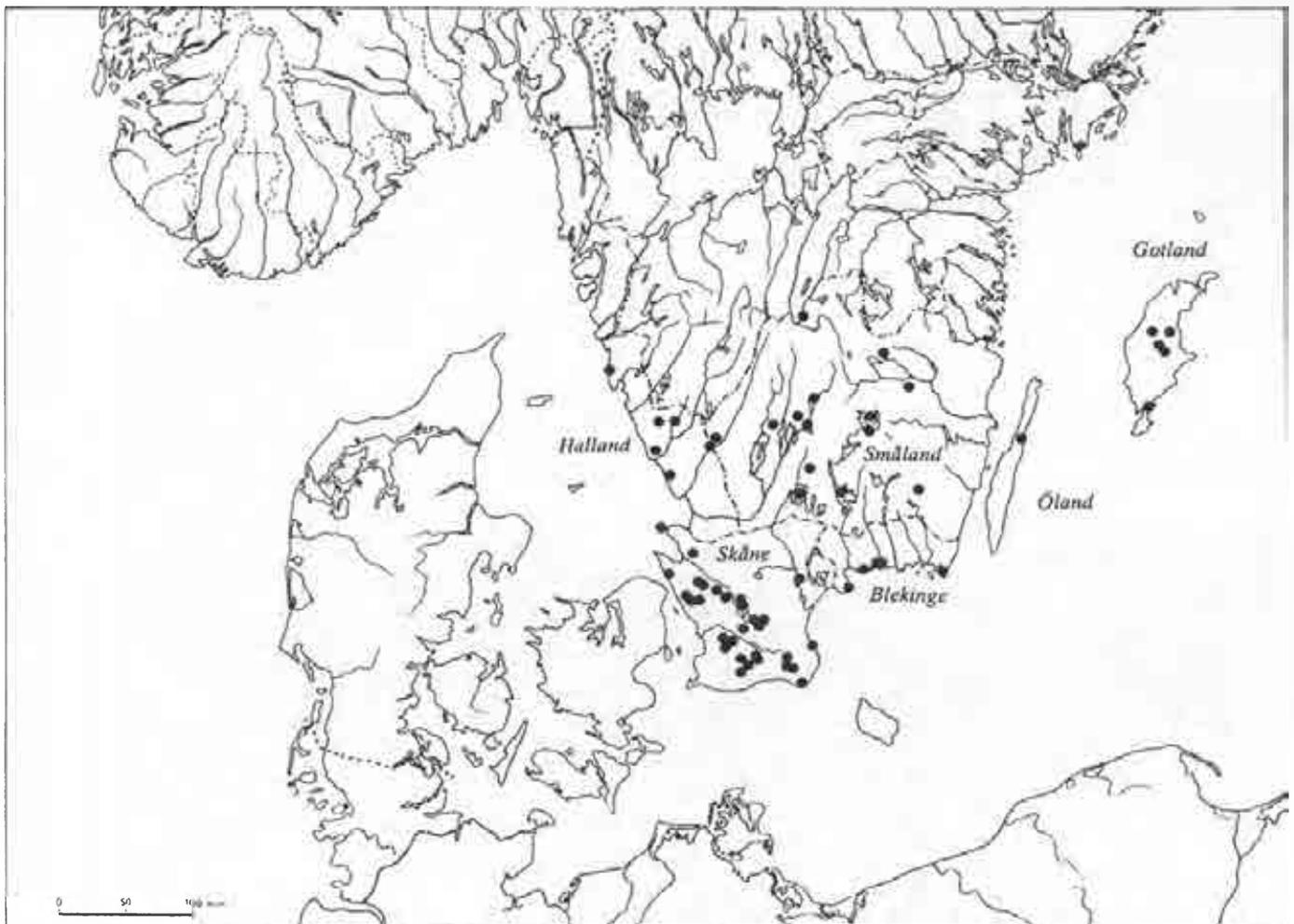


Abb. 1. Lage der Gebiete in Südschweden, von denen Artenlisten ausgewertet wurden (Studie 2).

Fig. 1. Location of areas in south Sweden of which species lists were evaluated (study 2).

Brennholz, Zaunmaterial oder Laubheu (vor allem Eschenlaub). Innerhalb Südschwedens nahm die Bedeutung der Heu- und Schneitelwirtschaft gegenüber der Holznutzung von Südwest nach Nordost hin zu (Bergendorff und Emanuelsson 1982). Im Nordosten war die Weideperiode durch strengere Winter kürzer und der Ertrag von Gras- und Laubheu entscheidend dafür, wieviel Vieh durch den Winter gebracht werden konnte. Im Südwesten dagegen war während milder Winter ein ganzjähriger Weidegang auf der *utmark* möglich. Das hatte eine stärkere Waldverwüstung zur Folge, und der Holztertrag der Laubwiesen gewann an Bedeutung. Eine genauer geregelte Niederwaldwirtschaft wie in England (Peterken 1981) oder Westfalen (Pott 1985) hat es wohl aber in Südwestschweden nicht gegeben. Die niederwaldartige Nutzung ähnelte derjeni-

gen in Ostholstein (Clausen 1974). Nur sehr wenige Wälder entgingen einer Nutzung als Weide- oder Wiesenland. Dabei handelte es sich vor allem um schwer zugängliche bewaldete Steilhänge oder Blockhalden. Während der Zeit intensivster Waldnutzung im 18. und 19. Jahrhundert waren dagegen viele Gebiete ganz waldfrei, die heute wieder bewaldet sind (Emanuelsson et al. 1985).

Die große Mehrzahl der Laubwälder in Südschweden wird heute als Hochwald (ohne Beweidung) bewirtschaftet. Die über viele Jahrhunderte dauernde Nutzung von Wäldern als Wiesen- und Weideland hat die Vegetation aber wahrscheinlich nachhaltig beeinflusst. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es deshalb, den Einfluß von Beweidung, Mahd und Bestandsauflichtung auf die Krautschichtflora in südschwedischen Laubwäldern zu untersuchen.

Material und Methoden

Studie 1

Der Einfluß der Waldkontinuität auf die Krautschichtvegetation wurde mit Hilfe von 354 Vegetationsaufnahmen (ca. 20 × 25 m) aus Laubwäldern der Provinz Skåne untersucht (Brunet 1993). Für die Aufnahmeflächen, in denen außer Bruchwäldern alle Laubwald-Gesellschaften Skånes vertreten sind, wurde ermittelt, ob die betreffende Fläche während der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts von Wald bedeckt war. Dabei wurden *Skånska Rekognosceringskartan* (1812–1820, 1:30000) und *Svenska Generalstabskartan* (1865, 1:100000) verwendet. Diese Karten eignen sich gut zur Überprüfung der Waldkontinuität, weil die Zurückdrängung und Übernutzung der Wälder in Skåne um 1800–1870 kulmi-

nierte (Bergman 1960). Zeigt der untersuchte Bestand Waldbedeckung auf beiden Karten, ist es wahrscheinlich, daß es sich um alte Wälder (ancient woodland, Peterken 1981) handelt. Fehlt die Waldmarkierung auf beiden Karten, kann man davon ausgehen, daß die Fläche eine längere Periode waldlos war. Alle Arten, die in mehr als 5 % der Flächen auftreten, wurden auf ihr Vorkommen in Beständen mit (n = 290) und ohne (n = 64) Waldkontinuität untersucht. Für einige seltene, aber in diesem Zusammenhang interessante Arten

(*Actaea spicata*, *Campanula latifolia*, *Campanula trachelium*, *Paris quadrifolia*) wurden zusätzlich 80 Vegetationsaufnahmen aus Ulmen-Eschenwäldern (Brunet 1991) in gleicher Weise ausgewertet.

Studie 2

Der Einfluß von Mahd und Beweidung auf die Vegetation wurde mit Hilfe von Artenlisten aus 89 Laubwiesen, Weidewäldern, unbewirtschafteten und als Hochwald bewirtschafteten Beständen

untersucht. Die Gebiete liegen in den südschwedischen Provinzen Skåne, Blekinge, Halland, Småland, Öland und Gotland (Abb. 1). Ein vollständiges Quellenverzeichnis für die verwendeten Artenlisten ist beim Verfasser erhältlich. Die Größe der Gebiete variiert von unter einem Hektar bis zu über 100 Hektar. Es wurden vor allem Naturschutzgutachten und Pflegepläne für Schutzgebiete ausgewertet. Fast alle Gutachten wurden in den Jahren 1970–1990 erarbeitet. Die Auswertung bezieht sich auf dieselben Arten wie im obigen Material. Darüber hinaus wurden *Carex digitata*, *Geranium sylvaticum*, *Impatiens noli-tangere*, *Lathyrus vernus* und *Viola mirabilis* berücksichtigt. Für jedes Gebiet wurde (1) die heutige Nutzung (Hochwald, [Wald]weide oder Laubwiese, n = 75) ermittelt, sowie (2) das Vorkommen bzw. Fehlen von größeren, für Weidevieh unzugänglichen Partien wie Steilhängen, Felsen und Blockhalden (n = 89). Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach Lid (1987).

Ergebnisse

Studie 1 – Waldkontinuität

Die untersuchten Arten zeigen eine recht unterschiedliche Abhängigkeit von Wäldern mit Kontinuität (Tabelle 1). Artengruppe A mit deutlichem Verbreitungsschwerpunkt in alten Wäldern besteht fast ausschließlich aus schattenverträglichen Laubwald-Arten wie *Galium odoratum*, *Melica uniflora* oder *Dentaria bulbifera*. Gruppe B mit leichter Häufung in alten Wäldern beinhaltet ebenfalls zahlreiche Laubwald-Arten wie *Mercurialis perennis* und *Hepatica nobilis* sowie Arten mit Vorkommen sowohl in Laub- als auch in Nadelwäldern wie *Oxalis acetosella* und *Maianthemum bifolium*. In Gruppe C hingegen, wo Arten mit leichter Präferenz für sekundäre Wälder zusammengefaßt sind, wird das Wald-Element deutlich schwächer, und viele lichtbedürftige Arten offener Standorte kommen hinzu. Arten mit deutlichem Schwerpunkt in sekundären Wäldern (Gruppe D) sind fast durchweg relativ lichtbedürftige Elemente mehr oder weniger offener Heiden und Rasen wie etwa *Campanula rotundifolia* oder *Poa pratensis*.

Tab. 1. Frequenz (%) von Krautschichtarten in südschwedischen Laubwäldern mit (K) bzw. ohne (O) Kontinuität während der Phase stärkster Entwaldung 1820–1870.

Table 1. Frequency (%) of field layer species in south Swedish deciduous woodlands with (K) and without (O) continuity during a period of deforestation between 1820 and 1870.

Zahl der Aufnahmeflächen	K	O	Zahl der Aufnahmeflächen	K	O
	290	64		290	64
A			C		
<i>Galium odoratum</i>	20	2	<i>Crepis paludosa</i>	8	8
<i>Actaea spicata</i>	6	1	<i>Urtica dioica</i>	30	31
<i>Circaea lutetiana</i>	15	3	<i>Fragaria vesca</i>	12	13
<i>Scrophularia nodosa</i>	11	3	<i>Polygonatum verticillat.</i>	8	9
<i>Hedera helix</i>	7	2	<i>Dactylis glomerata</i>	28	33
<i>Paris quadrifolia</i>	13	4	<i>Geum urbanum</i>	28	33
<i>Melica uniflora</i>	31	10	<i>Juncus effusus</i>	5	6
<i>Stellaria nemorum</i>	27	9	<i>Convallaria majalis</i>	34	42
<i>Lamium galeobdolon</i>	58	23	<i>Epilobium montanum</i>	13	16
<i>Vicia sepium</i>	12	5	<i>Taraxacum sp.</i>	10	13
<i>Viola reichenb./riviniana</i>	65	28	<i>Lathyrus montaus</i>	13	17
<i>Milium effusum</i>	32	14	<i>Melica nutans</i>	6	8
<i>Bromus benekenii</i>	11	5	<i>Dryopteris carthusiana</i>	33	45
<i>Dentaria bulbifera</i>	11	5	<i>Deschampsia flexuosa</i>	43	64
<i>Stachys sylvatica</i>	11	5	<i>Moehringia trinervia</i>	22	33
<i>Anthriscus sylvestris</i>	13	6	<i>Ranunculus repens</i>	6	9
<i>Stellaria holostea</i>	32	16	<i>Campanula persicifolia</i>	5	8
<i>Gymnocarpium dryopt.</i>	6	3	<i>Filipendula ulmaria</i>	8	13
<i>Pulmonaria officinalis</i>	18	9	<i>Geum rivale</i>	5	8
B			<i>Campanula trachelium</i>	7	11
<i>Rubus saxatilis</i>	11	6	<i>Galium aparine</i>	10	17
<i>Carex sylvatica</i>	16	9	<i>Campanula latifolia</i>	12	20
<i>Sanicula europaea</i>	5	3	<i>Agrostis capillaris</i>	17	30
<i>Mycelis muralis</i>	14	9	<i>Epilobium angustifolium</i>	9	16
<i>Festuca gigantea</i>	13	8	<i>Veronica chamaedrys</i>	12	22
<i>Oxalis acetosella</i>	73	48	D		
<i>Mercurialis perennis</i>	37	25	<i>Solidago virgaurea</i>	4	8
<i>Hepatica nobilis</i>	16	11	<i>Melampyrum pratense</i>	14	30
<i>Holcus mollis</i>	9	6	<i>Trientalis europaea</i>	14	30
<i>Polygonatum multiflorum</i>	28	20	<i>Stellaria media</i>	6	13
<i>Dryopteris filix-mas</i>	28	20	<i>Campanula rotundifolia</i>	6	13
<i>Geranium robertianum</i>	18	13	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	9	22
<i>Veronica officinalis</i>	7	5	<i>Poa pratensis</i>	7	17
<i>Aegopodium podagraria</i>	30	23	<i>Galium saxatile</i>	11	27
<i>Maianthemum bifolium</i>	42	36	<i>Vaccinium myrtillus</i>	11	28
<i>Luzula pilosa</i>	32	27	<i>Pteridium aquilinum</i>	3	8
<i>Galeopsis tetrahit/bifida</i>	32	27	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	3	8
<i>Poa nemoralis</i>	54	44	<i>Rumex acetosa</i>	5	16
<i>Deschampsia cespitosa</i>	38	33	<i>Polypodium vulgare</i>	5	17
<i>Rubus idaeus</i>	48	45	<i>Hieracium vulgatum</i>	3	11
<i>Poa trivialis</i>	6	5	<i>Potentilla erecta</i>	3	13
<i>Silene dioica</i>	7	6	<i>Hypericum maculatum</i>	3	14
<i>Roegneria canina</i>	10	9			
<i>Allium ursinum</i>	12	11			
<i>Carex pilulifera</i>	24	23			
<i>Athyrium filix-femina</i>	24	23			

Studie 2 – Waldnutzung

Die untersuchten Waldbodenpflanzen unterscheiden sich ebenfalls in ihrer Reaktion auf die Art der Waldnutzung (Tabelle 2). Eine Reihe von Arten scheint empfindlich auf sowohl Mahd als auch Beweidung zu reagieren (Gruppe A). Die Arten dieser Gruppe kommen

heute vor allem in als Hochwald bewirtschafteten Beständen vor. Gemeinsam ist den meisten Arten dieser Gruppe auch, daß man sie vor allem in Beständen mit unzugänglichen Partien findet (Tabelle 2). Hier sind u. a. zu nennen: *Galium odoratum*, *Stellaria nemorum* oder *Melica uniflora*.

Die Arten in Gruppe B sind in bewei-

deten Gebieten seltener als in heute unbeweideten Hochwäldern. Wir finden hier Laubwald-Arten wie *Actaea spicata*, *Lathyrus vernus* oder *Polygonatum multiflorum*. Die Weideempfindlichkeit der meisten Arten aus Gruppe B wird auch durch ihr bevorzugtes Vorkommen in Wäldern mit unzugänglichen Partien angedeutet. Im Gegensatz

Tab. 2. Frequenz (%) von Krautschichtarten in südschwedischen Laubwaldgebieten mit unterschiedlicher Nutzung. 1. Weidewald (W), 2. Laubwiese mit Mahd (M), 3. unbeweideter Hochwald (H). (n = 75, 14 der 89 Artenlisten konnten nicht verwendet werden, weil beweidete und unbeweidete Gebiete zusammen untersucht worden sind). Ebenfalls aufgeführt ist die Frequenz (%) derselben Arten in Gebieten (n = 89) mit unzugänglichen Partien (Steilhänge u. ä., S) sowie Gebieten ohne solche Partien (E).

Table 2. Frequency (%) of field layer species in south Swedish deciduous woodlands as related to management. 1. Wood-pasture (W), 2. wooded meadow (M), 3. ungrazed high forest (H). Given is also frequency (%) of the species in areas with inaccessible parts (steep slopes etc., S) and areas lacking such parts (E).

Zahl untersuchter Gebiete	W	M	H	S	E	Zahl untersuchter Gebiete	W	M	H	S	E
	19	14	42	22	67		19	14	42	22	67
A Arten, die bei Beweidung und Mahd abnehmen:											
<i>Allium ursinum</i>	0	8	19	23	10	<i>Dactylis glomerata</i>	84	92	90	86	93
<i>Bromus benekenii</i>	0	0	12	18	6	<i>Deschampsia cespitosa</i>	84	92	83	86	85
<i>Carex digitata</i>	0	0	17	45	4	<i>Deschampsia flexuosa</i>	58	58	79	95	67
<i>Circaea lutetiana</i>	5	0	24	18	15	<i>Dryopteris filix-mas</i>	58	67	79	100	67
<i>Dentaria bulbifera</i>	5	8	21	59	7	<i>Epilobium montanum</i>	53	33	60	73	52
<i>Galium odoratum</i>	0	0	19	41	7	<i>Festuca gigantea</i>	26	25	36	41	31
<i>Impatiens noli-tangere</i>	0	0	12	27	6	<i>Filipendula ulmaria</i>	79	84	79	77	84
<i>Hedera helix</i>	5	0	17	32	7	<i>Galeopsis tetrahit/bifida</i>	42	25	48	64	42
<i>Mycelis muralis</i>	16	25	57	82	37	<i>Galium aparine</i>	63	33	60	55	57
<i>Melica uniflora</i>	11	17	50	59	27	<i>Galium saxatile</i>	32	17	24	50	28
<i>Mercurialis perennis</i>	26	25	52	59	36	<i>Geranium robertianum</i>	74	42	69	82	67
<i>Pulmonaria officinalis</i>	16	8	33	32	24	<i>Geum urbanum</i>	74	50	86	86	76
<i>Pteridium aquilinum</i>	11	8	26	59	15	<i>Hepatica nobilis</i>	47	75	55	82	52
<i>Silene dioica</i>	11	8	33	45	21	<i>Hieracium vulgatum</i>	42	75	60	73	60
<i>Stellaria nemorum</i>	5	0	33	55	12	<i>Juncus effusus</i>	53	25	45	73	43
B Arten, die vor allem bei Beweidung abnehmen:											
<i>Actaea spicata</i>	5	17	21	50	13	<i>Lathyrus montanus</i>	63	67	60	77	64
<i>Carex pilulifera</i>	16	42	40	68	30	<i>Luzula pilosa</i>	37	75	64	82	58
<i>Epilobium angustifolium</i>	26	67	69	77	61	<i>Maianthemum bifolium</i>	47	67	81	95	66
<i>Gymnocarpium dryopt.</i>	16	33	40	86	28	<i>Melampyrum pratense</i>	47	92	69	82	67
<i>Lathyrus vernus</i>	0	25	24	41	16	<i>Oxalis acetosella</i>	47	67	83	95	70
<i>Melica nutans</i>	26	67	55	91	40	<i>Paris quadrifolia</i>	37	67	38	55	46
<i>Milium effusum</i>	11	25	45	59	25	<i>Poa nemoralis</i>	68	84	86	95	79
<i>Polygonatum multiflorum</i>	16	50	57	55	43	<i>Poa trivialis</i>	63	42	57	64	57
C Arten, die vor allem bei Mahd abnehmen:											
<i>Campanula latifolia</i>	16	8	29	27	21	<i>Polypodium vulgare</i>	26	33	40	86	30
<i>Crepis paludosa</i>	21	8	38	32	31	<i>Roegneria canina</i>	47	42	36	50	39
<i>Dryopteris carthusiana</i>	37	33	69	82	54	<i>Rubus idaeus</i>	42	67	83	91	69
<i>Holcus mollis</i>	26	8	19	27	24	<i>Rubus saxatilis</i>	26	75	48	59	48
<i>Lamium galeobdolon</i>	32	8	40	36	33	<i>Scrophularia nodosa</i>	53	58	67	82	57
<i>Moehringia trinervia</i>	53	33	69	91	57	<i>Solidago virgaurea</i>	26	58	43	59	39
<i>Polygonatum verticillat.</i>	21	0	21	23	15	<i>Stellaria media</i>	47	25	26	50	36
<i>Sanicula europaea</i>	26	8	24	18	24	<i>Urtica dioica</i>	89	50	76	82	79
<i>Stachys sylvatica</i>	26	0	50	77	30	<i>Vaccinium myrtillus</i>	37	50	48	82	45
<i>Stellaria holostea</i>	32	8	29	27	25	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	26	42	29	59	30
<i>Trientalis europaea</i>	21	17	38	64	27	<i>Vicia sepium</i>	58	67	55	59	60
D Arten, die relativ unempfindlich gegenüber Beweidung und Mahd sind:											
<i>Aegopodium podagraria</i>	37	50	62	68	52	<i>Viola mirabilis</i>	11	17	19	27	16
<i>Anthriscus sylvestris</i>	74	92	81	86	81	<i>Viola reichenb./riviniana</i>	74	92	95	100	88
<i>Athyrium filix-femina</i>	53	42	79	91	63	E Arten, die durch Beweidung und Mahd eher zunehmen:					
<i>Campanula trachelium</i>	32	42	48	45	42	<i>Agrostis capillaris</i>	89	92	64	77	79
<i>Campanula persicifolia</i>	37	50	36	77	36	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	100	100	68	77	85
<i>Carex sylvatica</i>	21	33	24	14	28	<i>Campanula rotundifolia</i>	79	67	59	77	66
<i>Convallaria majalis</i>	42	100	74	91	67	<i>Fragaria vesca</i>	74	92	68	82	75
						<i>Geranium sylvaticum</i>	37	50	36	27	36
						<i>Geum rivale</i>	84	84	68	77	76
						<i>Hypericum maculatum</i>	58	67	41	82	55
						<i>Poa pratensis</i>	89	100	50	73	78
						<i>Potentilla erecta</i>	84	84	59	77	75
						<i>Ranunculus repens</i>	84	75	59	77	73
						<i>Rumex acetosa</i>	89	92	55	82	79
						<i>Taraxacum vulgatum</i>	95	100	73	73	87
						<i>Veronica officinalis</i>	68	84	50	82	63
						<i>Veronica chamaedrys</i>	84	100	82	91	85



Abb. 2. Laubwiese mit geschneitelten Eschen im NSG Ire in der Provinz Blekinge. Viele der heutigen Edellaubwälder in Südschweden haben sich aus nicht mehr bewirtschafteten Laubwiesen entwickelt.

Fig. 2. Wooded meadow with pollarded ashes at Ire, Blekinge. Many deciduous woodlands in south Sweden have a past as wooded meadows.

dazu besteht Gruppe C aus Arten, die in bewirtschafteten Laubwiesen nur selten auftreten. *Lamium galeobdolon* und *Sanicula europaea* sind z. B. Laubwaldarten, die durch niedrigen Wuchs relativ weidefest sind (vgl. Brunet 1992). Sie haben dagegen wohl größere Schwierigkeiten, sich in der dichten und hohen Vegetation in Laubwiesen zu behaupten. Viele Arten zeigen keine deutliche Beziehung zur gegenwärtigen

Waldnutzung (Gruppe D). Zum Teil handelt es sich hier um schattenverträgliche Waldarten, die gleichzeitig weide- und mahdresistent sind. Zum anderen tauchen hier lichtbedürftige Arten auf, die in Heiden und Rasen als auch in lichten Wäldern verbreitet sind. Gruppe E besteht vor allem aus Wiesen- und Rasenarten, die im Laufe einer Sekundärsukzession zu Wald hin langsam abnehmen.



Abb. 3. Alte Hutebuche auf der ehemaligen Allmendeweide im NSG Jällabjär in der Provinz Skåne. Viele solcher Weidegebiete mit lockerem Baumbestand entwickelten sich nach Aufgabe der Beweidung wieder zu geschlossenen Wäldern.

Fig. 3. Old beech in wood pasture at Jällabjär, Skåne. Many former wood pastures in south Sweden turned into woods with closed canopy after grazing had ceased.

Diskussion

Eine zu intensive Nutzung als Weideland oder Laubwiese ist vor allem dafür verantwortlich, daß viele heute wieder bewaldete Gebiete in vergangenen Jahrhunderten waldlos waren. Deshalb kommt man auch zu sehr ähnlichen Ergebnissen sowohl wenn man die Reaktion der Arten auf Mahd und Beweidung als auch auf Waldkontinuität untersucht. Diejenigen Waldbodenpflanzen, die sowohl in sekundären Wäldern fehlen als auch empfindlich auf Mahd und Beweidung reagieren, sind gute Indikatoren für naturnahe, alte Wälder. Als solche Arten wären für Südschweden vor allem zu nennen: *Galium odoratum*, *Actaea spicata*, *Hedera helix*, *Melica uniflora*, *Circaea lutetiana*, *Stellaria nemorum*, *Bromus benekenii*, *Dentaria bulbifera*, *Milium effusum*, *Stachys sylvatica*, *Pulmonaria officinalis*.

Pettersson und Fiskesjö (1992) kommen zu einer ähnlichen Artenliste für Südschweden, indem sie vor allem forstliche Variablen wie Bestandesalter, Holzvorrat, Vorkommen von Totholz, Baumschwämmen und sehr alten Bäumen auswerten. Unter den selteneren Waldarten, die nicht in die vorliegende Arbeit mit einbezogen sind, gibt es weitere Beispiele für Naturwald-Indikatoren: *Hordelymus europaeus*, *Festuca altissima*, *Bromus ramosus*, *Circaea intermedia*, *Lunaria rediviva*, *Primula elatior* und *Veronica montana* (Brunet 1993, Pettersson und Fiskesjö 1992). Die Seltenheit dieser Arten ist oft eine Folge ihrer Empfindlichkeit gegenüber früherer Landnutzung (Brunet 1993). Die Ergebnisse machen auch deutlich, wie wichtig unzugängliche Steilhänge, Blockhalden u. ä. für die Erhaltung der Waldflora waren. Fast alle weideempfindlichen Arten sind stark an solche Standorte gebunden und haben dort wahrscheinlich Perioden intensiver Nutzung überdauert.

Einige Arten, die mahd- und weideempfindlich zu sein scheinen, zeigen jedoch keine Abhängigkeit von alten Wäldern, weil sie vermutlich eine gute Verbreitungsfähigkeit besitzen und rasch nicht mehr beweidete Gebiete kolonisieren. Diejenigen Arten, die sekundäre Wälder anzeigen, sind zum größten Teil auch weidefest (vgl. Fogelfors 1982, Olsson 1975, Steen 1954). Da

diese Arten nicht schattenverträglich sind, gehen sie zurück, sobald sich das Kronendach schließt, können aber noch lange Zeit in geringerem Umfang überdauern (Ekstam und Forshed 1992).

Die mehr oder weniger starke Reaktion der Arten gegenüber Mahd oder Beweidung kann unterschiedliche Ursachen haben. Waldarten können in Laubwiesen überleben, wenn sie ihre Entwicklung vor der Mahd abschließen oder sich, ebenso wie auf Weiden, im Schutz von den in Schweden weit verbreiteten Lesesteinhaufen behaupten. Waldarten, die auch bei Beweidung vorkommen, zeichnen sich oft durch an den Boden gepreßten Wuchs aus, bilden kleinerwüchsige Weideformen aus (Brunet 1992, Haeggström 1990) oder werden vom Weidevieh gemieden. Ob gewisse Arten beweidet werden oder nicht, hängt jedoch in hohem Maße von der Art und Intensität der Beweidung ab. Bei hohem Weidedruck werden fast alle Arten beweidet (Haeggström 1990).

Im Anschluß an diese Studie stellt sich die Frage, wie Naturwald-Indikatoren auf die Methoden moderner Forstwirtschaft reagieren. Eine der wenigen Untersuchungen zu diesem Thema aus Südschweden zeigt, daß einige Arten wie *Galium odoratum* und *Melica uniflora* negativ auf Eingriffe reagieren, während andere wie *Milium effusum* und *Stellaria nemorum* weniger empfindlich sind (Falkengren-Grerup und Tyler 1991).

Die hier vorgelegten Ergebnisse mögen eine erste Übersicht bieten, aber das relativ grobe Untersuchungsgerüst und die stark unterschiedliche Größe der Gebiete in Studie 2 lassen nur begrenzte Schlußfolgerungen zu. Durch genauere Untersuchungen ließe sich sicherlich ein deutlicheres Bild für viele Arten finden. In der Gruppe der Naturwald-Indikatoren dürfte sich allerdings nur wenig ändern, da mehrere Ansätze ähnliche Ergebnisse geliefert haben.

Danksagung

Für die Bereitstellung umfangreichen Datenmaterials danke ich Prof. Germund Tyler und Claes Bergendorff. Für finanzielle Unterstützung danke ich dem World Wide Fund for Nature (WWF).

Abstract

Impact of woodland management and history on the field layer vegetation in south Swedish deciduous woodlands

Until the 19th century, most woodlands in south Sweden were either grazed or mowed. In order to study the relation between former woodland management and field layer vegetation, species distribution was compared in: (1) woodlands with or without canopy continuity during a period of deforestation 1820–1870, (2) woodlands managed as wood pasture, wooded meadow or high forest, (3) woodlands with parts inaccessible to grazing animals, as ravines and boulder areas, or woodlands lacking these features. A group of field layer species indicated both woodland continuity, sensitivity to grazing and dependence on refuges within woods. These species which can be used as indicator species for relatively undisturbed deciduous woodlands in south Sweden are: *Actaea spicata*, *Bromus benekenii*, *Circaea lutetiana*, *Dentaria bulbifera*, *Galium odoratum*, *Hedera helix*, *Melica uniflora*, *Milium effusum*, *Pulmonaria officinalis*, *Stachys sylvatica* and *Stellaria nemorum*.

Literatur

- Bergendorff, C., Emanuelsson, U., 1982: Skottskogen – en försummad del av vårt kulturlandskap. – Svensk Bot. Tidskr. 76: 91–100.
- Bergman, F. A., 1960: Skånes skogar. – Skånes natur 47: 199–222.
- Brunet, J., 1991: The vegetation of elm and ash forests in Skåne, S. Sweden. – Svensk Bot. Tidskr. 85: 377–384. [In Swedish with English summary and legends]
- Brunet, J., 1992: Impact of grazing on the field layer vegetation in a mixed oak forest in south Sweden. – Svensk Bot. Tidskr. 86: 347–353. [In Swedish with English summary and legends]
- Brunet, J., 1993: Environmental and historical factors limiting the distribution of rare forest grasses in south Sweden. – Forest Ecol. Manage 61: 263–275.
- Clausen, W., 1974: Zur Geschichte und Vegetation ostholsteinischer Stockausschlagwälder. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schlesw. Holst. Hamb. 24: 1–125.

- Ekstam, U., Forshed, N., 1992: If management ceases [In Swedish with English summary]. – Naturvårdsverket, Solna: 135 S.
- Emanuelsson, U., Bergendorff, C., Carlsson, B., Lewan, N., Nordell, O., 1985: Det skånska kulturlandskapet. – Signum, Lund: 248 S.
- Falkengren-Grerup, U., Tyler, G., 1991: Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. – Vegetatio 95: 149–158.
- Fogelfors, H., 1982: Det marginella odlingslandskapets öppethållande, del 2. – SLU, Inst. Ekol. Miljövärd, Rapport 11: 1–52.
- Generalstabens Litografiska Anstalt, 1865–1877: Generalstabskartan över Sverige, 1:100 000. Stockholm.
- Haeggström, C. A., 1990: The influence of sheep and cattle grazing on wooded meadows in Åland, SW Finland. – Acta Bot. Fenn. 141: 1–28.
- Lantmäteriet, 1986: Skånska Rekognoseringskartan 1812–1820, 1:30 000. – Berlings, Arlöf.
- Lid, J., 1987: Norsk, svensk, finsk flora. 2. Aufl. – Det norske samlaget, Oslo: 837 S.
- Olsson, G., 1975: Inverkan av betning och annan skötsel på hagmarkers vegetation. – Svensk Bot. Tidskr. 69: 393–404.
- Peterken, G. F., 1981: Woodland conservation and management. – Chapman and Hall, London: 328 S.
- Pettersson, B., Fiskesjö, A., 1992: Flora and Fauna in seminatural deciduous forests. – SNV rapport 3991. [In Swedish with English summary and legends]. Naturvårdsverket, Solna: 141 S.
- Pott, R., 1985: Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen. – Abh. Westfälisches Mus. f. Naturk. 47: 1–75.
- Steen, E., 1954: Vegetation und Boden einer uppländischen Hutweide unter besonderer Berücksichtigung des Weideganges. – Statens jordbruksförsök Medd. 49: 1–146. [Auf schwedisch mit deutscher Zusammenfassung und Legenden]

Anschrift des Verfassers

Dr. Jörg Brunet · Department of Ecology
University of Lund · Ecology Building
S-223 62 Lund · Sweden

The definition, evaluation and management of ancient woods in Great Britain

von George F. Peterken

Introduction

The ancient woods of Britain were first protected as a distinct type in 1877, when the wood-pastures of the New Forest were saved from felling. Now all ancient, semi-natural woods have some protection under the Government's 1985 Broadleaves Policy.

This paper describes how ancient woodlands are defined, recognised, evaluated and protected in Britain. Their survival and past management is also outlined. Greater detail on most of the points made here is given in *Woodland Conservation and Management* (second edition) (Peterken 1993b).

Definitions

When historical approaches to woodland ecology and conservation developed about 1970, we distinguished between primary and secondary woodland. "Primary woodlands" were those which had never been cleared of trees and were therefore modified remnants of the original forests. "Secondary woodlands" occupied sites which had been completely cleared of trees and had grown up on unwooded ground. The date and character of this clearance was important, for small, temporary clearances in densely wooded landscapes are ecologically insignificant. For a wood to be secondary, the clearance had to extend to the time when the woodland of the area had become fragmented and the cleared land was used as farmland (Peterken 1993b).

Unfortunately, these terms were difficult to use, because it is very difficult to demonstrate that a particular wood was primary. We therefore developed an alternative pair of terms, ancient woodland and recent woodland, which are more useful, simply because it was possible to prove that a wood was ancient or recent.

"Ancient woods" are woods occupying sites which have been wooded continuously since at least 1600. They are "medieval woods" which have sur-

vived in later times. This does not necessarily mean that the trees are more than 393 years old, though in some woods this is the case, but that woodland has been present on the site without intervening periods under other land uses. Nor does it mean that ancient woods have been untouched for four centuries. In fact almost all ancient woods have been cut down and have regrown (or have been planted) many times since 1600. "Recent woods" are those which have grown up on unwooded land after 1600 (Plate 1). All recent woods are secondary and all primary woods are ancient, but there are "ancient, secondary woods", which grew up on unwooded ground before 1600.

British ecologists also use a term "semi-natural woodland" which is sometimes confused with "ancient woodland". Semi-natural woods are stands composed predominantly of native trees and shrubs, which have not been planted. By "native" we mean locally native, i.e. to that district and site type. Thus, the beechwoods of north-

ern Britain are not semi-natural, because beech did not spread naturally beyond southern Britain. All northern beechwoods were planted or originate from planted trees.

"Ancient" and "semi-natural" have sometimes been used as synonyms, but this is quite wrong. Ancientness refers to the site as woodland, whereas naturalness refers to the stand growing on that site. The two terms are independent. They can form four main combinations, but with intermediate types. Figure 1 summarises the relationships and gives examples from the main types.

Development of the concept of ancient woodland

The concept of ancient woodland has become prominent in Britain in the last 25 years, stimulated particularly by the writings of Rackham (1976, 1980, 1986), but it is not a new idea. In fact, the Board of Agriculture Reports of 1790–1813 distinguished between natural woods and plantations, the former being ancient and the latter being secondary woods originating after 1600 (Jones 1961). Foresters in the early 19th century recognised ancient woods and clearly appreciated that some woods were possibly remnants of the original forest (Watkins 1988). Ecologists and



Plate 1. Secondary woods planted on treeless farmland in the 18th century, Eyford Park, Gloucestershire.

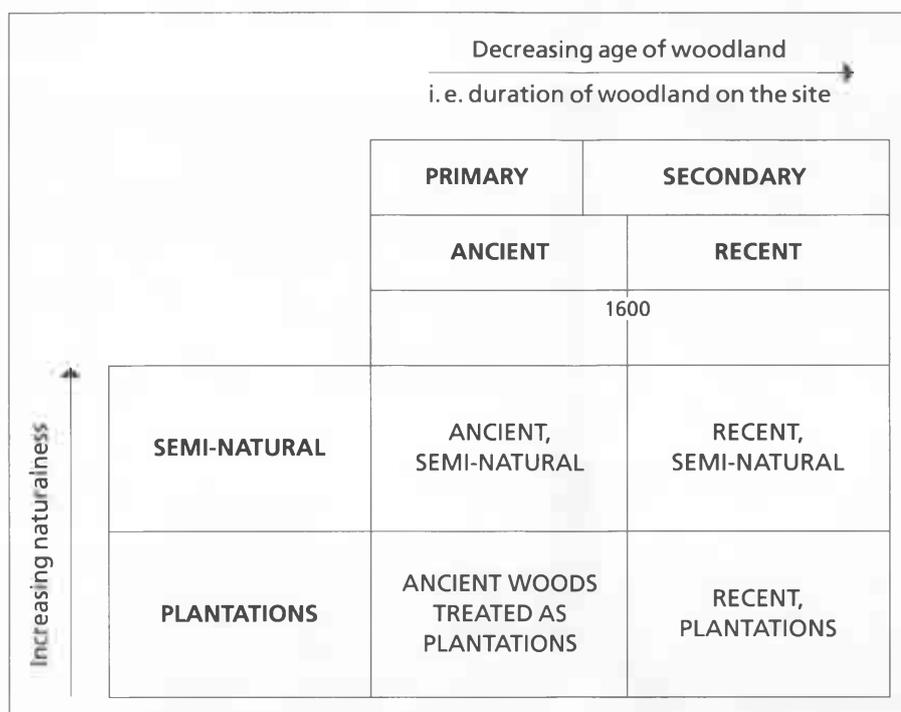


Fig. 1. Summary of the relationships between "Ancient", "Primary" and "Semi-natural" woodland, as defined for use in Great Britain.

foresters in the early 20th century were well aware that many semi-natural woods had ancient origins (e.g. Watt 1923–25, Tansley 1939), though they rarely studied the history of individual woods.

The significant change during the last 30 years or so has been an interest by ecologists in woodland history and in linking historical ecology to nature conservation policies and practices. The early exponents of this woodland historical ecology were Steven and Carlisle (1959) in the pinewoods of Scotland (Plate 2) and Tubbs (1964, 1968) in the New Forest (Plate 3). Other ecologists followed this lead, including myself (e.g., Peterken and Tubbs 1965, Peterken 1969, 1993b) and Rackham (e.g., 1971, 1975, 1976, 1980). For a few years ecologists preferred the term "primary woodland" (e.g., Pigott 1969), but Rackham's book on ancient woods (1976) was so popular and the concept of ancient woods was so much more useful than "primary woods", that "ancient woodland" became established. By 1985 ancient woods were recognised in the Government's forestry policy (see below).

Today, ancient woods are a priority for nature conservation. Popular books on their ecology (e.g., Marren 1990)

and conservation (e.g., Watkins 1990) are available. Popular support for protecting ancient woods is now substantial: recently the plan to build a road through south-east London was abandoned because it would have cut the ancient Oxleas Wood into two pieces (Black 1991).



Plate 2. Ancient Scots pine (*Pinus sylvestris*) – juniper (*Juniperus communis*) woods in Rothiemurchus Forest, N. E. Scotland.

Ecological status of ancient woods

The ancient woods certainly include many secondary stands, which grew up on farmland in the medieval period or on field systems and pastures abandoned by the Romans and earlier inhabitants. These ancient, secondary woods can be identified from historical sources and archaeological remains. Typically, documents and maps show that they existed before 1600, but the remains of field systems and buildings under the wood show that the wood was once cleared (e.g. Fasham 1983). Pollen analysis of deposits in small hollows has shown that some ancient woods were very open in prehistoric times (Day 1991). It seems that most of the ancient woods on chalk and limestone in southern England are secondary.

However, many ancient woods appear to be remnants of the original natural forest. They show no sign of alternative use and they form part of landscapes which were certainly well-wooded until late in the process of land settlement. Nevertheless, we do not know how many ancient woods are primary. A few have been shown by pollen analysis to have existed continuously (e.g. Birks 1970, Birks 1982), but for most we know only that the wood has existed for at least 900 years and



Plate 3. Ancient wood-pastures in Denny Wood, New Forest, Hampshire, composed mainly of beech (*Fagus sylvatica*) up to 350 years old.

that no evidence of earlier clearance has been found. *Tilia cordata* was once abundant in primaeval forest (Greig 1982) and is now unable to colonise secondary woodland (Pigott und Huntley 1978–82), so it seems likely that woods

containing this species are at least partly primary. I suspect that no more than 50–60% of all ancient woods in Britain are, in fact, primary.

In northern Britain the distinction between ancient/primary and recent/



Plate 4. Birch (*Betula pubescens*) woodlands in northern Scotland. The core of the wood near the river may be ancient, but the wood has expanded over abandoned farmland in the valley, and onto the moorland above.

secondary woodland is complicated by the ecological character of the woodland (Plate 4). Being in or close to the boreal zone, the woods are dominated by light-demanding trees and are naturally more disturbed. They have also long been subjected to pasturage, the intensity of which has fluctuated over the centuries. The result has been that individual woods have expanded and contracted.

Identifying ancient woods

Existing woods can be recognised as “ancient” by accumulating evidence from a variety of sources. Each source is usually incomplete or ambiguous by itself, but combinations of sources may prove the point beyond reasonable doubt. It is far easier to prove that a wood is secondary than that it is primary, because the evidence is positive. One reason why the term “ancient wood” is more useful than “primary wood” is that it is far easier to prove that woodland has existed continuously over the last 400 years than over the last 3000 years.

The main sources are:

(a) *Documentary records.* Individual woods are recognisable in written records from the 7th century, exceptionally, and usually from the 13th century onwards. The first woodland survey was undertaken for the Domesday Survey in 1086 (Darby 1952), and this is often the earliest indication that a wood existed. Monastic records are important through the Middle Ages and Estate Records often survive from the 18th century onwards. National archives contain numerous legal and administrative records which may mention woodlands. Local court proceedings also record woods.

(b) *Maps.* Maps become available after 1570 and frequently survive from the early 17th century (Plate 5). Estate maps are important until the early 19th century. County maps were made from the 16th to 19th centuries, but many are unreliable or too small. Scottish woods were recorded on a military survey of Scotland in the mid-18th century. The Ordnance Survey started a comprehensive, detailed and accurate survey in 1799. Woodland history for the last 190 years can be determined from successive editions of these maps.

(c) *Banks, ditches and other artefacts.* Maps of the banks, ditches, mounds, hollows, ponds and other artificial alterations of the site can be used to interpret the detailed history of individual woods. Large, sinuous medieval boundary banks (Plate 6) can often be clearly distinguished from smaller, straighter modern boundary banks and ditches. Some woods are partly ancient and partly recent: bank-and-ditch surveys and old maps help to define the exact boundary between parts of woods with different history.

(d) *Topographical analysis.* Ancient woods are usually located against parish boundaries and in the remoter parts of manorial lands. They may occur as part of a group of old enclosures with small fields with sinuous boundaries, which themselves were carved out of a larger ancient wood in the Middle Ages. Ancient woods are often associated with field names meaning "woodland clearing".

(e) *Indicator species of fauna and flora.* Many plants and some animals have been recognised as ancient woodland indicator species (see below) (Plates 7 and 8). If present in a wood, they are regarded as evidence that a wood is ancient. When many such indicators occur in a wood, this forms a strong indication, but not proof. These slow colonists are rarely absolutely confined to ancient woods. The degree to which they are associated with ancient woods varies from one region to another, so it is often necessary to devise a list of indicators for each district. Indicator species are most useful in lowland regions where ancient woods are small and widely separated, and they are useless in densely wooded regions where all new secondary woods are close to ancient woods.

(f) *Woodland structure and composition.* Mixed coppices and wood-pastures with trees dating from before 1750 are usually ancient woods. A few woods were planted as coppices in the 19th century and most wood-pastures had been made into landscape parks with ornamental foreign trees.

(g) *Soil profiles and pollen analysis.* Soil profiles and pollen in soils have been used to identify woods which have formed on open heathlands (Dimbleby 1962). Pollen profiles in peat deposits within small hollows have



Plate 5. *Gretton Woods, Northamptonshire in 1587. This large coppice was divided into many named parts, some of which were open to deer grazing in 1587, whereas others were enclosed by temporary fences. Access to the woods was along grassy rides. This is part of an unusually early and detailed map made when the Queen's chancellor acquired a new estate.*

enabled the local history of individual woods to be reconstructed in great detail (Bradshaw 1988).

A wood can be tentatively identified as ancient by inspecting the series of Ordnance Survey maps from 1800 on-

wards and analysing how it relates to the surrounding field pattern (sources b, d). This conclusion can be reinforced or refuted on a site visit by inspecting the boundary banks, stand structure and composition (sources c, e, f). Exam-



Plate 6. *The edge of Bradfield Woods, Suffolk, showing the massive boundary bank, a pollard ash (*Fraxinus excelsior*) on the other side of the bank, and a small coppiced area in the distance.*



Plate 7. Oxlip (*Primula elatior*), one of the most reliable indicators of ancient woodland throughout its range in eastern England, where it grows on poorly-drained neutral and alkaline clay soils.

ination of old documents and maps – if available – may prove that a wood has existed continuously for 900 years or more, and give some details of its condition at various dates in the past. Only a study of pollen deposits can prove that a wood is primary.

Past management of ancient woods

Britain has no *virgin forests*, i.e. woods which have never been altered by people. All ancient woods have been managed, and some have been man-



Plate 8. Lily-of-the-valley (*Convallaria majalis*), which grows on dry, alkaline soils in western Britain and acid sands in eastern Britain. In both regions it is strongly associated with ancient woods.

aged for over 3000 years (Rackham 1980). The main types of management were traditionally wood-pasture and coppice. High forest was rare before 1700.

Wood-pastures were permanently open for pasturage (Plate 9). The woodland was often open and the shrub stratum was sparse. Most trees were pollarded, i.e. repeatedly lopped and grew new crowns. The main trees were oak, but also sometimes beech, wych elm, ash, alder or small-leaved lime. Characteristically, wood-pastures contained many ancient trees with hollow trunks. They were usually found in royal forests, deer parks and wooded commons. The best surviving example is the New Forest (Plate 3), but other good examples remain in, for example, Windsor Forest and Great Park and Staverton Park.

Coppices were cut on rotations of 5–30 years, depending on the markets they supplied (Plate 10). Most coppices included “standards”, i.e. timber trees, usually oaks, which were used for building. The underwood was usually a mixture of trees and shrubs, most of which were never planted, the commonest being hazel, ash, field maple, hornbeam, alder and small-leaved lime in the lowlands, and sessile and pedunculate oaks in the uplands.

From the 18th century onwards, many coppices were “improved”, i.e. made more profitable by modifying the structure or composition (Boys 1794, Tittensor 1970) (Plate 11). At this time, some were made into monocultures of native species, such as hazel or oak (Edwards 1986). In others, the native mixture of species was replaced by chestnut. Coppices on limestone soils in parts of southern England were changed into beech high forest, having previously been mixtures of oak, ash hazel and beech. At the same time many wood-pastures were changed to oak or beech plantations, or diversified by planting ornamental trees. These woods are still “ancient”, but their degree of naturalness has been reduced (Fig. 1).

Plant and animal species associated with ancient woodlands

During the 19th century foresters and naturalists realised that the composition of a wood partly reflected its ori-

gins. The Board of Agriculture Reports of 1790–1813 (Jones 1961) distinguished coppice woods (= ancient woods) from plantations (= recent secondary woods) and some 19th century naturalists knew that mixed hedges were the surviving borders of (ancient) woodlands that had been cleared to fields. Several herbs were identified as characteristic of native (i.e. ancient semi-natural) pinewoods (White 1898). More recently, Beevor (1925) concluded a study of this history of woodlands in Norfolk by noting that *Endymion non-scriptus* was found only in the ancient woods, and Boycott (1934) recognised a whole class of *Mollusca* which were “anthropophobic”, i.e., confined to woodland and other ‘original’ habitats and unable to colonise new woods. Ratcliffe (1968) believed that many oceanic *Bryophyta* were restricted to sites from which trees had never been cleared, and Pigott (1969) concluded that *Tilia cordata* and some associated herbs marked the sites of primary woodland on limestone in Derbyshire.

If these earlier studies were based on thorough, independent investigations of the history of the woodlands, the details were not published, and the woods were apparently assumed to be ancient. Even so, there is no reason to doubt any of their conclusions. In a study in Lincolnshire, however, we carefully identified ancient woods from historical sources and determined the period during which each secondary wood originated and compared the distribution of woodland herbs with woodland origins (Peterken and Game 1984, Peterken 1993a). This demonstrated:

- that many woodland herbs were almost restricted to ancient woods (“ancient woodland indicators”) and were evidently unable to colonise secondary woods, or did so only slowly (Table 1) (Plates 7 and 8);
- that populations of some slow-colonising woodland species could survive outside woodlands in ancient hedges, along stream banks and in other “semi-woodland” habitats;
- that ancient woods were generally richer than recent woods, except those below about 3 ha;
- that secondary woods originating in the 18th century were no richer than those originating in the 19th and 20th



Plate 9. Bradgate Park, Leicestershire, a surviving medieval deer park in which lopped pedunculata oaks (*Quercus robur*) grow over bracken (*Pteridium aquilinum*) – ridden pasture.



Plate 10. Swanton Novers Great Wood, Norfolk, where oak (*Quercus robur*) and ash (*Fraxinus excelsior*) standards grow over mixed coppice of hazel (*Corylus avellana*), lime (*Tilia cordata*), ash, maple (*Acer campestre*), alder (*Alnus glutinosa*), bird cherry (*Prunus padus*) and other species. The succession of timber trees has not been renewed. The high-cut coppice stools may be a response to rabbit grazing.

Table 1. Vascular plant species most strongly associated with ancient woodland in central Lincolnshire (Source: Peterken 1993a)

Only the 32 species with 80% or more of their localities in ancient woods are listed. Species occurring in fewer than 7 sites are included if evidence from elsewhere in the region indicates that their bias to ancient woods is significant.

Anemone nemorosa
Calamagrostis canescens
Campanula trachelium (6 sites only)
Carex pallescens
Carex pendula

Carex remota
Carex strigosa (4 sites only)
Chrysosplenium alternifolium
 (4 sites only)
Convallaria majalis
Dipsacus pilosus

Equisetum sylvaticum (2 sites only)
Galium odoratum
Lamiastrum galeobdolon
Lathraea squamaria (1 site only)
Lathyrus montanus

Luzula pilosa
Luzula sylvatica
Lysimachia nemorum
Lysimachia vulgaris
Maianthemum bifolium (1 site only)

Melampyrum pratense
Melica uniflora
Milium effusum
Neottia nidus-avis
Oxalis acetosella

Paris quadrifolia
Platanthera chlorantha
Potentilla sterilis
Sorbus torminalis
Tilia cordata

Vicia sepium
Vicia sylvatica (3 sites only)

centuries, and therefore that secondary woods were not becoming richer as they got older;

■ that the secondary woods which contained significant numbers of ancient woodland indicator species were those which were less isolated ecologically, i.e. which grew close to an ancient



Plate 11. Overgrown coppice-with-standards in Cranborne Chase, Dorset, with a carpet of dog's mercury (*Mercurialis perennis*). The pure hazel (*Corylus avellana*) underwood was used to make wattle hurdles. It may have been planted, or at least encouraged by removal of other coppice species.

wood, ancient hedge or semi-woodland habitat.

Detailed analyses of the distribution of *Mercurialis perennis* (Peterken and Game 1981), *Anemone nemorosa* (Peterken 1981) and *Sorbus torminalis* (Peterken 1983) in Lincolnshire were published. Rackham (1980) compared an early list of indicators in Lincolnshire with those in East Anglia. It is clear that species change their behaviour from one part of Britain to another, and therefore that the indicators in one region will not necessarily be indicators elsewhere. For example, the *Endymion non-scriptus* which is a weak ancient woodland indicator in eastern England grows abundantly in montane pastures in northern and western Britain.

In Britain, the concept of ancient woodland indicator has been extended to many groups. It has long been applied to epiphytic lichens (Rose 1992) and to saproxylic invertebrates (Harding and Rose 1986). Many woodland butterflies are poor colonists, e.g., *Mellicta athalia* (Warren 1987). In general, the ancient coppices contain the largest number of indicator herbs, whereas the ancient wood-pastures support most relict populations of saproxylic species.

Recent changes in extent and management

Traditional wood-pasture management declined after the 16th century, but coppice management remained profitable until the late 19th century. Since then the area of coppiced woods has declined greatly. By 1970 no more than 30000 ha were coppiced in the whole of Britain. Most were simply neglected (Plate 12). Recently, there has been a small revival of coppicing, partly stimulated by nature conservation interests.

With the decline of coppicing, many ancient woods have been totally changed from native mixtures of coppiced trees to plantations of coniferous species (e.g., Norway spruce, Douglas-fir, Corsican pine, Western redcedar in lowlands and Sitka spruce in uplands) or broadleaves (e.g., beech, sycamore). These woods have all been treated as high forest. The change was achieved by clear-cutting the former coppice and often poisoning the stumps.

About 50 years ago England and Wales had 429703 ha of ancient woodlands, almost all of which was semi-natural (Spencer and Kirby 1992). Since

than 8% has been cleared for agriculture, houses, roads, etc., 37% has been converted into plantations and perhaps 10% is still managed traditionally, the balance of 45% being largely neglected. Most of the woods still coppiced commercially are chestnut monocultures planted about 1800. Very few woods have had an unbroken history of coppicing during the 20th century: the best example of a large coppice in which a vestige of traditional management has always survived is Bradfield Woods, Suffolk. Similar changes have taken place in Scotland (Roberts et al. 1992).

Today, about 40% of all ancient woods are stocked with modern even-aged plantations. We have no precise figures for the rest, but it is likely that 25% of ancient woods are "improved" mixtures and monocultures of native and naturalised trees and only 35% are still mixtures of native trees and shrubs which have never been planted. An-



Plate 12. Overgrown coppice in Bradfield Woods, Suffolk, comprising birch (*Betula pubescens*) and hazel (*Corylus avellana*). The timber trees were all cut out at the last coppicing and not renewed.

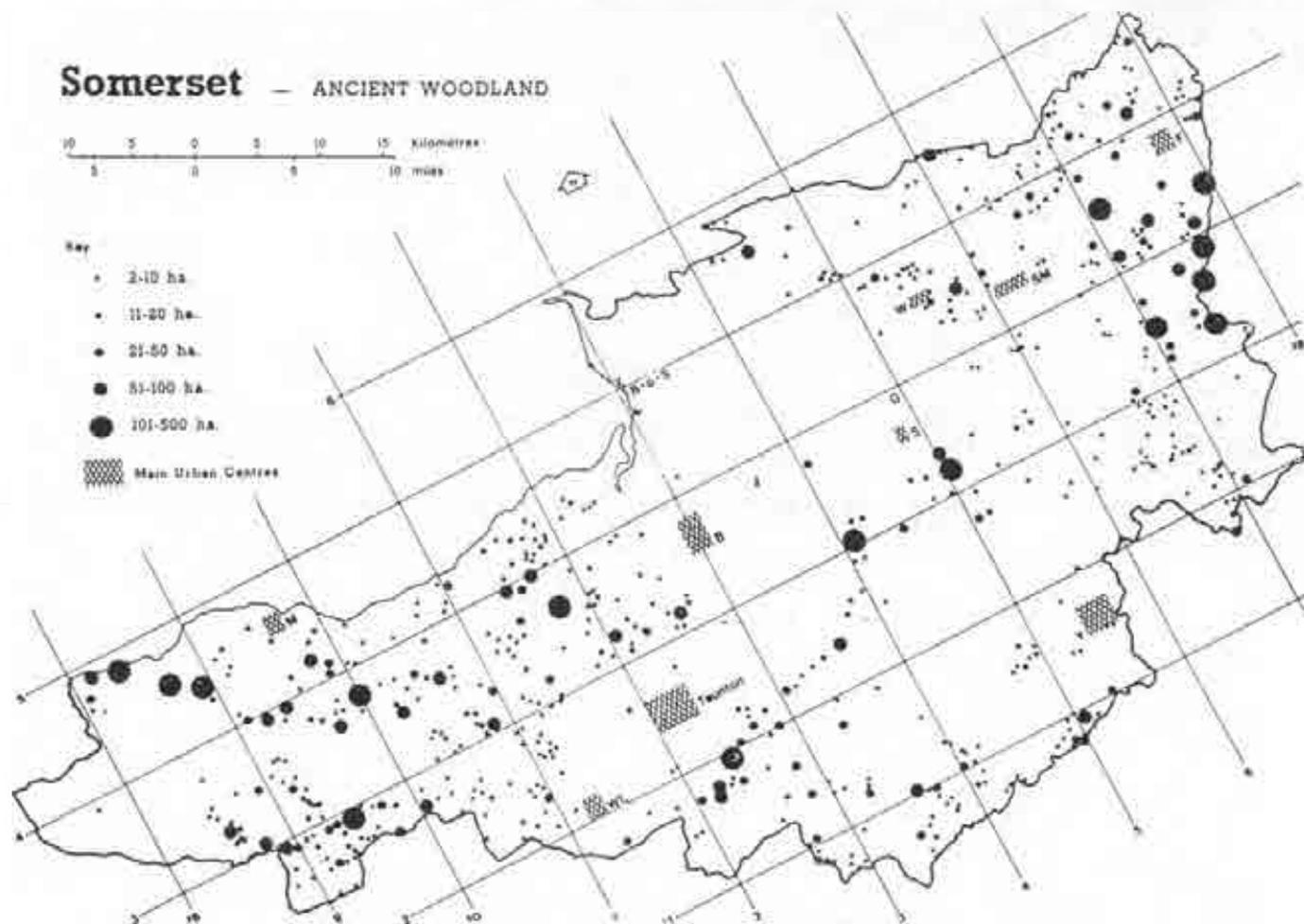


Fig. 2. Distribution of ancient woods in the county of Somerset, England, in 1983. From the the Nature Conservancy Council's Inventory of Ancient Woodlands.

cient, semi-natural woodlands covers 1.6% of England and Wales: ancient woodland (including plantations on ancient woodland sites) covers 2.6%. Most ancient woods are very small: In England and Wales we have 27 688 separate ancient woods, of which 83% are no more than 20 ha (Fig. 2).

Evaluating ancient woods

Only 16.2% of all ancient woods are protected as nature reserves or some other conservation designation (Spencer and Kirby 1992). The acquisition of woods as reserves is partly determined by opportunity and partly by examining a large number of woods and deciding which are "best" for wildlife, natural features, scientific interest, historical associations, and other features. Many attempts have been made to formalise the process of evaluation and make it more quantitative and "objective".

Policies for conserving ancient woods

The first attempts to preserve ancient woods, as such, formed part of the movement in the second half of the 19th century to preserve commons and open spaces for the increasingly urbanised population to enjoy (Eversley 1910). The New Forest Act (1877) preserved the "Ancient and Ornamental Woods", i.e. the unenclosed, beech-oak wood-pastures, which were dominated by trees originating between 1550 and 1750 (Plate 3). The Epping Forest Act (1878) preserved a large area of ancient oak-beech-hornbeam wood-pasture north of London. The same movement helped to preserve other ancient forests, such as Ashdown Forest and Burnham Beeches, mainly by the mechanism of preserving common rights and preventing enclosure.

Most of the woodland nature reserves which were established in the 20th century were ancient woods, but it was not until the last 25 years that they were preserved *because* they were ancient woods. Until recently reserves were chosen for their rich wildlife or outstanding natural features, but few people recognized that the woods were rich partly because they were primary, or at least ancient. Likewise, the great

Table 2. A sample of the ancient woodland inventory, listing the ancient woods in an area of 5 km by 10 km in Somerset

Wood name	Area of wood about 50 years ago (ha)	Area of wood now (ha)	Area of semi-natural woodland (ha)	Area of plantation (ha)	Woodland cleared in the last 50 years (ha)
	A	B	C	D	E
Upper Vobster Wood	3	3	3	0	0
Little Batcombe Wood	8	8	8	0	0
Breach Wood	62	50	7	43	12
Melcombe Wood	50	50	23	27	0
Asham Wood	240	194	194	0	46
Cobby Wood	5	5	0	5	0
Studley Farm Wood	3	3	0	3	0
Upton Wood	8	8	8	0	0
Alice Street Wood	2	2	2	0	0
Barrow Copse	2	2	0	2	0
Higher Bitcombe Wood	39	39	3	36	0
Barew Wood	13	13	8	5	0
Lower Bitcombe Wood	21	21	0	21	0
Postlebury Wood	89	89	87	2	0
Railford Wood	30	30	30	0	0

Note: B = C + D, A = E + B

In this district, the area of 13 of the 15 woods remained unchanged over the last 50 years, but 9 ex 15 were wholly (4 woods) or partly (5 woods) changed from semi-natural to plantations.

majority of the woods which have been scheduled as "Sites of Special Scientific Interest" (i.e. the most important sites for wildlife and natural features, most of which are not nature reserves) are in

fact ancient woods, though they were not chosen for this reason.

In modern times, forest conservation policies based on historical ideas started with special provisions for the

Table 3. The Broadleaves Policy, 1985

This is, in effect, the British Government's policy for native woodlands.

A. Provisions sought by Nature Conservancy Council in 1982.

1. All existing broadleaved woods to remain broadleaved, i.e. no further conversion to conifer plantations.
2. Most woods to be actively managed, i.e. only a very small proportion to remain as unmanaged nature reserves.
3. Promote a general policy of growing utilisable timber and wood using locally native tree species.
4. Traditional management (or derivatives from it) should be an important component of forest management practices, i.e. coppice to be retained or restored.
5. But, the need for a substantial change from coppice to high forest was recognised.
6. Graded response, i.e. the most important woods for nature conservation should be subject to the greatest restrictions on forestry.

B. Key provisions for nature conservation of 1985 Broadleaves Policy.

1. Minimal further clearance of woodland to agriculture.
2. Expansion of broadleaved area, mainly by planting.
3. Recognition of special importance of ancient, semi-natural woods.
4. Management guidelines issued for management of ancient woods.

ancient pine woods in Scotland (Plate 2). Steven and Carlisle (1959) had recognised about 30 separate pinewoods as ancient and semi-natural and substantial efforts were made to protect these few sites. In about 1978 the Forestry Commission agreed to special measures to protect and enlarge these woods – the first instance of a site-specific conservation policy affording explicit recognition to ancient, semi-natural woods.

By that time the Nature Conservancy Council was testing the possibility of identifying, surveying and assessing all the ancient woods in a county (Goodfellow and Peterken 1981). In 1981 we started to compile the *Inventory of Ancient Woodlands* for the whole of Great Britain, partly because we needed a basis for a national policy to protect all ancient woods. This took until 1992 to complete (Spencer and Kirby 1992, Roberts et al. 1991), but by 1985 enough had been done to convince the Forestry Commission that it could be completed. Each county inventory lists all the ancient woods and gives simple information about each: name, area, proportion which is semi-natural or plantation, and conservation status (if any) (Table 2, Fig. 2). They were compiled by using old Ordnance Survey maps, forestry records, air photographs and recent ecological surveys.

In 1985 the Government adopted a new Broadleaves Policy, which was effectively a policy for native woodlands (FC 1985) (Table 3). For the first time ancient woods were recognised as a distinct and important category in forestry policy which required special protection. Measures were introduced to minimise the rate at which they were cleared to agriculture and to ensure that they remained as broadleaved woodlands, i.e. not felled and replaced by conifer plantations. Management guidelines were adopted for ancient woods which aimed to protect their special features. The special provisions specifically for ancient woods were only possible because the NCC had already produced a provisional national inventory of ancient woods.

The 1985 management guidelines were very general and there was no additional financial support for ancient woodland management. Following a review of progress, special manage-

Table 4. *The types of ancient semi-natural woodland recognised by the forestry authority in management guides (FC 1994)*

Woodland type	Main soil types	Distribution (zones of Fig. 3)	Main forms of historic management	Emphasis in future management
1. Oak-beech woods	acid	4	C, WP	HF (WP)
2. Beech-ash woods	alkaline	4	C, HF	HF
3. Lowland mixed broadleaved woods	wide range	3, 4	C	C, HF
4. Upland mixed ash woods	alkaline	2	C, HF	HF (C)
5. Upland oak wood	acid	2	C, HF, grazed	HF
6. Upland birch woods	acid	1, 2	HF, grazed	HF, grazed
7. Pine woods	acid	1	HF, grazed	HF, grazed
8. Wet woods of alder and willow	wide range of wet sites	1, 2, 3, 4	C, neglect	Non-intervention

C = Coppice and coppice-with-standards, WP = Wood-pasture, HF = High forest, Grazed = Indicates that most woods are open to sheep and deer, Non-intervention = Implies that woods are not managed.

ment grants were introduced in 1992, which gave additional support for appropriate management. At the same time a decision was taken to produce



Fig. 3. *Zones recognized by the Forestry Authority for the management of ancient, semi-natural woods.* – Alder-willow wet woods (1, 2, 3, 4) – Pinewoods (1) – Birchwoods (1, 2) – Upland mixed ashwoods (2) – Upland oakwoods (2) – Lowland mixed broadleaves (3, 4) – Beech-ash (4) – Oak-beech (4).

detailed guidance on ancient woodland management which was ecologically and regionally specific (Table 4, Fig. 3). After extensive consultations with woodland owners, conservation interest and other groups, these guidelines are due to be published shortly (FC 1994).

Currently, support for protecting and managing ancient, semi-natural woods comes from several sources:

1. National forestry policy, administered by the Forestry Authority, which applies controls and gives advice and grants.
2. Conservation legislation, which enables statutory conservation agencies to schedule the most important woods as Sites of Special Scientific Interest, administer controls and give advice and grants.
3. National Parks, Areas of Outstanding Natural Beauty, Environmentally Sensitive Areas, many of which are well wooded. Grants and practical help is available from various Government agencies.
4. Nature reserves acquired by voluntary nature conservation organisations, such as the Woodland Trust and Nature Conservation Trusts.
5. Public open spaces managed by local authorities.
6. Woodlands managed by the Forest Enterprise part of the Forestry Commission as nature reserves and conservation areas.

Management of ancient woods

Nature Reserves

In ancient woods managed as nature reserves three main approaches to management have been adopted, natural, traditional and designed (Ovington 1964, Peterken 1991).

1. Natural

Woods are left unmanaged in order to allow a natural structure and composition to be restored (Plate 13). In British conditions most unmanaged woods develop closed canopies, large trees and – eventually – dead wood habitats, but open spaces are lost. Decisions may be required on (i) whether to allow naturalised species to invade and (ii) whether to restore species which were once present.

2. Traditional

The main features of past management are retained or restored. This should perpetuate the species which are present, for they have already proved their capacity to co-exist with traditional management in the past. In practice, this means restoring coppicing or wood-pasturage. Numerous practical problems arise. Past management often changed over the centuries, so there may be some doubt about which form of past management to restore.

3. Designed

The important features of a woodland reserve are identified. Management is designed specifically to protect these features. The important features may be individual rare species, taxonomic groups (e.g., bird or butterflies), functional groups (e.g., saproxylic species) or habitat features (e.g., open spaces). Management for these features may resemble "natural" or "traditional" management, but the priority is different.

Most of the larger ancient woodland nature reserves combine these approaches. For example, in Monks Wood NNR the traditional coppice management has been restored to the core of the wood, other parts are thinned to develop into high forest, areas of blackthorn scrub are cut on long rotation to provide suitable habitat for the black



Plate 13. Overgrown coppice of lime (*Tilia cordata*) on limestone in the lower Wye Valley, Gwent. This has not been cut for over 70 years and is starting to develop a more natural, high forest structure, with small gaps.

hairstreak butterfly, the remainder of the wooded ground is left unmanaged, and large clearings and rides are kept open for species of grassland and marsh habitats.

Other ancient woods

Most ancient woods are not nature reserves. They are owned by farmers,

large estates, communities, forestry investment organisations, and many others. Owners range from those who want to manage the woods for timber at a profit to those whose main interest is sport, public access to the countryside or maintaining an attractive landscape.

Government forestry policy encourages all owners and managers to retain ancient semi-natural woods as semi-

natural woods. In addition to controls on clearance to agriculture, felling and replanting, the Forestry Authority offers advice and guidance on management options. Eight broad types of ancient semi-natural woodland have been recognised (Table 4, Fig. 3) and a guide book will be available for each type explaining its characteristics, management options and techniques (FC 1994). A range of options will be permitted, but intensive methods of timber production using foreign species will be ruled out.

This principles on which this guidance is based are:

■ Managed woods are more resilient socially, economically and ecologically than unmanaged woods.

■ The native mixtures of trees should be retained in approximately their existing patterns.

■ Management should incorporate the main habitat conditions inherited from traditional management, i. e. any management change should be evolutionary, not revolutionary.

■ A balanced age-class distribution should be created and maintained, which yields a regular product as timber and wood and maintains a dynamically stable range of habitats from young growth to mature forest.

■ Open spaces in woods should be retained.

■ Small woods should be enlarged by natural regeneration or planting on adjacent ground.

Ancient woods which have been converted to plantations in the last 50 years will mostly be retained primarily for timber production, but encouragement is given to include locally native broadleaves in new planting.

Conclusions

The priority in woodland nature conservation in Britain is now firmly identified as the preservation and proper management of ancient semi-natural woods. These have been identified and listed. Most have been surveyed by ecologists. Government provides some cash incentives to help with management. The prospects for their conservation are now reasonably good, and much better than they were 25 years ago.

The main threats appear to be:

1. the loss of habitats on farmland,

which has greatly increased the isolation of each wood

2. the spread of deer, which destroy regeneration and graze the ground vegetation

3. continued heavy grazing by sheep and deer in the woods of the upland districts in northern and western Britain.

4. widespread pollution, eutrophication and land drainage, which may be altering the character of the site.

5. continued pressure from timber growers to convert semi-natural woods to plantations and to include conifers in mixture with native broadleaves.

Zusammenfassung

Unter „ancient woods“ versteht man Wälder, die mindestens seit 1600 kontinuierlich bestehen. Mitgefaßt sind die Reste originärer Naturwälder („primary woods“). Sie können als solche erkannt werden, indem man die Aussagekraft unterschiedlicher Quellen zusammenführt, so z.B. über historische Dokumente, alte Karten, archäologische Funde, Analyse der Landschaftsgeschichte, über Waldstrukturen und Artenzusammensetzung sowie über Bodenprofile und Pollenanalysen. Die meisten dieser Wälder wurden bis in das 20. Jahrhundert hinein als Niederwald oder Waldweide genutzt. Für viele einheimische Tier- und Pflanzenarten konnte inzwischen gezeigt werden, daß sie in ihrem Vorkommen fast ausschließlich auf „ancient woods“ begrenzt sind, d.h. sie sind nicht in der Lage, auf vormals waldfreien Standorten neu entstandene Wälder zu besiedeln, oder sie tun dies zumindest sehr langsam. Wegen ihres natürlichen Ursprungs, wegen des historischen Interesses und wegen häufig isolierter Vorkommen seltener Arten werden „ancient woods“ als die für Schutz und Erhalt bedeutsamsten Wälder angesehen. Seit 1985 hat die Britische Forstpolitik spezielle Regelungen für ihren Erhalt erlassen.

References

Beevor, H., 1925: Norfolk woodlands from the evidence of contemporary chronicles. – *Quarterly Journal for Forestry* 19, 87–110.

Birks, H. H., 1970: Studies in the vegetational history of Scotland I. A pollen diagram from Abernethy Forest, Inverness-shire. – *Journal of Ecology* 58, 827–846.

Birks, H. J. B., 1982: Mid-Flandrian forest history of Roudsea Wood National Nature Reserve. – *New Phytologist* 90, 339–354.

Black, D., 1991: The campaign to save Oxleas Wood. – *People Against the River Crossing*, Greenwich, London.

Boycott, A. E., 1934: The habitats of land *Mollusca* in Britain. – *Journal of Ecology* 22, 1–38.

Boys, J., 1794: General View of Agriculture of the County of Kent. – Board of Agriculture, London.

Bradshaw, R. H. W., 1988: Spatially precise studies of forest dynamics. – In: *Huntley, B. and Webb, T. III (eds.), Handbook of Vegetation Science, 7. Vegetation History.* – Kluwer, L. Dordrecht 727–753.

Darby, H. C., 1952: Domesday geography of Eastern England. – Cambridge University Press, Cambridge.

Day, S. P., 1991: Post-glacial vegetational history of the Oxford region. – *New Phytologist* 119, 445–470.

Dimbleby, G. W., 1962: The development of British heathlands and their soils. – *Oxford Forestry Memoir* 23.

Edwards, M. E., 1986: Disturbance histories of four *Snowdonia* woodlands and their relations to Atlantic bryophyte distributions. – *Biological Conservation* 37, 301–320.

Eversley, Lord, 1910: Commons, Forests and Footpaths (revised edition). – Cassell, London.

Fasham, P. J., 1983: Fieldwork in and around Micheldever Wood, Hampshire 1973–1980. – *Proceedings of the Hampshire Field Club and Archaeological Society* 39, 5–45.

FC 1985: Guidelines for the management of broadleaved woodland. – Forestry Commission, Edinburgh.

FC 1994: The management of semi-natural woodlands. – Forestry Practice Guides 1–8. Forestry Authority, Edinburgh.

Goodfellow, S., Peterken, G. F., 1981: A method for survey and assessment of woodlands for nature conservation using maps and species lists: the example of Norfolk woodlands. – *Biological Conservation* 21, 177–195.

- Greig, J., 1982: Past and present lime woods of Europe. In: Bell, S. and Limbrey, S. (eds.), *Archaeological aspects of woodland ecology*. – British Archaeological Report S. 146, Oxford. 23–55.
- Harding, P. T., Rose, F., 1986: Pasture woodlands in lowland Britain. – Institute of Terrestrial Ecology, Abbot's Ripton.
- Jones, E. W., 1961: British forestry in 1790–1813. – *Quarterly Journal of Forestry* 55, 36–40 and 131–138.
- Kirby, K. J., 1986: Forest and woodland evaluation. – In: Usher, M. B. (ed.), *Wildlife conservation evaluation*. – Chapman and Hall, London. 201–221.
- Marren, P., 1990: Britain's ancient woodland. – David and Charles, Newton Abbot.
- Ovington, J. D., 1964: The ecological basis of the management of woodland nature reserves in Great Britain. – *Journal of Ecology (Supplement)* 52, 29–37.
- Peterken, G. F., 1969: Development of vegetation in Staverton Park, Suffolk. – *Field Studies* 3, 1–39.
- Peterken, G. F., 1981: Wood anemone in central Lincolnshire: an ancient woodland indicator? – *Transactions of the Lincolnshire Naturalists' Union* 20, 27–48.
- Peterken, G. F., 1983: Wild service-tree in central Lincolnshire. – *Transactions of the Lincolnshire Naturalists' Union* 20, 158–162.
- Peterken, G. F., 1991: Ecological issues in the management of woodland nature reserves. – In: Spellerberg, I. F., Goldsmith, F. B. and Morris, M. G. (eds.), *The scientific management of temperate communities for conservation*. – Blackwell, Oxford. 245–272.
- Peterken, G. F., 1993a: Long-term floristic development of woodland on former agricultural land in Lincolnshire, England. – In: Watkins, C. (ed.), *Ecological effects of afforestation*. – C. A. B. International, Wallingford. 31–43.
- Peterken, G. F., 1993b: Woodland Conservation and Management. – Chapman and Hall, London. Second edition. (First edition 1981).
- Peterken, G. F., Game, M., 1981: Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. – *Journal of Ecology* 69, 781–796.
- Peterken, G. F., Game, M., 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. – *Journal of Ecology* 72, 155–182.
- Peterken, G. F., Tubbs, C. R., 1965: Woodland regeneration in the New Forest, Hampshire since 1650. – *Journal of Applied Ecology* 2, 159–170.
- Pigott, C. D., 1969: The status of *Tilia cordata* and *T. platphyllus* on the Derbyshire limestone. – *Journal of Ecology* 57, 491–504.
- Pigott, C. D., Huntley, J. P., 1978–82: Factors controlling the distribution of *Tilia cordata* at the northern limits of its geographical range. – *New Phytologist* 81, 429–441; 84, 145–164; 87, 817–839.
- Rackham, O., 1971: Historical studies and woodland conservation. – Symposium of the British Ecological Society 11, 563–580.
- Rackham, O., 1975: Hayley Wood. Its history and ecology. – Cambridge and Isle of Ely Naturalists Trust, Cambridge.
- Rackham, O., 1976: Trees and woodland in the British landscape. – Dent, London.
- Rackham, O., 1980: *Ancient Woodland*. – Arnold, London.
- Rackham, O., 1986: *The History of the Countryside*. – Dent, London.
- Ratcliffe, D. A., 1986: An ecological account of Atlantic bryophytes in the British Isles. – *New Phytologist* 67, 365–439.
- Roberts, A. J., Russell, C., Walker, G. J., Kirby, K. J., 1969: Regional variation in the origin, extent and composition of Scottish woodland. – *Botanical Journal of Scotland* 46, 167–189.
- Rose, F., 1992: Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. – In: Bales, J. W. and Farmer, A. M. (eds.), *Bryophytes and lichens in a changing environment*. – Clarendon Press, Oxford. 211–233.
- Spencer, J. W., Kirby, K. J., 1992: An inventory of ancient woodland for England and Wales. – *Biological Conservation* 62, 77–93.
- Steven, H. M., Carlisle, A., 1959: *The Native Pinewoods of Scotland*. – Oliver and Boyd, Edinburgh and London.
- Tansley, A. G., 1939: *The British Islands and their Vegetation*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Tittensor, R. M., 1970: History of Loch Lomond oakwoods. – *Scottish Forestry* 24, 100–118.
- Tubbs, C. R., 1964: Early encoppicements in the New Forest. – *Forestry* 37, 95–105.
- Tubbs, C. R., 1968: *The New Forest: an ecological history*. – David and Charles, Newton Abbot.
- Warren, M. S., 1987: The ecology and conservation of the Heath fritillary butterfly, *Mellicta athalia*. – *Journal of Applied Ecology* 24, 467–497.
- Watkins, C., 1988: The idea of ancient woodland; and in Britain from 1800. – In: Salbitano, F. (ed.), *Humus influence on forest ecosystems development in Europe*. – Pitagora Editrice Bologna. 237–246.
- Watkins, C., 1990: Britain's Ancient Woodland. – *Woodland Management and Conservation*. – David and Charles, Newton Abbot.
- Watt, A. S., 1923–25: On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration. – *Journal of Ecology* 11, 1–48; 12, 145–204; 13, 27–73.
- White, F. B. W., 1898: *The flora of Perthshire*. – Blackwood, Edinburgh.

Author's address

Dr. George F. Peterken
 Consultant Ecologist
 Forestry Authority of Great Britain
 Beechwood House
 St. Briavels Common, Lydney
 GLOS GL 156 5L, UK

Naturnahe Altwälder und deren Schutzwürdigkeit

von Richard Pott*

1. Einleitung

In Mitteleuropa gibt es nur noch wenige *Urwälder* im strengen Sinne, in denen nachweislich keine direkten anthropogenen Eingriffe stattgefunden haben (s. u. a. *Zukrigl et al. 1963, Prusa, E. 1985, Mayer et al. 1987, Leibundgut 1993, Pott 1993*). Diese Wälder sind auf die hohen Mittelgebirge und auf den Alpenraum beschränkt, wo sie nur noch an steilen oder sehr steinigen unzugänglichen Hängen vorkommen. Die bequemer erreichbaren und nutzbaren Wälder der flacheren Mittelgebirge oder der Tiefländer unterliegen seit langem dem vielfältigen menschlichen Einfluß.

Die Waldvegetation vergangener Zeiten ist das Resultat eines natürlichen Wandels von klima- und sukzessionsbedingten Vegetationsfolgen. Die natürlichen Entwicklungsvorgänge wurden aber bereits zur Eichenmischwaldzeit im Atlantikum (ca. 6000–3000 v. Chr.) durch die Siedlungstätigkeit des jungsteinzeitlichen Menschen gestört und teilweise sogar verhindert. Der Mensch griff nicht in einen statischen Vegetationszustand damaliger Waldlandschaften, sondern in ein dynamisches Geschehen ein, das noch längst nicht zum Abschluß gekommen war. Tanne, Buche und Hainbuche hatten sich beispielsweise zu dieser Zeit im Holzarteninventar noch nicht vollständig etabliert, und somit stand die Formierung dieser Arten zu Nadelmischwäldern, zu Buchen-, Buchenmisch- und Eichen-Hainbuchenwäldern, die heute zu den dominierenden potentiellen Waldgesellschaften zahlreicher Regionen gehören, noch völlig aus. Seit dem jüngeren Atlantikum, so zum Beispiel ab 4500 v. Chr. auf den Lößböden Süd- und Mitteleuropas bzw. 3200 v. Chr. auf den Geestflächen Nordwesteuropas, verzahnten sich also natürliches Entwicklungsgeschehen der Vegetation sowie der umgestaltende Einfluß des Menschen, und seitdem kann von einer flächendeckenden ursprünglichen natürlichen Waldlandschaft mit entspre-

chender Vegetation nicht mehr die Rede sein.

Die Naturlandschaft als primäre Waldlandschaft wurde mit zeitweiligen Rückschlägen und mit siedlungsperiodischen Bindungen an bestimmte Naturräume schrittweise und regional verschieden zur Kulturlandschaft umgestaltet. Vegetations- und Landschaftsbilder verschiedener vergangener Epochen und der heutigen Zeit sind also entscheidend und mit verschiedenen Intensitäten der Beeinflussung durch den Menschen geprägt. Das trifft besonders für die Wälder in der Kulturlandschaft zu.

2. Prähistorische und historische Waldnutzungen auf extensiver Basis

Seit den ersten Landnahmephase des Menschen und seinem Eingriff in die ursprüngliche Waldlandschaft erfolgten neben den quantitativen Einbußen des Waldes insgesamt auch mehr oder weniger qualitative Veränderungen in den noch verbliebenen Waldgebieten. Die ursprüngliche Waldvegetation wurde je nach Art, Intensität und Dauer anthropogener Einwirkungen und je nach der eigenen Regenerationsfähigkeit stärker oder schwächer überformt.

Die Folgen dieser Überformungsprozesse hinsichtlich der Entstehung neuer Vegetationstypen und Pflanzengesellschaften zeichnen sich in vielen Fällen noch heute im aktuellen Vegetations- und Landschaftsbild ab. Sie werden in ihrer physiognomischen und floristisch-soziologischen Struktur nur dann verständlich, wenn man sie zu spezifischen Betriebsformen des land- und waldwirtschaftenden Menschen vergangener Zeiten in kausale Beziehungen setzt. Derartige anthropo-zoogene Faktoren lassen sich als Wirtschaftssysteme zwei großen Epochen zuordnen: die erste Periode der *Extensivwirtschaft* umfaßt die vorgeschichtliche Zeit, das gesamte Mittelalter und dauerte bis in die Neuzeit hinein. Der Zeitabschnitt seit dem 18./19. Jahrhun-

dert wird im allgemeinen der neuzeitlichen Periode der *Intensivwirtschaft* zugerechnet. Beide Wirtschaftssysteme und Nutzungsmodalitäten unterscheiden sich voneinander erheblich durch verschiedenartige bäuerliche oder forstliche Betriebsformen und zeigen entsprechende Auswirkungen auf die Zusammensetzung des jeweiligen Vegetations- und Landschaftsbildes.

So hatte der Eingriff des prähistorischen Menschen in die ehemals geschlossene, wenig differenzierte Waldlandschaft zunächst eine Öffnung des Waldes mit Herausbildung kleinräumig differenzierter gehölzärmer oder gehölzfreier Ersatzgesellschaften zur Folge. Dieser Öffnungsprozeß, der eine Phase anthropogener Vegetationsbereicherung und -differenzierung einleitet, deckt sich im wesentlichen mit der Periode der vorindustriellen Extensivwirtschaft. Zahlreiche Sekundärbiotope in Form von Hecken, Wiesen und Weiden, Brachen, Feldern und bebauten Flächen konnten sich als neuartige Siedlungsräume konstituieren und stabilisieren. Daraus ergibt sich für extensiv genutzte Kulturlandschaften eine Bereicherung an Ökosystemen (vgl. die Abbildungen bei *Pott 1993*). Viele ehemalige Waldsysteme mit Extensivnutzungen wie z. B. die Hude- und Schneitelwälder sind heute aufgrund ihres Reliktcharakters wichtige Forschungsobjekte zur Deutung und Aufhellung solcher Wirtschaftsformen und deren Auswirkungen auf das Vegetations- und Landschaftsbild in weiten Teilen Mitteleuropas und darüber hinaus. Zahlreiche aufgelassene und rezente Gemeinschaftswälder, die sich meistens aus markenartigen Verfassungen des Mittelalters vom Allmend- zum Bannwald jeweiliger Landesherren entwickelt haben, weisen in ihrer heutigen Bestandsstruktur noch vielfach Spuren der Waldhude mit ihren Nebennutzungen auf. Meistens werden solche Wälder im Volksmund wegen ihrer verwachsenen und urtümlich anmutenden Baumformen und ihrer plenterartigen Struktur als „Urwald“ bezeichnet, aber genau das Gegenteil ist der Fall; es handelt sich dabei durchweg um ehemals stark überformte Wälder, welche heute

* Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-Ökologische Landesforschung ABÖL, Nr. 104, Münster.

teilweise wieder das Bild einer natürlichen Sukzessionsabfolge bieten.

Auch die alten *extensiv genutzten Wälder* vermitteln in ihrer heutigen Bestandesstruktur und in ihrer physiognomischen Eigenart oftmals den Eindruck von Natürlichkeit und Ursprünglichkeit. Trotz und wegen ihrer ehemaligen Überformung bieten sie vielfach heute wieder das Bild einer natürlichen Sukzessionsabfolge, und das macht oft ihren Reiz aus. Es gibt aber auch eindeutig definierbare Kriterien der biologischen und standörtlichen Diversität solcher Waldflächen, die in der heutigen intensiv genutzten Kulturlandschaft wie Inseln mit höherer Biotop- und Artenvielfalt ausgestattet sind und als Reste natürlicher, halbnatürlicher oder naturnaher Vegetationseinheiten einem großen Anteil einheimischer Pflanzen und Tiere den geeigneten Lebensraum bieten. Dazu kommt ihre kulturhistorische Bedeutung.

Ein Blick in die jeweilige Waldgeschichte und die Waldnutzung früherer Zeiten ist nicht nur spannend und interessant, er weckt auch Verständnis für syndynamische Zusammenhänge und für Phänomene der Entwicklung von Pflanzengesellschaften und Waldbeständen. Damit werden Fragen der aktuellen Artenvielfalt, der Einwanderung und Ausbreitung von Pflanzenarten sowie der Struktur von Waldökosystemen ursächlich verständlich. Bestimmte Waldbilder lassen sich darüber hinaus besser verstehen und mit ganz anderen Augen sehen (s. auch Rackham 1980, Peterken 1981, Pott und Hüppe 1991).

In vielen neuen Arbeiten werden die Zusammenhänge zwischen Standort, Vegetation, Struktur und Dynamik solcher Wälder dargestellt (s. z.B. Koop 1989, Pott 1981, 1985, 1988a, Pott und Hüppe 1991). Die Bedeutung solcher Restwälder (Bannwälder, Schneitelwälder, Hudewälder, Niederwälder, Ramholzwälder und Hecken) für den Arten- und Biotopschutz sowie für biozönologische Forschungen, z.B. über die Habitatansprüche von Tierarten, kommt neuerdings auch in vielfältigen Natur- und Ökosystemschutzbemühungen zum Ausdruck (vgl. Bundesnaturschutzgesetz § 20c vom 12. 3. 1990).

¹ Der Verfasser arbeitet bei der ESF in der Koordination: Projekt „Ancient woodland“.

Auch die *European Science Foundation* (ESF, Brüssel, Straßburg) hat in einer Arbeitsgruppe *Forest Ecosystem Research Network* (FERN) verschiedene Aktivitäten zur wissenschaftlichen Bearbeitung solcher Waldtypen entfacht (s. z.B. *Salbitano* 1988, *Pott* 1988b, *Schuler* 1988, *Emanuelsson* 1988, *Peterken* 1988, *Watkins* 1988 sowie *Teller* 1990). Die Arbeitsgruppe „Ancient Woodland“ liefert Daten zur Wald- und Forstgeschichte, zur Vegetations- und Landschaftsentwicklung sowie zur prähistorischen und historischen Landnutzung im europäischen Vergleich (s. *Teller* 1990, S.104)¹. Der Begriff „ancient woodland“ für Waldparzellen mit einer nachweislichen Bestockungskontinuität vor dem Stichjahr 1600 n. Chr. (ssu. *Peterken* und *Game* 1981, 1984) läßt sich nicht konkret und sprachlich einwandfrei in die deutsche Sprache übersetzen; es müßte mit den Begriffen „altes Waldland“, „aus alter Zeit stammendes Waldland“, bzw. „altertümliche“ oder „ehemalige Wälder“ gleichgesetzt werden. Die Begriffe „historisch alte Wälder“ und „historisch alte Waldflächen“, wie sie ebenfalls mancherorts verwendet werden, entsprechen als Verdopplung „historisch“ und „alt“ einem Pleonasmus und sind deshalb sprachlich zu verwerfen. Deshalb schlage ich den Begriff „Altwald“, „Altwälder“ oder „altes Waldland“ für die traditionell genutzten Waldflächen in der Kulturlandschaft vor. Diese sind nachweislich über einen Zeitraum von mehr als 400 Jahren kontinuierlich mit Wald bestockt, tragen demzufolge alte, tiefgründige Waldböden mit entsprechender Vegetation und unterscheiden sich dadurch von den jüngeren Forsten und Waldpflanzungen (= recent woodland, ssu. *Rackham* 1976, 1980, *Peterken* 1981).

2.1 Extensive Waldnutzungen und daraus resultierende Waldbilder

Der Wald spielte hinsichtlich der Art und Intensität bäuerlicher oder forstlicher Nutzungsansprüche auch eine entscheidende kulturpolitische Rolle: Er diente als Landreserve für Siedlungsansprüche und als direkte Reserve für Kulturland, er war über Jahrhunderte integraler Bestandteil einer Agrarverfassung, die auf Waldweide und Mast-

nutzung sowie auf Streunutzungen angewiesen war. Darüber hinaus galt der Wald seit jeher als Werkstofflieferant, als Bauholzlieferant und als Energielieferant schlechthin.

Der Wald hatte für den prähistorischen und historischen Menschen somit eine erheblich vielseitigere Bedeutung als heute. Neben seiner Funktion als Holzlieferant für vielfältige Zwecke im Mittel- und Niederwaldbetrieb diente er im übertragenen Sinne zur Hauptnahrungsgrundlage für das Vieh als Wiese und Weide, als Streu- und Düngelieferant, zur Plaggendüngung und gebietsweise sogar als rotationsmäßiger Acker. Die extensiven Wirtschaftsformen der Waldweide, des Kopfholzbetriebes und der Schneitelwirtschaft standen dabei in engem Zusammenhang: die Hude als Futterwirtschaft für den Sommer und der Schneitelbetrieb in Form von Laubheugewinnung als Vorratswirtschaft für den Winter. In vielen Gebieten war die Waldhude mit Einschluß der Mastnutzung für die Schweinehaltung die Hauptnutzungsart des Waldes (Abb. 1 und 2).

Schon im Laufe des Mittelalters waren zum Schutz der Ressourcen waldschonende Maßnahmen notwendig, die Rodungen wurden Einschränkungen unterworfen und an Genehmigungen gebunden. Das diente zum einen der Festigung eigener Verfügungsrechte der jeweiligen Waldeigner, der Landesherren, des Adels oder der kirchlichen Institutionen, der Sicherung von Pachteinnahmen für Weide- und Mastnutzungen, zum Schutz oder zur Absicherung jagdlicher Interessen sowie zur Sicherung der Holzversorgung zum Hausbrand der Bevölkerung, wie auch zur Sicherung des Holzbedarfes für gewerbliche und industrielle Zwecke.

Den Niedergang der Wälder konnten aber die ersten waldschonenden Forstordnungen mit ihren Einzelmaßnahmen zur Wiederaufforstung und Waldpflege trotzdem nicht aufhalten, denn von Ausnahmen abgesehen, führten die herkömmlichen Nutzungsweisen nicht nur zu den bekannten Umschichtungen in der Holzartenkombination (vgl. *Pott* 1981, 1985, 1991), sondern auch zum allmählichen Ruin des Waldes. Ihre Auswirkungen waren besonders in den Allmenden und den gemeinen Markenwäldern so verheerend,



Abb. 1. Hasbruch auf der Delmenhorster Geest. Der als kombinierter Hude- und Bannwald über Jahrhunderte genutzte Eichen-Hainbuchenwald zeigt noch heute die Spuren der ehemaligen seit dem Jahre 1231 kontinuierlich nachgewiesenen Nutzungen.

Abb. 2. Bestandesaufbau und Struktur eines Bannwaldes: die höchsten Masteichen überragen den Waldespekt; eine unterständige Bannschicht besteht vorwiegend aus Kopfhainbuchen, die der Kopfschneitelung für die Laubheugewinnung oder einfach nur der Kopfholznutzung unterlagen. Diese Form der Waldnutzung hatte verschiedene Vorteile, denn derselbe Waldbestand konnte sowohl als Hude- wie auch als Schneitelwald genutzt werden, da die Gertenaustriebe bei den üblichen Schneitelhöhen von 2–2,50 m nicht mehr durch Viehverbiß gefährdet wurden. Eine mehrjährige Beweidungs-Schonfrist konnte unterbleiben, und der Hudewald war gleichzeitig in drei Etagen unterschiedlich zu nutzen, unten als Weide, in Übermannshöhe als Laubheuproduzent und ganz oben als Mastproduzent (nach Burrichter 1984).





Abb. 3. Mehrhundertjährige Mastbuchen mit Kallusüberwucherungen und Verbißspuren im ehemaligen Hudewald Tinner Loh bei Meppen/Emsland. Das Wort „Loh“ bezeichnet im ursprünglichen Sinn einen lichten Wald oder einen mit Holz bestandenen Weideplatz. Dieser Wald ist archivalisch seit 1667 nachgewiesen (Pott und Hüppe 1991).

daß es dort vor Beginn der Markenteilungen gebietsweise nur noch stark gelichtete Buschwälder ohne Kernwüchse gab, unterbrochen von weiträumigen Trift- und Heideflächen (Burrichter 1984). Anders war die Situation bei den Privatwäldern damaliger Zeiten, welche aus der gemeinen Mark ausgesondert (z. B. Cumulativgehölze, Sundern) und mit verschiedenen Nutzungsein-

schränkungen und Bannvorschriften belegt waren (Abb. 3). Auf diese Weise konnten die Extensivnutzungen in gemäßigte Bahnen gelenkt und die drohende Devastierung der betreffenden Wälder verhindert werden. Für das heutige Erscheinungsbild vieler ehemals extensiv genutzter Bannwälder mit oder ohne landesherrliche Nutzungsvorschriften sind die traditionellen Wald-

betriebsformen oder die meist ungeplanten Waldnutzungen essentiell, und sie werden deshalb im folgenden kurz zusammengefaßt.

2.2 Landwirtschaftliche Nutzungen des Waldes

Ackerbau und Viehhaltung als Existenzgrundlage der Bauern waren über Jahrhunderte auf die Waldmarken angewiesen. Triftflächen haben sich zwangsläufig aus der Waldweide entwickelt, wobei Verbiß der Waldgehölze und ständiges Abweiden ihres Jungwuchses durch das Weidevieh zur allmählichen Auflichtung des Waldes und letztlich zur Entstehung parkartiger Vegetationsstadien geführt haben. Je nach naturräumlicher Situation und je nach Beweidungsintensität und -modalität nehmen dabei mit Gras oder Heidekraut bewachsene Flächen mehr oder weniger großen Raum ein (Abb. 4 und 5).

Als in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts die Stallfütterung und der Hackfruchtanbau vermehrt eingesetzt wurden, verlor der Wald seine traditionelle Bedeutung für die Viehernährung und es kam mit der Trennung von Wald und Feld zu einem betrieblichen und landschaftlichen Strukturwandel. Durch die künstliche Düngung wurde die Waldweide meistens ganz überflüssig. Die Großviehweide (*Waldhude*) wurde vielerorts im Laufe des 18. Jahrhunderts entbehrlich. Von da an wurden die Wiesen zur Grasheugewinnung vermehrt angelegt, besser gepflegt und genutzt. Mit dem Anbau von Futterpflanzen (Klee, Luzerne, Kartoffeln) war die winterliche Stallfütterung gesichert.

Die Schweinemast im Walde wurde bis weit in das 19. Jahrhundert ausgeübt. Die Mastnutzung mit Eicheln und Bucheckern war sogar bis zum Ende des Mittelalters von hoher volkswirtschaftlicher Bedeutung, denn aus archivalischen Unterlagen geht hervor, daß z. B. bei Eichelmasten mit 20 000 Schweinen (was für große Waldungen nicht selten war) pro Waldbezirk bis zu 30 000 Gulden Erlös eingetrieben werden konnte. Viele Wälder zeigen heute die Reliktformen der Hude- und Mastnutzungen (Abb. 6 und 7). Die Mastnutzung hatte aber auch für die Erhaltung und Regeneration des Waldes zwei positive Ei-



Abb. 4. Hudebedingte Parklandschaft im Borkener Paradies/Emsland mit zonenartig angeordneten Vegetationskomplexen aus Triftrasen, Säumen, Gebüschmänteln und Wald (aus Pott und Hüppe 1991).

genschaften: einmal die anthropogene Förderung und Anpflanzung von Buchen und Eichen als begehrte Mastbäume, zum anderen die Auflockerung des Waldbodens durch die Wühltätigkeit der Schweine, die dem Holzjungwuchs ein günstiges Keimbett verschaffte und obendrein waldschädliche Insekten dezimierte.

Die Ziegen- und Schafweide waren Nutzungsformen mit unterschiedlicher waldschädigender Wirkung. Seit Jahrhunderten ist die walddernichtende Wirkung der Ziegenweide bekannt, und diese wurde schon frühzeitig im Wald verboten. Erste Verbote gehen in Norddeutschland auf das Jahr 1538 zurück (Burrichter et al. 1980). Für viele

Territorien und Waldmarken wurde die Ziegenweide meist im Verlauf des 16. Jahrhunderts amtlicherseits verboten, z. B. in der Grafschaft Mark 1538, in der Grafschaft Ravensberg 1550, in den Grafschaften Sayn-Wittgenstein und Lippe-Detmold 1579 sowie im Münsterland im Jahre 1583 (nach Hesmer und Schroeder 1963). Trotzdem wurden



Abb. 5. Schematische Darstellung des Gesellschaftsgefüges im Hudewald-Vegetationskomplex Borkener Paradies (aus Pott und Hüppe 1991).



Abb. 6. Verbuschungsformen an Buchen im Hudewald bei Ramsdorf/Borken in Westfalen (aus Pott 1991).



Abb. 7. Gekappte Masteiche im Hudewald bei Ramsdorf/Borken in Westfalen (aus Pott 1991).

diese Verordnungen immer wieder ignoriert, und trotz aller Verbote weideten Ziegen stellenweise noch bis ins 19. Jahrhundert in den Wäldern.

Wesentlich geringer und unschädlicher ist dagegen die Schadeinwirkung durch Schafe; im Gegenteil, die landesherrlichen Schäfereien wurden häufig gefördert und gestützt, um die aufblühende Tuchindustrie mit Wolle zu versorgen. Das *Heidebauerntum* in der Lüneburger Heide, im westlichen Münsterland und in der Senne basierte vielfach auf Schafzucht und Heidschnuckenbetrieb in Verbindung mit starkem Anbau von faserliefernden Pflanzen wie Flachs (*Linum usitatissimum*) und Hanf (*Cannabis sativa*). Besonders seit dem Dreißigjährigen Krieg wurden die Schafzucht und mit ihr die Waldweide mit Schafen gefördert. Zahlreiche Borstgrasheiden, Calluna-Heiden und Wacholderheiden auf Kalk- und Silikatuntergrund zeugen noch heute von dieser extensiven Waldnutzung vom

Flachland bis in die höchsten Lagen der Mittelgebirge (s. Landschaftsdarstellungen Abb. 8 und 9 bei Pott und Hüppe 1991 sowie Hüppe 1993).

Die *Waldstreunutzung* gelangte zu starker Bedeutung beim Übergang von der reinen Waldweide zur Stallfütterung. Der Wald wurde zwar vom direkten Einfluß der Weidetiere entlastet, dafür holte man nun die wertvolle Streu (Laub- und Nadelholzstreu) aus dem Wald.

Die Wälder leiden teilweise noch heute unter den Folgen der Streunutzung mit ständigem Nährstoffentzug und damit einhergehender Bodenverarmung und Podsolierung. Diese Nährstoffverlagerung durch Streunutzung führte in Verbindung mit Plaggenwirtschaft und Schafhaltung zur nachhaltigen Ertragsminderung der Sandböden, die heute in Flachlandregionen mit Kiefer und in montanen Landschaften vorzugsweise mit Fichten aufgeforstet werden.

2.3 Niederholz- und Kopfholz-wirtschaft als extensive Wald-nutzungsformen

Die *Niederwaldnutzung* war und ist in den Bauernwäldern eine charakteristische Betriebsform zur Erzeugung von Stangenholz, von Kohlholz sowie zur Produktion von Gerberlohe für die kleinbetriebliche Lederfertigung und Lederbearbeitung. Der Niederwald ist also ein Ausschlagswald, eine durch die Art der Bewirtschaftung bedingte Strauchformation, die in Norddeutschland als „*Stühbusch*“ bezeichnet wird. Im Einflußbereich des Meeres, unter Salzschliff, entstehen einseitig verformte Buschformationen, die als „*Krattwald*“ bezeichnet werden (Abb. 10 und 11).

Neben der vielfältigen Niederholzverwertung spielte bis in die historische Neuzeit hinein die Kopfholznutzung für die Kleinholz- und *Laubheugewinnung* eine wesentliche und heute viel-



Abb. 8. Heideland bei Haltern in Westfalen mit Calluna-Heiden und Wachholdern anstelle des ursprünglichen bodensauren Eichen-, Birken- oder Buchen-Eichenwaldes (Fotoarchiv Westf. Museum f. Naturkunde Münster).

fach in Vergessenheit geratene Rolle (s. Abb. 12 sowie genaue Beschreibung bei Brockmann-Jerosch 1936 sowie Burrichter und Pott 1983). Die Stockausschläge werden bei der Betriebsform des Schneitelns in sehr kurzen Umtriebszeiten von etwa 3–4 Jahren vor der Laubverfärbung abgetrieben, locker gebündelt und getrocknet, um sie, wie heute das Grasheu, als Winterfutter für das Vieh zu gebrauchen. Aufgrund der kurzfristigen Umtriebszeiten bestand

fortwährend ein künstlich erzeugtes und aufrechterhaltenes Ungleichgewicht zwischen Stockausschlägen und Wurzelmasse. Dadurch wurde sowohl die anfallende Laubheumenge infolge von Vergrößerung der Blattspalten als auch Länge, Schlankheitsgrad und Elastizität der Schneitelloden gefördert. Diese Vorteile kamen einmal der wirtschaftlichen Produktion des Laubheus zugute, zum anderen gab es häufige Nebennutzungsmöglichkeiten entlaub-

ter Gerten für alle möglichen Flechtwerke, die u. a. als Gefachflechtwerke für alle Fachwerkbauten dienten.

Geschneitelt wurden unter weitgehender Schonung der Mastbäume aufgrund ihrer besonderen Laubqualität und Regenerationsfähigkeit überwiegend Hainbuchen und, soweit vorhanden, auch Eschen. In den Eichen-Birkenwäldern und Buchen-Eichenwäldern der nordwestdeutschen Geest und in den Silikatbuchenwäldern der Mittel-



Abb. 9. Heidelandschaft im Hümmling bei Gr. Berßen (Juli 1931, Fotoarchiv Westf. Mus. f. Naturkunde, Münster).



Abb. 10. Bizarre Stammdeformationen an Eichen im NSG „Baumweg“ bei Ahlhorn i. Oldenburg (aus Pott und Hüppe 1991).



Abb. 11. Krattwald als nahezu undurchdringlicher Buschwald mit starken Windschur-Effekten am Kap Arcona auf Rügen.

gebirge, wo keine hochwertigen Schneitelgehölze vorhanden waren, schneitete man mit Bevorzugung der Auenbäume nahezu alle Holzarten, nötigenfalls und verbotswidrig auch Buchen und Eichen. Im Alpenraum wurde vornehmlich die Esche (*Fraxinus excelsior*) geschneitelt. Allerdings lassen die Schneitelbäume in den alten Hudewäldern in gegenwärtigem Zustand nicht mehr eindeutig erkennen, ob sie durch die traditionellen Betriebsarten der Laubschneitelung oder der einfachen Kopfholznutzung überformt worden sind. Mit zurückgehender Bedeutung des Futterlaubes am Ende des vergangenen Jahrhunderts und mit zunehmender Verbannung der Laubschneitelung aus den Markenwäldern verlagerte man sich auf Brenn- und Werkholznutzungen, wobei die letztere Betriebsform im Laufe der Neuzeit die erstere ablöste.

Die Umtriebszeiten beim Niederwald richteten sich je nach der Holzart

und dem vielfältigen Verwendungszweck der Stockausschläge. Sie umfaßten Zeitspannen von einigen Jahren bis zu mehreren Jahrzehnten, also vom Gerten- bis zum Stangenhalter, und zum Teil darüber hinaus. Vorrangig war in den meisten Niederwaldgebieten die bäuerliche und gewerbliche Brennholznutzung zum Hausbrand sowie zur Salz- und Pottaschesiederei. Sie erfolgte im allgemeinen nach Bedarf und hatte daher – wie gesagt – variable Umtriebszeiten.

Die Auswirkungen des Niederholzbetriebes können bei bestimmten Waldgesellschaften mit der Zeit so weit gehen, daß sämtliche Holzarten und viele Arten der Krautvegetation durch andere ersetzt werden. So sind zahlreiche Kalkbuchenwälder auf frischen mittelgründigen Böden bei kurzfristigem und lang anhaltendem Umtrieb in eichen- und hainbuchenreiche Niederholzbestände umgewandelt worden. In allen diesen Wäldern wird die Rolle der Buche weitgehend von der Hainbuche übernommen („Hainbucheneffekt“), und an zweiter Stelle steht meist die Eiche (s. Pott 1981, 1985).

Im Bereich des Eichen-Birkenwaldes und des Buchen-Eichenwaldes gibt es noch kleinere oder mittelgroße Parzellen meist bäuerlichen Besitzes mit extensiv genutzten Stockausschlagwäldern; sie dienen noch heute bei kurz- bis mittelfristigem Umtrieb der Brennholznutzung. Solche *Quercion-robori-petraeae*-Wälder² wurden schon seit prähistorischer Zeit gerodet, beweidet, geplaggt und schließlich fast überall in Heideflächen umgewandelt. Nur wenige krüppelige, teilweise als Niederwald erhaltene Stühhüschke sind noch übriggeblieben und stellenweise unter Naturschutz gestellt (Abb. 10).

Ein völlig andersartiger Holzartenwandel vollzieht sich im Bereich der Silikatbuchenwälder. Wie u. a. Pott (1985, 1990) am Beispiel der Siegerländer Hauberge mit ihrer modifizierten Niederwaldwirtschaft zeigen konnte, wird hier die Buche ausnahmslos verdrängt und durch Eiche und Birke ersetzt. Unter natürlichen Bedingungen dominieren aber nach wie vor im Bergland und in Gebieten mit zunehmend atlantischem Klimaeinfluß die Buche und in der Ebene die beiden Eichenarten, Stiel- und Traubeneiche. Sie sind als wichtige Mastbäume und, was die Eichen be-



Abb. 12. Relikte ehemaliger Kopfholzwirtschaft an Hainbuchen (= Schneitelhainbuchen) im Bentheimer Wald.

trifft, auch als obligate Bauholzlieferanten vom Menschen gefördert worden. Aufgrund spezieller Nutzungsvorschriften zur Schonung der Buche kam es vielerorts im Laufe der Jahrhunderte nicht zu einer sukzessiven Verdrängung von *Fagus sylvatica* aus den Niederwäldern; denn unter Beibehaltung langer Umtriebszeiten von mehr als 30 Jahren wurden zur dauerhaften Erhaltung der Buchenstöcke Ablegerverfahren durchgeführt. Dabei wurden einige Triebe der Stockausschläge in die Erde eingesenkt, wo sie sich im Laufe der Zeit

bewurzelten und mit Tochterkolonien oder Wurzelhalsaustrieben den Stock fortsetzten. Solche Buchenstockkolonien sind schon häufig für den westeuropäischen und besonders für den nordwestdeutschen Raum beschrieben worden (vgl. u. a. Pott 1981, 1985); sie gehören zum Formenkreis bäuerlicher Waldnutzungen und geben derartigen Extensivwäldern ein charakteristisches Gepräge (Abb. 13).

² Pflanzensoziologische Begriffe erfolgen nach Pott (1992).



Abb. 13. Niederwald mit Buchenstockkolonien, die aus Ablegerwirtschaft entstanden sind. Solche Niederwälder gehören zum typischen Formenkreis bäuerlicher Waldnutzungen.

3. Mittelalterliche Waldnutzungen und walderhaltende Maßnahmen als Grundlage für die heutige Existenz naturnaher Altwälder

Alle bisher geschilderten Zustände des Waldes und der Waldlandschaften treffen im wesentlichen für die Gebiete der Allmenden, d.h. der gemeinen Marken zu. Eine allgemeine Wende der Bewirtschaftung der Wälder wurde durch die Markenteilung bewirkt, die im wesentlichen in der letzten Hälfte des 18. Jahrhunderts begann, sich aber gebietsweise bis in das 19. Jahrhundert erstreckte. Diese Allmendteilungen bedeuten gleichzeitig den Beginn mehr oder weniger geregelter *Wald- und Forstwirtschaft*, so daß auf die Phase der *Waldverwüstungszeit* jetzt die Phase der *Waldbauzeit* folgte.

Es gab aber auch schon vor der Markenteilung an vielen Stellen sogenannte „private Gehölze“, die von den

„cumulativen Gehölzen“ unterschieden wurden. Zwischen den beiden Grundformen, der *Gemeinen Mark* auf der einen und dem *Privatgehölz* auf der anderen Seite, bestanden alle denkbaren Übergänge. Die Privatgehölze waren größtenteils Besitz der Landesherren, des Adels oder der kirchlichen Institutionen. Sie wurden, was ihre Privatisierung betrifft, entweder aus Marken-Verfassungsstrukturen überführt oder aus der gemeinen Mark ausgesondert (Sundern, Tiergärten), bzw. lagen von vorneherein auf angestammtem Privatbesitz. Die Cumulativgehölze sind alte Waldflächen auf Markengrund, die in der Regel einer geschlossenen Gesellschaft von Berechtigten gehörten und an denen die jeweiligen Landesherren einen Anteil hatten.

Im allgemeinen waren die Waldverwüstungen so verheerend, daß sich schon im Spätmittelalter zahlreiche Institutionen oder die jeweiligen Landesherren genötigt sahen, in einigen All-

mendbezirken ihres Herrschaftsbereiches alle Nutzungsbefugnisse an sich zu ziehen und neben ihrem Privatbesitz umfangreiche Flächen mit Bannvorschriften zu belegen, denen nicht selten jagdliche Interessen zugrunde lagen. Auf diese Weise konnte die Extensivnutzung in gemäßigte Bahnen gelenkt und die drohende Devastierung der betreffenden Wälder und Landstriche verhindert werden. Zu solchen *Bannwäldern* gehörten z.B. im waldarmen Norddeutschland der Bentheimer Wald, der Neuenburger Wald bei Varel i. O., der Hasbruch bei Delmenhorst und das Gebiet Baumweg nordöstlich Cloppenburg (Abb. 1 u. 10).

Ähnliche und vergleichbare besitzrechtliche Überführungen und Einschränkungen markengenossenschaftlicher Nutzungsrechte zu Bannwäldern sind für alle Regionen Mitteleuropas vielfach beschrieben und dokumentiert worden (u.a. *Hesmer* und *Schröder* 1963, *Pott* und *Burrichter*

1983, Mantel 1990, Pott und Hüppe 1991, Pott 1993).

In den Privatwäldern stand gewöhnlich jegliche Nutzung allein dem Einzelbesitzer zu, aber die allgemeine Beweidung war mit bestimmten Einschränkungen in vielen Fällen üblich. Schon mit Beginn des 12. und 13. Jahrhunderts übernahmen zahlreiche Landesherren die Nutzungsbefugnis aller ehemaligen Markenwälder ihres Herrschaftsbereiches und belegten große Gebiete mit dem *Jagd-* oder *Wildbann*, dem *Rode-* und *Baubann* (Verbot, unkontrolliert Eichen zu schlagen) sowie dem *Mastbann*. Diese Einschränkungen waren bis in die Neuzeit hinein besonders dort sehr streng, wo es um die jagdlichen Interessen der einzelnen Landesherren ging, und in solchen Gebieten existierten noch naturnahe Hochwälder als Zufluchtstätten des Großwildes.

Bannverordnungen galten z.B. für die Schonung von Eichen und Buchen zur Mastnutzung oder auch zur Bauholzgewinnung (Eichen), die bereits im Mittelalter einsetzte. Diese für die Mast wichtigen Waldbestände waren vielfach dahin abgewandelt, daß als letzte Reste des Waldes schließlich nur noch überalterte Eichen- oder Buchenhochstämme aus verlichteten Buschbeständen herausragten, mit deren natürlichem Abgang dann allerdings auch hier das Ende des Waldes gekommen war.

3.1 Laubholz- und Nadelholzanbauten

Neben der Schonung der Mastbäume ergriff der Mensch aber auch noch eine Reihe anderer Maßnahmen, die der Waldverwüstung entgegenwirken sollten. Seit dem 14. Jahrhundert sind Einschränkungen des Holzeinschlages sowie Laubholzanbauten nachgewiesen. Die erste Nachricht über Laubholzanbau – zugleich die früheste für ganz Deutschland – stammt aus Dortmund vom Jahre 1343. Während des 16.–18. Jahrhunderts wurden diese Maßnahmen dann verstärkt; ihre Effektivität reichte aber nicht im entferntesten aus, die lawinenartig anwachsende Waldzerstörung aufzuhalten.

Ein wirklich *planmäßiger Waldbau*, der als Wende zwischen Waldverwüstungszeit und Waldbauzeit angesehen werden kann, setzte erst um die Mitte

des 18. Jahrhunderts ein. In dieser Zeit wurden überall in den einzelnen Territorien Aufforstungsedikte erlassen. Sie ordneten für gewöhnlich einen planmäßigen Laubholzanbau in solchen Gebieten an, deren Wälder zwar devastiert, aber noch vorhanden waren. Für die offenen Flugsandflächen und Heiden waren großräumige Wiederaufforstungen ebenfalls mit Laubholz vorgesehen. Nach den ersten vergeblichen Versuchen ging man aber zum Nadelholzanbau über, der vor allem auf Sandflächen mit Kiefern mehr Erfolg zeigte.

Beim *Laubholzanbau* stand die Eiche fast überall an erster Stelle; im 16. Jahrhundert wurde sie fast ausschließlich angebaut. An zweiter Stelle folgt die Buche. Sie wurde vor allem in den Wäldern gepflanzt, die bereits von Natur aus Buchenanteile an der Holzartenkombination enthielten. Im Bergland wurde dagegen die Buche gebietsweise bevorzugt, zusätzliche Anbauten von Nebenholzarten hatten demgegenüber nur geringe Bedeutung.

Als Anbauverfahren für das Laubholz galt im wesentlichen von alters her die Pflanzung. Die Pflanzen wurden entweder als Wildlinge in Wäldern ausgegraben oder eigens in Saatkämpen (Telgenkämpe) aus Samen gezogen. Die Wildlingsverwendung ist dabei das älteste Verfahren. Um Beschädigungen durch das Weidevieh zu vermeiden, wurden mindestens manns hohe oder noch größere Heister ausgepflanzt. Trotzdem mußten auch diese Pflanzen meist noch mit Dornen gegen das Vieh geschützt werden. Zu Freilandaussaaten an Ort und Stelle ging man erst nach der Markenteilung über, als die Waldweide abgeschafft war. Vorher hätte dieses Verfahren ja auch seinen Zweck verfehlt.

Über *Nadelholzaufforstungen* liegen die ersten Nachrichten aus Süddeutschland vor. Bereits 1368 ordnete der Nürnberger Rat erstmalig künstliche Aufforstungen durch Kiefernsaaten größeren Ausmaßes an. Im 15. Jahrhundert folgte Frankfurt/Main diesem Beispiel, während für Nordwestdeutschland vereinzelte Anbauten von Nadelholz erst aus dem 17. Jahrhundert überliefert sind.

Eine verstärkte Anbautätigkeit mit Nadelholzaufforstungen setzte zu Beginn der Markenteilung in der letzten Hälfte des 18. Jahrhunderts ein. Dann

nahm sie allerdings in schneller Entwicklung bis zum Ende des Jahrhunderts einen recht beachtlichen Umfang an, so daß der Laubholzanbau in vielen Gebieten dahinter zurück blieb. Das Hauptanliegen des Nadelholzanbaus war, die ausgedehnten Heiden und Wanderdünen aufzuforsten und festzulegen. Dafür hatte sich die Kiefer als besonders zweckmäßig erwiesen. So entstanden die umfangreichsten Kiefern-Monokulturen dann auch in den ausgesprochenen Sandgebieten, die größtenteils natürliche potentielle Areale des Eichen-Birkenwaldes sind. Im Gegensatz zum Laubholzanbau nahm man die Nadelholzaufforstungen bis auf wenige Ausnahmen durch Freilandsaaten an Ort und Stelle vor. Das Saatgut wurde dafür größtenteils aus den natürlichen Kieferngebieten Brandenburgs, Südwestdeutschlands oder Thüringens bezogen.

Neben der Kiefer wurde zu Beginn des stärkeren Nadelholzanbaus gebietsweise auch die Fichte geforstet. Natürliche Fichtenvorkommen außerhalb des geschlossenen Fichtenwuchsgebietes sind bislang mit vegetationsgeschichtlichen Methoden nur für den Gipfelbereich des Harzes, vielleicht aber auch für die Kammregionen einzelner Hochsauerlandgebirge sowie inselartig in der Lüneburger Heide nachgewiesen. Als sich in Nordwestdeutschland beispielsweise herausstellte, daß die Fichte zur Aufforstung der Dünen- und der ausgelaugten Heidesandböden gegenüber der Kiefer weniger geeignet war, ging ihr Anteil zurück. Demgegenüber wurden die Sandstein- und Silikatböden des Berglandes, von Natur aus vorwiegend potentielle Gebiete des Hainsimsen-Buchenwaldes, nach und nach Domänen der Fichte.

Die Nadelholzaufforstungen nehmen mit Beginn des 19. Jahrhunderts zu, bis die größte Periode der Aufforstungen etwa um die Mitte des vorigen Jahrhunderts vonstatten ging. So änderte sich das Landschaftsbild in dieser Zeit. Wo früher standortgemäße Laubwälder stockten, so auf den Sandböden der nordwesteuropäischen Geest, wachsen jetzt ausgedehnte Kiefernforsten, und auf den ehemaligen Buchenstandorten der Mittelgebirge dominieren schon seit einem Jahrhundert eintönige Fichten-Monokulturen.

3.2 Bannwälder als kombinierte Hude- und Schneitelwälder

Allmähliche besitzrechtliche Überführungen geeigneter Waldparzellen von den markenartigen Verfassungen des Mittelalters zu Bannwäldern gingen oftmals mit starken Einschränkungen der ehemaligen markengenossenschaftlichen Nutzungsrechte einher, und das war letztlich die Voraussetzung dafür, daß zahlreiche Waldflächen zwar extensiv genutzt, aber nicht total übernutzt wurden. So spielten bei den nutzungsbedingten Unterschieden die jeweiligen Markenverfassungen eine ausschlaggebende Rolle. Waldmarken mit landesherrlichen Anteilsrechten waren meist aus jagdlichen Gründen auf Schonung und Erhaltung des Baumbestandes ausgerichtet, während in den gemeinen Marken mit ihren mehr oder minder offenen Hutungen der extensiven Weidewirtschaft mehr Bedeutung zugemessen wurde als dem Fortbestand des Waldes.

Kleine Waldbestände ersterer Art gibt es noch in Nordwestdeutschland, z. B. im Herrenholz bei Goldenstedt, das seit 1350 ununterbrochen bewaldet ist, weiterhin vor allem im Emsland und auf der Oldenburger Geest, von wo sie umfassend durch Pott und Hüppe (1991) beschrieben sind. Restbestände mittelalterlicher Marken mit Viehweiden sind ebenfalls im Emsland gehäuft: das Borkener Paradies (Abb. 4), das Versener Paradies, der Haselünner Wacholderhain und der Wacholderhain Börgen, die Sand- und Heidelandschaften des Hümmlings und bei Meppen wie auch die Kopfbuchenbestände des Tinner Loh sowie die Eichenstühbüsche und Eichenwälder, die allesamt als Relikte aus den Zeiten der anthropo-zoogenen Flächenreduzierung des Waldes übrig geblieben sind (s. Abbildungen bei Pott und Hüppe 1991 sowie Pott 1993).

In ihrem strukturellen Aufbau zeigen vor allem die Bannwälder auffällige Gemeinsamkeiten, die mit ihrer viehwirtschaftlichen Produktion in engem Zusammenhang stehen. Die höchsten Mastbäume überragen im Waldespekt; eine unterständige Baumschicht besteht vorwiegend aus alten Kopfhainbuchen, die der Kopfschneitelung für die Laubheugewinnung oder auch einfach der Kopfholznutzung unterlagen (s. Abb. 2 u. 12). Diese Form der

Waldnutzung hatte verschiedene Vorteile; denn derselbe Waldbestand konnte sowohl als Hude- wie auch als Schneitelwald genutzt werden, da die Gertenaustriebe bei den üblichen Schneitelhöhen von 2,00–2,50 m nicht mehr durch Viehverbiß gefährdet wurden (Burrichter 1984). Eine mehrjährige Beweidungsschonfrist konnte unterbleiben, und der Hudewald war gleichzeitig in drei Etagen unterschiedlich zu nutzen: unten als Weide, in Übermannshöhe als Laubheuproduzent und ganz oben als Mastproduzent (Abb. 2). Diese kombinierte Wirtschaftsform ist dem modernen Mähweidebetrieb vergleichbar; ihre verschiedene Nutzung vollzog sich allerdings nicht im zeitlichen Wechsel, sondern in verschiedenen Ebenen. Häufig wurden solche Bannwälder auch in Grenzregionen belassen: es war gewissermaßen eine große natürliche Pufferzone zwischen Territorialinteressen: der Hasbruch und der Neuenburger Urwald liegen in den Grenzmarken des ehemaligen Großherzogtums Oldenburg zu seinen Nachbarn. Der Bentheimer Wald markiert die Grenzlage zwischen den Bentheimer Fürsten und den Münsteraner Bischöfen; der Sachsenwald liegt auf der holsteinisch-hannoverschen Grenze; der Bialowiecza-Wald in Polen liegt im Grenzgebiet zu Weißrußland usw. Vielfach waren es auch naturräumlich recht uninteressante oder unwirtliche Waldgebiete: Vielfach gehören sie zum Gesellschaftskomplex der feuchten Eichen-Hainbuchenwälder vom Typ des *Stellario-Carpinetum*. Diese Wälder konnten auch wegen ihrer staunassen und vergleyten Lehmböden erst vergleichsweise spät – im Mittelalter – dauerhaft in Kultur genommen werden. Sie haben sich außerdem durch ihre hohe Regenerationskraft mittlerweile sehr schnell nach Ablösung der extensiven Wald- und Holznutzungen von den ehemaligen Schäden schnell erholt und inzwischen zwar nicht das Bild natürlicher, aber doch naturnaher Wälder angenommen.

4. Schutzwürdigkeit naturnaher Altwälder

Es ist klar, daß die umgestaltenden Eingriffe des Menschen und seiner Haustiere neben räumlichen Veränderungen auch signifikante Veränderungen

im Bestandsaufbau der Wälder zur Folge hatten und heute noch haben.

Alle natürlichen Laubwald- und Nadelwaldgesellschaften, aus denen wir heute die potentielle natürliche Vegetation herzuleiten versuchen, sind Wirtschaftswälder, deren Physiognomie und Struktur durch vergangene und moderne Nutzungsverfahren geprägt worden sind. Sie werden durch Gleichaltrigkeit und Gleichförmigkeit im Bestandesaufbau gekennzeichnet. Der natürliche ungenutzte Wald zeichnet sich – wie gesagt – durch einen Baumbestand unterschiedlichen Alters und durch Vielgestaltigkeit aus. Lichtungen, die durch Umstürzen älterer Bäume gerissen wurden, wechseln mit schattigen Partien ab. Daher herrscht ein räumliches Mosaik von Lichtungs-, Pionier-, Optimal- und Altersphasen vor, die neben den bekannten schattensliefernden Arten unserer Wirtschaftswälder vorübergehend lichtliebenden Arten Wachstumsmöglichkeiten bieten. Der natürliche Wald ist im Gegensatz zu unseren forstwirtschaftlich geprägten Wäldern mit einheitlicher Physiognomie ein mehr oder weniger komplexes Gebilde.

Neben dem Arten- und Biotopschutz als vorrangigem Zweck bieten und fordern gleichermaßen die derzeitigen Hude- und Triftlandschaften sowie die Reste der erhaltenen alten Extensivwälder (Bannwälder, Schneitelwälder, Niederwälder, Ramholzwälder, Hecken) weitere Schutzkriterien. Wie Pott und Hüppe (1991) ausführlich schildern, können solche Wälder aus geobotanischer Sicht als Grundlage für vegetationsgeschichtliche, pflanzensoziologisch-systematische, synökologische und umweltbezogene Studien dienen. Gleichzeitig bilden sie aus landschaftsökologisch-geographischer Sicht verschiedene Musterbeispiele für Typen der historischen Landschaft, denn die Pflanzendecke zeigt noch heute überall die Zeugnisse und Spuren früherer Nutzung. Man kann sogar soweit gehen, wirtschaftsspezifische Vegetationseinheiten früherer Epochen zu rekonstruieren und die aktuelle Vegetation danach zu interpretieren. Die heutigen Vegetationslandschaften besitzen eine durch ihre ehemalige Nutzungsgeschichte bedingte Individualität (s. Deil 1993).

Alle extensiven Wirtschaftsformen

in Wald und Feld gehören im wesentlichen der vorindustriellen Zeit an und haben sich stellenweise bis heute als prägende Strukturen in einigen Landstrichen gehalten; sie fallen aber zusehends der modernen Land- und Forstwirtschaft zum Opfer, und das Wissen um die traditionellen Wirtschaftsweisen gerät immer mehr in Vergessenheit.

4.1 Die Bedeutung für Pflanzen und Tiere

Da sich in der heutigen Kulturlandschaft noch immer ein drastischer Schwund an landschaftsspezifischen Arten und Lebensgemeinschaften auf allen intensiv bewirtschafteten Flächen vollzieht, dienen die inselhaft über die Landschaft verteilten extensiv genutzten Waldreste, Heiden und Magerrasen zur Zeit vor allem dem bewahrenden Naturschutz. Da aber viele Gebiete unter extensiver land- und waldwirtschaftlicher Nutzung entstanden sind, sind sie auch in ihrem Fortbestand von der traditionellen Nutzung abhängig. Auf den Zustandserfassungen und Entwicklungsprognosen aufbauend müssen für die jeweiligen Waldflächen und Gebiete naturraumspezifische Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen erarbeitet und in weitere Planungen integriert werden.

4.1.1 Die Bedeutung der Niederwälder

In Kalkbereichen der nördlichen Mittelgebirge sowie an lokalklimatisch begünstigten Steilhängen mit Kalkschottern, wo an manchen Stellen noch das natürliche *Carici-Fagetum* und vereinzelte *Seslerio-Fagetum*-Buchenwälder stocken, kommt es nach extensiver Holznutzung durch Niederwaldschlag und Bewirtschaftung zu besonders nachhaltigen Standortveränderungen zugunsten thermophiler Eichen-Hainbuchen-Niederwälder (s. Pott 1992).

Es handelt sich bei diesen thermophilen Buschwäldern im nördlichen und nordöstlichen Nordrhein-Westfalen ausschließlich um degradierte Buchenwälder und nicht um Relikte oder extrazonale Vorposten submediterraner Flaumeichenwälder (*Lithospermo-Quercetum*) bzw. wärmeliebender subkontinentaler *Galio-Carpinetum*-Wälder, wie es in den Trockengebieten Süddeutsch-

lands oder eventuell noch an lokalklimatisch begünstigten Stellen in der Eifel bzw. im Rheinischen Schiefergebirge der Fall ist (vgl. u. a. auch *Braun-Blanquet* 1929, *Rühl* 1956, 1960, *Schwickerath* 1958, *Förster* 1968, *Pott* 1985). Einige Arten xerothermer Vegetationseinheiten, wie z. B. *Sesleria varia*, *Coronilla montana*, *Hippocrepis comosa*, *Anthericum liliago*, *Seseli libanotis*, *Pyrus pyraester*, *Berberis vulgaris* oder *Ligustrum vulgare*, werden aber im Gebiet an Felsen, Steinhalden und anderen schwer zugänglichen Stellen von Natur aus immer vertreten gewesen sein, von wo aus sie sich sekundär in aufgelichtete Wälder ausgebreitet haben.

Der lichte Unterwuchs solcher Sekundärgehölze beherbergt meist eine üppige Strauchschicht von *Crataegus*-Arten, die mit wärmeliebenden Elementen (z. B. *Sorbus torminalis*, *Daphne mezereum*, *Viburnum lantana*, *Ligustrum vulgare* und *Pyrus pyraester*) durchsetzt sind. Als thermophile, teilweise xerophytische Krautarten treten in verstärktem Maße pflanzengeographisch interessante Vertreter des submediterranen Florenelementes wie *Lithospermum purpureo-coeruleum*, *Vincetoxicum hirundinaria*, *Inula conyza*, *Hypericum montanum*, *Tanacetum corymbosum* oder *Rosa tomentosa* auf. Von den mehr östlich bis südöstlich verbreiteten Arten finden sich z. B. *Melica nutans*, *Bupleurum longifolium*, *Viola mirabilis*, *Fragaria viridis*, *Lilium martagon* und *Asarum europaeum*. Heutige Arealgrenzen dieser gemäßigten kontinentalen Elemente, die teilweise sogar als Differentialarten des *Galio-Carpinetum* angesehen werden, verlaufen von der Eifel durch den Südosten Westfalens und setzen sich über Südost-Niedersachsen nach Nordost-Deutschland fort. Eine Arealausweitung im Zuge langwährender Waldauflichtungen steht dabei wohl außer Frage.

Auch die Ramholz- oder Stickholzbestände des Rheinlandes zeigen an trockeneren südlich geneigten Standorten verbreitet *Pyrus pyraester*, *Malus sylvestris*, *Sorbus aria* und *Sorbus torminalis*. Sogar der Speierling (*Sorbus domestica*), ein wärmeliebender Verwandter der Eberesche, findet hier in den gelichteten Niederwäldern seinen Platz. Die vermehrten Vorkommen von *Lithospermum purpureo-coeruleum*, *Primula veris* ssp. *canescens*, *Polygonum*

multiflorum, *Daphne mezereum* und *Lilium martagon* sind allesamt an die Niederwälder gebunden, welche die Voraussetzung ihrer Existenz schaffen.

Die floristische Differenzierung der thermophilen Niederwaldtypen ist sehr schwach (Ramholzwälder); die *Sorbus torminalis*-dominierten Wälder im Rheintal und in der Eifel zeigen aber mit vereinzelt *Quercus × pubescens*-Bastarden und *Sorbus domestica*-Vorkommen oftmals eine nahezu gleiche Artenkombination, wie die von *Braun-Blanquet* (1929) beschriebenen *Lithospermo-Quercetum*-Bestände aus der Eifel. Wenn sich eine nach Norden hin ausklingende Verzahnung des submediterranen Flaumeichenwaldes noch über die Rhein- und Mosel-Straße bis in die Eifel hinein rekonstruieren ließe (vgl. *Schwickerath* 1958, *Hartmann* und *Jahn* 1967), so bleibt der natürliche arealgeographische Anschluß dieser Waldtypen in Norddeutschland doch sehr unwahrscheinlich.

In älteren, aufgelassenen Niederwäldern verjüngt sich heute auch stellenweise die Buche, die zusammen mit *Galium odoratum* und einer weiteren beträchtlichen Anzahl an *Fagetalia*-Elementen darauf hinweisen, daß trotz starker Überformungen noch eine gewisse floristische Verankerung dieser Eichen-Elsbeeren-Niederwälder im *Fagion* besteht, aus dem sie entstanden sind (Pott 1981, 1985). Die allmähliche Rückentwicklung zu Buchenwäldern würde im Laufe der Zeit alle diese thermophilen Geoelemente aus den Niederwäldern verdrängen, und das rechtfertigt den Schutz und auch die fortgesetzte Holznutzung dieser Wälder.

Neben der Bewahrung von althergebrachten Wirtschaftsweisen sind deshalb Erhalt und Entwicklung wertvoller Waldbiotope ein vordringliches Ziel des wissenschaftlichen Naturschutzes. Wir haben ferner gesehen, daß beispielsweise der Buche in ihrer potentiellen natürlichen Verbreitung eine weitaus größere Rolle zukommt, als wir es heute in der intensiv genutzten Kulturlandschaft wahrnehmen. Bei Fragen und Problemen naturnaher Bestockung von Forstflächen oder bei Wiederaufforstungen von ehemaligem Kulturland sollte dieser Tatsache Rechnung getragen werden. Auch die Erfassung und Bewertung der nach § 20c BNatSchG geschützten Biotope sollte

sich an den Vegetations- und Landschaftskomplexen der Wälder, der spezifischen Gebüsch- und Kleingehölze sowie der Magerrasen in den jeweiligen potentiellen natürlichen Waldregionen orientieren.

4.1.2 Die Bedeutung der Hudewälder und Bannwälder für den Biotop- und Artenschutz

Wir haben ebenfalls gesehen, daß sich hinsichtlich ihrer Nutzungsgeschichte diejenigen Wälder, die vom Mittelalter bis hin zum Beginn der Neuzeit im Besitz des jeweiligen Landesherrn, anderer Adelige oder von Klöstern waren, oft deutlich von denjenigen unterscheiden, die von Siedlungsbeginn bis ins 18. Jahrhundert hinein zur allgemeinen Mark gehört haben, d.h. im Besitz der Gesamtheit der Bauern einer Bauerschaft oder eines Dorfes standen. Letztere unterlagen nämlich zahlreichen, oft einschneidenden Nutzungen und waren daher zum Ende der Markwirtschaft (2. Hälfte des 18. Jahrhunderts) entweder völlig entwaldet oder aber trugen nur noch lockere Buschwälder. Stenöke Waldarten hatten daher in den weniger intensiv genutzten „Herrschaftswäldern“ bessere Überlebenschancen als in den Wäldern der gemeinen Mark (vgl. *Hesmer* und *Schroeder* 1963, *Emanuelson* et al. 1985, *Pott* und *Hüppe* 1991, *Pott* 1991, *Wittig* 1991). Solche „Altwälder“ sind dementsprechend wertvolle Reliktstandorte für stenöke Waldarten. Stellenweise konnten sich diese Arten mit Beginn der modernen Forstwirtschaft von hier aus in benachbarte Wälder wieder ausbreiten, nicht selten aber sind sie immer noch auf diese Reliktstandorte oder zumindest deren engere Umgebung beschränkt. Oft kann man die ehemaligen Besitzverhältnisse bereits am Namen des Waldes erkennen. Bezeichnungen wie „Klosterholz“, „Paterholz“, „Papenbusch“, „Nonnenbusch“, „Reichswald“, „Königsforst“ und „Herrenholz“ weisen unmißverständlich auf die früheren Besitzverhältnisse hin. Der Name „Tiergarten“ zeigt, daß die betreffende Waldung dem Landesherrn oder anderen Adelige als Jagdrevier diente. Die Jagdwälder waren in der Regel eingefriedigt und somit vor der für die Degradation der Allmendwälder besonders bedeut-

samen Waldweide (vgl. *Pott* 1991) geschützt. Sie gehören daher heute zu den artenreichsten Waldstandorten (*Dinter* 1991). Alte Wälder stellen häufig auch die „Sundern“ dar, denn sie wurden, wie der Name sagt, bereits früh von den Adeligen aus der allgemeinen Mark ausgesondert und zum Privatbesitz erklärt. Es handelt sich bei ihnen also ebenfalls um „Herrschaftswälder“. Sie zeigen allesamt die typische, immer wiederkehrende und noch lange nach ihrer Auffassung erkennbare Struktur im Bestandsaufbau (Abb. 1, 2, 3 u. 10).

Die halboffenen, stark dynamischen Hudelandschaften sind als traditionell genutzte Flächen mit ihren offenen Triften, mit bebüschten oder parkartigen Strichen, gelockerten Baumbeständen und den eigentlichen Restwäldern in der heutigen Kulturlandschaft bedeutsam als *biologische Reservatlandschaften*. Das zeigen nicht nur die vegetationskundlich-floristischen Arbeiten von *Burrichter* et al. (1980) sowie von *Pott* und *Hüppe* (1991), sondern auch die neueren, auf die vorigen aufbauenden, vorwiegend biozöologisch orientierten Arbeiten aus der Osnabrücker Arbeitsgruppe von *Kratochwil* (1993). Eindrucksvoll sind in diesem Zusammenhang die Ergebnisse der Untersuchungen von *Assmann* (1991) zu den Coleopterenzönosen unterschiedlicher Hudewaldbiotope. Der Einfluß historischer Prozesse auf das heutige Artengefüge der Coleopteren, die Populationsstruktur und die geographische Differenzierung von Reliktarten stehen dabei im Vordergrund der Betrachtungen. Die mittelalterlichen Hudelandschaften des Emslandes, wie sie von *Pott* und *Hüppe* (1991) zusammenfassend dokumentiert sind, weisen eine Reihe von besonderen Teillebensräumen auf, die in der umgebenden heutigen Kulturlandschaft fast ausnahmslos verschwunden sind. Zu diesen Habitattypen gehören Tot- und Altholzbestände, die von vielen Xylobionten bewohnt werden. Da die meisten Arten dieser Lebensform differenzierte Ansprüche an ihren Entwicklungsort stellen (bspw. günstige Exposition oder Rindenverletzung an Bäumen), sind unterschiedliche Synusien bei den vielgestaltigen Wuchsformen der Mast- und Solitär-bäume zu erwarten. In den biozöologischen Untersuchungen der Osnabrücker Arbeitsgruppe sind bereits eine

Reihe stark gefährdeter Arten für diese Hudewälder nachgewiesen, von denen hier nur *Colydium elongatum*, *Harpalus neglectus* und *Harpalus seripes* oder *Elaphrus aureus* erwähnt sein sollen (s. auch *Assmann* 1991). Silvicole Tierarten sind als Relikte für die großen Bannwälder (z.B. Tinner Loh, Baumweg, Bentheimer Wald, Hasbruch, Neuenburger Urwald, s. *Pott* und *Hüppe* 1991) charakteristisch. Hierzu gehören beispielsweise die Waldarten *Carabus glabratus* (s. auch *Arndt* 1989, *Hockmann* et al. 1992 sowie *Assmann* in diesem Heft), die Laufkäfer *Pterostichus metallicus*, *Abax ovalis* und auch der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*, vgl. *Feldmann* 1981). Diese seit geraumer Zeit – wahrscheinlich seit den mittelalterlichen Wüstungs- und Waldvernichtungsperioden – voneinander isolierten Populationen solcher waldbewohnenden Arten sind nicht nur in faunistischer Hinsicht, sondern auch in evolutionsbiologischer Hinsicht herausragend; nicht nur die genetische Variabilität, sondern auch Isolationsphänomene dieser stenöken Tierpopulationen können in den alten Restwäldern untersucht werden. Erste spannende Ergebnisse der genetischen Variabilität bei *Carabus glabratus* und *Abax ovalis* zeigen auch die Arbeiten von *Assmann* (1990a, 1990b, *Assmann* et al. 1992). Nicht nur die waldbewohnenden Käfer stellen eine Besonderheit dar, auch die als Baumeister typischer Landschaftstrukturen (s. Abb. 14) bekannten Ameisen (vor allem die Gelbe Ameise *Lasius flavus*) und deren syndynamische Wechselwirkungen mit speziellen Sandtrockenrasengesellschaften (vgl. *Pott* und *Hüppe* 1991) werden hinsichtlich der Kongruenz von Sammelverhalten dieser staatenbildenden Insekten und Wachstumsvergleichen von typischen ameisenverbreitenden Pflanzenarten untersucht (*Kratochwil* 1993). Das zu erwartende Ergebnis ist eine Studie zur Interaktion von Pflanzen und Ameisen (Myrmecochorie) in Heide-landschaften. Auch die Blütenbesucher-Gemeinschaften von Wildbienen in ausgewählten typischen Pflanzengesellschaften des Hudelandschaft-Mosaiks (z.B. *Spergulo Corynephorum canescens*, *Airetum praecocis*, *Diantho-Armerietum*, *Corno-Prunetum*) ergeben spannende Einblicke in die Wechselbezie-

hungen von Pflanzengesellschaften und speziellen Tierpopulationen. Die meisten Wildbienen zeigen ein nur wenig ausgeprägtes Migrationsverhalten. Sie sind in der Regel auch nur sehr wenig ausbreitungsfähig, so daß „Verinselungen“ besonders leicht möglich sind (vgl. auch *Kratochwil* 1983, 1984, 1988).

Auch die Tagfalter-Gemeinschaften in Hudelandschaften sind vielfach wegen ihrer Nahrungspflanzen-Präferenzen sowohl im Adult- als auch im Larvenstadium an bestimmte Vegetationseinheiten gebunden. Darunter befinden sich z. B. recht seltene Arten, die auf diesen Lebensraum spezialisiert sind, z. B. nach *Bathke* (1994): *Hipparchia semele*, *Lycaena phlaeas*, *Plebejus argus*, *Polymmatius icarus*, *Celastrina argiolus* und *Hesperia comma*. Viele Tagfalter zeigen ebenfalls ein nur wenig ausgeprägtes Migrationsverhalten, so daß auch hier „Verinselungen“ vorkommen können. Avifaunistische Untersuchungen stecken in den Anfängen (vgl. die Angaben bei *Pott und Hüppe* 1991); erste Ergebnisse zu den Bestandesgrößen, zur Habitatwahl und zur Habitatnutzung heimischer Meisen (*Paridae* und *Aegithalidae*) in den Hudelandschaften von *Niemann* (1994) lassen vielversprechende neue Erkenntnisse in der Zukunft erwarten.

Schon immer wurde auch auf die besondere Rolle der Altwälder, vor allem der alten Bannwälder mit ihren mehrhundertjährigen Baumbeständen und den alten Waldböden, hingewiesen (s. u. a. *Hesmer und Schröder* 1963, *Ellenberg* 1986, *Hermy* 1989, *Hermy und Stieperaere* 1981, *Peterken und Game* 1984, *Brunet* 1992). Wie bereits erwähnt, finden viele charakteristische Waldpflanzen – vor allem waldbewohnende Gräser, Farne und spezielle charakteristische Fagetalia-Arten, wie auch Moose, Pilze und Flechten – typische Reliktstandorte in diesen Bannwäldern (z. B. *Lathyrus vernus*, *Actaea spicata*, *Hepatica nobilis*, *Anemone nemorosa*, *Paris quadrifolia*, *Galium odoratum*, *Mercurialis perennis*, *Gagea spathacea*, *Stellaria holostea*).

Von den Waldgräsern sind in diesem Zusammenhang besonders *Milium effusum*, *Hordelymus europaeus*, *Bromus ramosus*, *B. benekii*, *Melica uniflora* und *Festuca altissima* zu nennen. Das ist im Grunde genommen nichts Besonde-



Abb. 14. Kleinmosaik im Sandtrockenrasen durch Ameisen-Sandhügel in der Meppener Kuhweide (aus *Pott und Hüppe* 1991).

res und wird aus der Entwicklung und der langen, meist moderaten Nutzung dieser alten Waldparzellen auch verständlich. Pollenanalysen aus Kleinstmooren in der Umgebung solcher Wälder und aus Bodenprofilen bezeugen die Einwanderungszeiten und Überdauerungsraten solcher Pflanzen (vgl. u. a. *Isenberg* 1979, *Aaby* 1983, *O'Connell* 1986, *Behre* 1988, *Hüppe et al.* 1989, *Elerie et al.* 1993, *Pott* 1993). Es sind vor allem die Waldpflanzen, die bereits im Atlantikum mit der Ausbreitung der Laubwald-Elemente aus ihren eiszeitlichen Refugialgebieten mit den Edellaubwäldern (Eiche, Ulme, Esche, Linde, Erle usw.) weit nach Norden bis an ihre heutigen Arealgrenzen vorgezogen sind und sich seither an entsprechenden Waldstandorten an Ort und Stelle halten konnten. Im Zuge der nacheiszeitlichen Nordausbreitung der Buche und ihrer Begleiter wurden dann

viele der teilweise lichtbedürftigen Fagetalia-Arten auf die Eichen-Hainbuchenwälder (*Stellario-Carpinetum*) und andere Feuchtwälder (Hang- oder Schluchtwälder des *Tilio-Acerion*) abgedrängt. Dort haben sie sich an entsprechend bewaldeten Standorten bis heute gehalten (z. B. die Höheren Pflanzen *Stellaria holostea*, *Carex sylvatica*, *Circaea lutetiana*, *Gagea spathacea*, *Sanicula europaea*, *Festuca gigantea*, *Stachys sylvatica* sowie die Moose *Isoetes myosuroides* und *Thuidium tamariscinum*) und andere Arten, wie sie in den Vegetationstabellen der Bannwälder Hasbruch, Bentheimer Wald, Neuenburger Urwald, Baumweg und Tinner Loh bei *Pott und Hüppe* (1991) angeführt sind. Diese Arten fehlen in der Regel in den Sekundärwäldern; die Populationen solcher Waldelemente erreichen an Primärstandorten oft ein Alter von 200–300 Jahren (z. B. *Hepatica*

nobilis und *Sanicula europaea*, Inghé und Tamm 1985); das macht ihre Empfindlichkeit gegen Waldvernichtungen und Standortveränderungen erklärlich.

Auffällig reich jedoch sind solche Altwälder an alten Zier- oder Kulturpflanzen, die sich noch heute als „Waldpflanzen“ halten können: da wäre insbesondere das mittlerweile eingebürgerte Immergrün (*Vinca minor*), das aus dem Kaukasus und Turkmenien stammende, eurasisch-kontinentale *Allium paradoxum*, die ebenfalls eingebürgerte, mehr submediterrane Akelei (*Aquilegia vulgaris*) und der ost-submediterrane Winterling (*Eranthis hiemalis*) zu nennen. Hier kommt den naturnahen Altwäldern wiederum die entscheidende Rolle als Refugialgebiet zu. Vielfach werden diese Waldpflanzen geradezu als „Indikatoren“ für solche alten Wälder bezeichnet – das ist natürlich wegen des Refugialcharakters dieser Arten nicht ganz korrekt; die jeweiligen oft lokalen Vorkommen von Waldpflanzen sind teilweise individuell begründbar. Jede dieser Hudelandschaften und Bannwälder hat ihre teilweise ganz speziellen anthropo-zoogenen Nutzungen erfahren, welche jeweils eine eigene individuelle Sukzession oder Bestandsstruktur zur Folge gehabt haben. Somit hat jeder Wald durchaus seine eigene historische Entwicklung mit allen Vergleichbarkeiten, aber auch mit allen Eigenheiten. Indikatoren für diese Wälder sind vielmehr die Zeiger der traditionellen Hude- und Schneitelnutzungen, wie das gehäufte Vorkommen verbiß- und trittresistenter Arten (z. B. *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *C. oxyacantha*, *Rosa canina*, *Ilex aquifolium*) und die durchweg veränderte Struktur dieser Wälder (s. Tab. 1). Das unterscheidet sie auch deutlich von den modernen Wirtschaftswäldern (s. Abb. 1 u. 10 sowie Pott und Burrichter 1983).

Insgesamt wird aber offensichtlich, daß neben dem Arten- und Biotopschutz (auch nach dem § 20c NatG) als vorrangigem Zweck die derzeitigen Hude- und Triftlandschaften sowie die Reste der erhaltenen alten Extensivwaldungen (Bannwälder, Schneitelwälder, Niederwälder, Ramholzwälder, Hecken) weitere Schutzkriterien bieten und fordern (s. auch Zacharias und Brandes 1990, Knapp und Jeschke 1991, Koop 1991, Wolf und Bohn 1991, Zukrigl

1991, Pott 1993). Solche Wälder können aus geobotanischer Sicht als Grundlage für vegetationsgeschichtliche, pflanzensoziologisch-systematische, synökologische und umweltbezogene Studien dienen. Gleichzeitig bilden sie aus landschaftsökologisch-geographischer Sicht verschiedene Musterbeispiele für Typen der historischen Landschaft, der Bannwald- und Hudelandschaften sowie der biologischen Reservatlandschaften.

Die Anforderungen an den Wald-Naturschutz bzw. Schutz von Waldlandschaften lassen sich in vier Hauptpunkten kurz zusammenfassen:

- Erhaltung der natürlichen bzw. naturnahen Waldgesellschaften zur Sicherung ihrer ökologischen und ökonomischen Funktionen (*Biotopschutz*),
- Erhaltung aller darin vorkommenden charakteristischen Pflanzen- und Tierarten (*Natur- und Artenschutz*),
- Schaffung bzw. Erhaltung unbeeinflusster Waldökosysteme, die als Reserverate bzw. als Regenerationsflächen in der Kulturlandschaft wertvolle Funktionen ausüben (*Ökosystemschutz*),
- Erhaltung und Management der halbnatürlichen, ehemals extensiv genutzten Waldlandschaften und Waldtypen (evtl. als *Naturdenkmäler*, natur- und kulturhistorisch wertvolle Schutzgebiete oder als Landschaftsschutzgebiete). Ihr ästhetischer Wert kommt dazu (vgl. Wöbse 1993).

Alle extensiven Wirtschaftsformen in Wald und Feld gehören im wesentlichen der vorindustriellen Zeit an und haben sich stellenweise bis heute als prägende Strukturen in einigen Landstrichen gehalten; sie fallen aber zusehends der modernen Land- und Forstwirtschaft zum Opfer, und das Wissen um die traditionellen Wirt-

schaftsweisen gerät immer mehr in Vergessenheit.

Die alten Waldgebiete, die niemals völlig übernutzt oder nachhaltig verändert und zerstört worden sind, zeigen oft – wie gesagt – als sogenannte struktureiche Dauerwaldinseln das gebiets-typische Floren- und Fauneninventar. Allerdings ist dabei eine Mindestflächengröße vorauszusetzen: nach Zacharias und Brandes (1989, 1990) sowie Zacharias (1993) ist eine Mindestgröße von ca. 500 ha für einen naturnahen und strukturreichen Waldbestand optimal. Wiederbesiedlungen von Sekundärwäldern mit gebietstypischen Waldarten dauern gewöhnlich sehr lange; je nach Regenerationskraft der Waldtypen von 350 Jahren (bei vitalen *Carpinion*-Wäldern, s. Falinski 1986) bis zu einer Zeitspanne von 600–800 Jahren bei bodensaurer *Quercion robori-petraeae*-Wäldern (vgl. Peterken 1977, Rackham 1980).

Ein Hauptziel des Vegetationsökologisch orientierten Naturschutzes sind aber die sogenannten Naturwaldzellen oder Naturwaldreservate, an denen bei Ausschaltung von Eingriffen aller Art die Einflüsse von Umweltveränderungen oder aber auch die ökosystemaren Zusammenhänge exakt analysiert werden können (vgl. u. a. auch Remmert 1989, Plachter 1991, Sturm 1993). In diesem Fall richten sich jegliche menschliche Eingriffe, auch in „waldpflegerischer“ oder „landespflegerischer“ Hinsicht, die vielfach das „Organisieren eines Biotops“ zum Ziel haben, gegen die dynamischen Prozesse der Natur. Herkömmliche Naturschutzgebiete, in denen die land- und forstwirtschaftlichen Nutzungen meist ungehindert weitergehen, können die eben genannten Funktionen nicht erfüllen.

Tab. 1. Strukturunterschiede im Bentheimer Wald (aus Pott und Burrichter 1983)

Wirtschaftshochwald	Ehemaliger Hude- und Schneitelwald
1. Gleichaltriger und gleichmäßiger Bestandesaufbau	1. Verschiedenaltriger und ungleichmäßiger Bestandesaufbau (Wechsel von Lichtungen und schattigen Partien)
2. Gering ausgebildete Strauchschicht	2. Ausgeprägte und unregelmäßig verteilte Strauchschicht
3. Wenig bewehrte Sträucher	3. Überwiegend bewehrte Sträucher mit faziesbildendem <i>Ilex aquifolium</i>
4. Relativ gleichmäßig verteilte Krautflora	4. Unregelmäßig verteilte Krautflora mit stark unterschiedlichen Deckungsgraden

5. Zusammenfassung

Für den Menschen vergangener Jahrhunderte hatten die Wälder eine ganz andere Bedeutung als heute für uns. Außer als Holzquelle dienten sie als Viehweide und zur Laubstreugewinnung. Weiterhin wurde die Laubstreu gesammelt, um zusammen mit den Exkrementen des Viehs als Dünger für die Felder zu dienen. Im Vergleich aller damaligen Waldnutzungen ist die Waldweide als diejenige anzusehen, die insgesamt gesehen den stärksten Einfluß auf das Landschaftsbild ausgeübt hat.

Die ursprünglich in Mitteleuropa weitgehend geschlossene Walddecke wurde durch den prähistorischen und mittelalterlichen Menschen in ein Mosaik aus sehr verschiedenen halbnatürlichen, halboffenen Vegetationsstrukturen umgewandelt, z.B. Weiden, Hecken, Gebüsche, wacholderdurchsetzte Heiden und eine große Anzahl verschiedenartiger Waldtypen. Diese Erhöhung der Strukturvielfalt führte auch zu einer deutlichen Anreicherung von Flora und Vegetation. Diese Wälder besitzen heute als biologische Reservatlandschaften eine herausragende Bedeutung. Sie sind Refugialgebiete für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten. Noch sind in unserer Landschaft einige Zeugen der alten Nutzungsformen erhalten. Da ihre Zahl kontinuierlich abnimmt, ist aber der Zeitpunkt abzusehen, an dem sie völlig aus unserer Landschaft verschwunden sein werden. Der exemplarische Schutz dieser letzten Zeugen althergebrachter Nutzungsweisen ist daher unter Anwendung aller Möglichkeiten und Kenntnisse der Landschafts- und Forstplanung und eines ökologischen Managements unter der Leitung entsprechend ausgebildeter Biologen bzw. Ökologen zu empfehlen.

6. Abstract

Ancient Woodland Worth Protecting

The forest meant something completely different to man former times than it does to us today. Besides providing wood for various purposes, the primary and secondary forests also served as coppiced wood, as cattle pasture and leaf contributors; litter and manure were also gathered in order to

fertilize the fields with pluggen. Considering all the conventional utilization methods, the wood pasture was the longest lasting and the one which had the greatest impact on the landscape.

Man created in prehistoric and medieval times a mosaic of very different seminatural, half open vegetation structures from closed virgin wildwoods, e.g. pastures, hedges, shrubs and Juniperus-infiltrated heathlands and a lot of ancient types of forests. This phenomenon resulted in a considerable enrichment of flora and vegetation and many old trees and ancient woodlands are still bearing the imprint of conventional wood utilization methods. Because their number is constantly decreasing through overmaturity, the time can be foreseen when these old witnesses of seminatural and cultural history will completely vanish. Therefore we recommend the protection of extensively used landscapes and the employment of all possibilities of landscape- and woodland-planning and management on ecological base. It is necessary to follow expert advice from biologists and ecologists.

7. Literatur

- Aaby, B., 1983: Forest development, soil genesis and human activity illustrated by pollen and hypha analysis of two neighbouring podzols in Draved Forest, Denmark. – Danm. Geol. Untersog. II, 114, 114 S., Kopenhagen.
- Arndt, E., (1989): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Gattung *Carabus Linne* (Coleoptera: Carabidae). – Beitr. Ent. 39, 63–103.
- Assmann, T., 1990a: Polyallelic genes in the carabid beetle *Carabus punctatoauratus* Germar from the Pyrenees. – In: N. E. Stork (Ed.): The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies, 319–324, Intercept, Hampshire.
- Assmann, T., 1990b: Genetische Differenzierung bei den Laufkäfern *Carabus auronitens* Germar und *Carabus auronitens* Fabricius (Col. Carabidae). – Verh. Westd. Entom. Tag. 1989, 5–6.
- Assmann, T., 1991: Die ripikole Carabidenfauna der Ems zwischen Lingen und dem Dollart. – Osnabrücker naturwiss. Mitt. 17, 95–112.
- Assmann, T., Nolte, O., Reuter, H., 1993: Postglazial colonization of middle Europe by *Carabus auronitens* F. as revealed by population genetics (Coleoptera, Carabidae). – In: Descender, K. (Ed.): Carabid beetles: ecology and evolution. Kluwer Academic Press, Dordrecht (in press).
- Bathke, M., 1994: Tagfalter-Biozönosen im Hudelandschaftsmosaik „Borkeener Paradies“ (Emsland). – Dipl.-Arbeit, 78 S. Univ. Osnabrück.
- Braun-Blanquet, J., 1929: Pflanzensoziologische Beobachtungen in der Nordeifel. – Sitzungsber. Naturhist. Ver. Rheinlande Westfalen 86, 1–8. Bonn.
- Brockmann-Jerosch, H., 1936: Futterlaubebäume und Speiselaubbäume. – Schweiz. Bot. Ges. 46, 594–613, Zürich.
- Brunet, J., 1992: Impact of grazing on the field layer vegetation in a mixed oak forest in south Sweden. – Svensk Bot. Tidskr. 86, 347–353, Uppsala.
- Burricher, E., Pott, R., 1983: Verbreitung und Geschichte der Schneitelwirtschaft in Nordwestdeutschland. – Tuexenia 3, 443–453, Göttingen.
- Burricher, E., 1984: Baumformen als Relikte ehemaliger Extensivwirtschaft in Nordwestdeutschland. – Drosera 1, 1–18, Oldenburg.
- Burricher, E., Pott, R., Raus, Th., Wittig, R., 1980: Die Hudelandschaft „Borkeener Paradies“ im Emstal bei Meppen. – Abhandl. Landesmuseum Naturkunde 42 (4), 69 S. Münster.
- Deil, U., 1993: Geobotanische Beiträge zur Ethnogeographie und zur Kulturlandschaftsgeschichte. – Die Erde 124, 271–290.
- Dinter, W., 1991: Die floristische Sonderstellung alter Wälder im Tiefland Nordrhein-Westfalens: das Beispiel des Hiesfelder Waldes. – Geobot. Kolloq. 7, 83–84, Frankfurt.
- Elerie, J. N. H., Jager, S. W., Spek, Th., 1993: Landschapsgeschieden is van de Strubben/Kuiphorstbos. Archaeologische en historisch-ecologische Studies van een Natargebied op de Hondsrng. – 1. Aufl. 236 S. van Dijk Foothuis Regio-Projekt Groningen.
- Ellenberg, H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. – 4. Aufl., 989 S., Stuttgart.

- Emanuelson, U.*, 1988: The relationship of different agricultural systems to the forest and woodlands of Europe. – In: *Salbitano, F.* (Ed): Human influence on forest ecosystems development in Europe, 169–178. EDF FERN-CNR, PITAGORA Editrice, Bologna.
- Emanuelson, U., Bergendorff, C., Carlsson, B., Lewan, N., Nordell, O.*, 1985: Det skanska kulturlandskapet. – Signum, Lund: 248 S. Lund.
- Falinski, J. B.*, 1986: Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. – *Geobotany* 8, 537 S. Den Haag.
- Feldmann, R.*, 1981: Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – *Abh. Landesmus. Naturkde. Münster* 43 (4), 1–161.
- Förster, M.*, 1968: Über xerotherme Eichenmischwälder des deutschen Mittelgebirgsraumes. – Eine walddkundlich-vegetationskundliche und pflanzengeographische Studie. – Diss. Forstl. Fak. Hann. Münden. 424 S. Göttingen.
- Hartmann, F. K., Jahn, G.*, 1967: Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen. – 635 S. Stuttgart.
- Hermý, M.*, 1989: Former land use and its effects on the composition and diversity of woodland communities in the western part of Belgium. – *Stud. plant ecol.* 18: 104, Uppsala.
- Hermý, M., Stieperaere, H.*, 1981: An indirect gradient analysis of the ecological relationship between ancient and recent riverine woodlands to the south of Breges (Flanders, Belgium). – *Vegetatio* 44, 43–49, Dordrecht/Boston/London.
- Hesmer, H., Schröder, F. G.*, 1963: Waldzusammensetzung und Waldbehandlung im Niedersächsischen Tiefland westlich der Weser und in der Münsterschen Bucht bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. – *Decheniana*, Beih. 11, 304 S., Bonn.
- Hockmann, P., Menke, K., Schlomberg, P., Weber, F.*, 1992: Untersuchungen zum individuellen Verhalten (Orientierung und Aktivität) des Laufkäfers *Carabus nemoralis* im natürlichen Habitat. – *Abh. Westf. Museum Naturkde.* 54 (4), 65–98.
- Hüppe, J.*, 1993: Entwicklung der Tieflands-Heidegesellschaften Mitteleuropas in geobotanisch-vegetationsgeschichtlicher Sicht. – *Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges.* 5, 49–75, Hannover.
- Hüppe, J., Pott, R., Störmer, D.*, 1989: Landschaftsökologisch-vegetationsgeschichtliche Studien im Kiefern-wuchsgebiet der Senne. – *Abh. Westf. Mus. Naturkde.* 51, 3, 77 S., Münster.
- Inghe, O., Tamm, C. O.*, 1985: Survival and flowering of perennial herbs. IV. The behavior of *Hepatica nobilis* and *Sanicula europaea* on permanent plots during 1943–1981. – *Oikos* 45, 400–420.
- Isenberg, E.*, 1979: Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte in der Grafschaft Bentheim. – *Abhandl. Landesmus. Naturk.* 41, 2, 63 S. Münster.
- Knapp, H. D., Jeschke, L.*, 1991: Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. – *Schriftenr. Veg.-kde.*, 21: 21–54. Bonn - Bad Godesberg.
- Koop, H.*, 1989: Forest Dynamics, SILVISTAR: A comprehensive monitoring System. – 1. Aufl. 229 S., Springer-Verlag.
- Koop, H.*, 1991: Untersuchungen der Waldstruktur und der Vegetation in den Kernflächen niederländischer Naturwaldreservate. – *Schriftenr. Veg.-kde.*, 21: 67–76. Bonn-Bad Godesberg.
- Kratochwil, A.*, 1983: Zur Phänologie von Pflanzen und Blütenbesuchenden Insekten (*Hymenoptera*, *Lepidoptera*, *Diptera*, *Coleoptera*) eines versauerten Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl. – Ein Beitrag zur Erhaltung brachliegender Wiesen als Lizenzbiotop gefährdeter Tierarten. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 34, 57–108.
- Kratochwil, A.*, 1984: Pflanzengesellschaften und Blütenbesuchergemeinschaften: bioökologische Untersuchungen in einem nicht mehr bewirtschafteten Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*) im Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). – *Phytocoenologia* 11 (4), 455–669.
- Kratochwil, A.*, 1988: Tagung des Arbeitskreises „Bioökologie“ in der Gesellschaft für Ökologie am 14. und 15. Mai 1988 in Freiburg i. Br. – Einführung; Verlauf und Resümee. – *Mitt. Bad. Landesv. Naturkde. u. Natursch. N.F.* 14 (3), 537–546.
- Kratochwil, A.*, 1993: Forschungsbericht 1992/93, Fachgebiet Ökologie am Fachbereich Biologie/Chemie der Univ. Osnabrück, 5 S., Osnabrück.
- Leibundgut, H.*, 1993: Europäische Urwälder. – 1. Aufl. 260 S., Haupt-Verlag, Bern u. Stuttgart.
- Mantel, K.*, 1990: Wald und Forst in der Geschichte. 518 S., Alfeld-Hannover.
- Mayer, H., Zukrigl, K., Schrempf, W., Schlager, G.*, 1987: Urwaldreste, Naturwaldreste und schützenswerte Naturwälder in Österreich. – *Inst. f. Waldbau und Bodenkultur*, 971 S., Wien.
- Niemann, A.*, 1994: Bestandsgrößen, Habitatwahl und Habitatnutzung heimischer Meisen (*Paridae* und *Aegithalidae*) in emsländischen Hudellandschaften Wacholderhain „Wachendorf“, Meppener Kuhweide. – *Dipl.-Arbeit*, 117 S. Univ. Osnabrück.
- O'Connell, M.*, 1986: Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte aus dem Lengener Moor, Friesland. – *Probleme der Küstenforschung*. 16, 171–193, Hildesheim.
- Peterken, G. F., Game, M.*, 1981: Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. – *J. Ecol.* 69, 781–796.
- Peterken, G. F., Game, M.*, 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. – *J. Ecol.* 72, 155–182.
- Peterken, G. F.*, 1977: Habitat conservation priorities in British and European woodlands. – *Biol. Cons.* 11, 223–236.
- Peterken, G. F.*, 1988: Use of history of individual woods in modern nature conservation. – In: *Salbitano, F.*, (Ed.): Human influence on forest ecosystems development in Europe, 201–214. EDF FERN-CNR, PITAGORA Editrice, Bologna.
- Peterken, G. F.*, 1981: Woodland conservation and management. – 1. Aufl., 328 S., Chapman & Hall, London.
- Plachter, H.*, 1992: Der Beitrag von Arten- und Biotopschutzprogrammen zu einem zeitgemäßen Naturschutz. – *Schriftenr. Bayer. Landesamt f.*

- Umweltschutz, Heft 100, 15–22, München.
- Plachter, H., 1991: Naturschutz. 1. Aufl. 463 S., UTB. Stuttgart.
- Pott, R., Hüppe, J., 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abhandl. Westf. Museum f. Naturkde. 53, 1/2, 314 S., Münster.
- Pott, R., 1981: Der Einfluß der Niederwaldwirtschaft auf die Physiognomie und die floristisch-soziologische Struktur von Kalkbuchenwäldern. – Tuexenia 1, 233–242, Göttingen.
- Pott, R., 1985: Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen. – Abh. Westf. Mus. f. Naturk. 47, 4, 75 S., Münster.
- Pott, R., 1988a: Entstehung von Vegetationstypen und Pflanzengesellschaften unter dem Einfluß des Menschen. – Düsseld. Geobot. Kolloq. 5, 27–54, Düsseldorf.
- Pott, R., 1988b: Impact of human influences by extensive woodland management and former land-use in North-Western Europe. – In: Salbitano, F. (Ed.): Human influence on forest ecosystems development in Europe, 263–278. ESF FERN-CNR, PITAGORA Editrice, Bologna.
- Pott, R., 1990: Die Haubergswirtschaft im Siegerland. Vegetationsgeschichte, extensive Holz- und Landnutzungen in Niederwaldgebieten des Südwestfälischen Berglandes. – Wilh. Munker Stifftg. H. 28, 6–41, Siegen.
- Pott, R., 1991: Extensiv genutzte Wälder in Nordrhein-Westfalen und ihre Schutzwürdigkeit. – Geobot. Kolloq. 7, 59–82. Frankfurt.
- Pott, R., 1992: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – 1. Aufl., 437 S., Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Pott, R., 1993: Farbatlas Waldlandschaften. – Ausgewählte Waldtypen und Waldgesellschaften unter dem Einfluß des Menschen. 1. Aufl. 224 S. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Prusa, E., 1985: Die böhmischen und mährischen Urwälder. – Vegetace CSSR, 15, Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, 578 S., Prag.
- Rackham, O., 1976: Trees and woodland in the British landscape. – 204 S., London.
- Rackham, O., 1980: Ancient woodland. Its history, vegetation and uses in England. – 1. Aufl., 402 S., Edward Arnold, London.
- Remmert, H., 1989: Ökologie – Ein Lehrbuch. – 4. Aufl., 374 S., Berlin.
- Rühl, A., 1956: Über die linksrheinischen wärmeliebenden Trockenwälder. – Allg. Forst- und Jagdzeitg. 127 (11/12), 221–227, Frankfurt.
- Rühl, A., 1960: Über die Waldvegetation der Kalkgebiete nordwestdeutscher Mittelgebirge. – Decheniana Beiheft 8, 50 S., Bonn.
- Salbitano, F. (Ed.), 1988: Human influence on forest ecosystems development in Europe. – ESF Pitagora Editrice Bologna, 397 S. Bologna.
- Schuler, A., 1988: Forest area and forest utilization in the Swiss pre-alpine region. – In: Salbitano, F. (Ed.): Human influence on forest ecosystems development in Europe, 121–128. ESF FERN-CNR, PITAGORA Editrice, Bologna.
- Schwickerath, M., 1958: Die wärmeliebenden Eichenwälder des Rheinstromgebiets und ihre Beziehungen zu verwandten Wäldern Österreichs. – Schriftenr. Ver. Verbr. Naturwiss. Kenntn. 98, 85–112, Wien.
- Sturm, K., 1993: Prozeßschutz als Naturschutzkonzept für eine naturschutzgerechte Waldwirtschaft. – Landschaftsökol. u. Natursch. 3, 98–116, Stuttgart.
- Teller, A., 1990: Directory of European research groups active in forest ecosystem research (FERN). – European Science Foundation. – 279 S., Strasbourg.
- Watkins, C., 1988: The idea of ancient woodland in Britain from 1800. – In: Salbitano, F. (Ed.): Human influence on forest ecosystems development in Europe, 237–246. ESF FERN-CNR, PITAGORA Editrice, Bologna.
- Wittig, R., 1991: Schutzwürdige Waldtypen in Nordrhein-Westfalen. – Geobot. Kolloq. 7, 3–15, Frankfurt.
- Wöbse, H.-H., 1993: Landschaftsästhetik – eine Aufgabe für den Naturschutz? – NNA-Berichte 6, 1, 3–8, Schneverdingen.
- Wolf, G., Bohn, U., 1991: Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung. – Schriftenr. Veg.-kde., 21: 9–19. Bonn-Bad Godesberg.
- Wulf, M., 1992: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschlands. – Diss. Bot. 185, 246 S., Vaduz.
- Wulf, M., 1993: Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz. – Verh. Ges. Ökol. 22, 269–272, Zürich.
- Zacharias, D., Brandes, D., 1989: Floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. – Stud. Plant. Ecol. 18, 278–280.
- Zacharias, D., Brandes, D., 1990: Species area-relationships and frequency. – Floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. – Vegetatio 88, 21–29, Den Haag.
- Zacharias, D., 1993: Zum Pflanzenartenschutz in Wäldern Niedersachsens. – Mitteilungen aus der NNA 4, 5, 21–29, Schneverdingen.
- Zukrigl, K., 1991: Ergebnisse der Naturwaldforschung für den Waldbau (Österreich). – Schriftenr. Veg.-kde., 21: 233–247. Bonn-Bad Godesberg.
- Zukrigl, K., Eckhardt, G., Nather, J., 1963: Standortkundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen. – Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt Mariabrunn 62, 244 S., Wien.

Anschrift des Verfassers

Univ. Prof. Dr. R. Pott
 Institut für Geobotanik
 Universität Hannover
 Nienburger Straße 17
 30167 Hannover

stiniert. Daher sind heute rund zwei Drittel der bundesdeutschen Waldfläche mit Fichte und Kiefer bestockt, Waldreste mit naturraumtypischer Baumartenkombination und wenigstens auf Teilflächen einem höheren Alt- und Totholzanteil als durchschnittliche Wirtschaftswälder nehmen unter 6 % der Bundesfläche ein.

Die im Laufe der Zeit entstandene Verinselung naturnaher Wälder hat zu einem allmählichen Aussterben zahlreicher Waldarten, insbes. zahlreicher saproxylophager Arten geführt. Dieser Prozeß des Aussterbens ist weitgehend undokumentiert mit der Rodung einhergegangen: So führt *Girling* (1982) z. B. für England 20 saproxylophage Käferarten mit bronzezeitlichen Vorkommen an (fossile Nachweise), die noch vor Beginn der systematischen Arbeiten von Linné ausgestorben waren. Da die großen mittelalterlichen Rodungs- und Walddevastierungsphasen lange vor der intensiven Beschäftigung der Naturwissenschaftler mit vielen Insektengruppen lagen, sind nur vage Schätzungen über den Verlust ehemals weit verbreiteter wirbelloser Waldarten möglich. Zahlreiche saproxylophage Arten zeigen heute in Mitteleuropa eine extrem disjunkte Verbreitung, die in den meisten Fällen auf Reliktorkommen eines ehemals geschlossenen Areals zurückgehen (vgl. *Speight* 1989).

3. Voraussetzungen für Indikatorarten von alten Wäldern

Allgemeine Grundvoraussetzungen für Indikatoren und deren Umsetzung in die planerische Praxis sind in der Literatur ausführlich dargestellt (z. B. *Riecken et al.* 1990, *Riecken* 1992). Hier sollen nur die speziellen Anforderungen an Indikatorarten für historisch alte Wälder behandelt werden.

Der Europarat nennt in einem Schwerpunktheft zum Schutz von saproxylophagen Wirbellosen (*Speight* 1989) folgende Auswahlkriterien für eine Liste europäischer Bioindikatoren für qualitativ hochwertige naturnahe Wälder:

- Bindung an die „Klimax“baumarten europäischer Wälder
- Bindung an Tot- und Altholz
- stark eingeschränkte Verbreitung, Restvorkommen
- mittlere bis große Arten

- relativ leichte Nachweisbarkeit und Bestimmbarkeit

Nach diesen Kriterien sind rund 200 Indikatorarten aus verschiedenen taxonomischen Gruppen zusammengestellt worden. Darauf aufbauend wurde ein erster Entwurf einer Liste europaweit bedeutsamer Wälder erarbeitet. Eine Durchsicht dieser Liste ergibt, daß sich dieser Ansatz weitgehend mit der Suche nach historisch alten Wäldern deckt (fast alle genannten Wälder sind seit mindestens 500 Jahren bewaldet). Gleichzeitig wurde deutlich, daß solche Wälder nur noch in Gebirgslagen bzw. Mittelgebirgen erhalten geblieben sind, während Wälder in der planaren Stufe fehlen.

Analysiert man die Faktoren, die für Indikatorarten historisch alter Wälder von Bedeutung sind, etwas umfassender, so gelangt man zu folgender Übersicht, die weit über xylobionte Wirbelosengruppen hinausgeht.

1. Bindung an waldspezifische Strukturen

- Primär: lebende Bäume und deren Mikrohabitate

Rindenbewohner, Stammfauna
Kronenfauna
Holzbewohner
sonstige Mikrohabitate
(Phytotelmen, Baumhumus...)

Tot- und Altholz
waldspezifische Strauch- und Krautvegetation
holzzersetzende Pilze
bestimmte Moos- u. Flechtenarten
Waldinnenklima
Bodenparameter

- Sekundär: Sekundärbesiedler von Fraßgängen
Nutzung verlassener Baumhöhlen
Kommensalen in z. B. Ameisen- u. Hummelnestern
Parasiten u. Parasitoide an waldgebundenen Arten

2. Geringe oder fehlende Mobilität aller Stadien

3. Bindung an den Lebensraum Wald

- a) alle Stadien entwickeln sich im Wald
- b) bestimmte Stadien sind mit bestimmten Bedürfnissen an den Wald gebunden, z. B.:

- Nahrungshabitat (Adulte oder Präimaginalstadien)

- Brut-/Nisthabitat

- Überwinterungshabitat

So gibt es auffällig viele Waldarten mit Doppelbiotopbindung, z. B. Saum und Wald, Waldwiese etc.

Die Gründe dieser Bindung an Wälder können vielfältig sein und beinhalten oft eine Kombination von abiotischen mikroklimatischen, pedologischen und strukturellen Ansprüchen.

4. Keine regelmäßigen „long-distance“ Ausbreitungsmöglichkeiten

- z. B. Anemochorie bei Pflanzen
- keine Saisonalwanderer oder Disjunktanten mit großer Wanderneigung bei Insekten etc.
- keine epizoochoren Arten bzw. phoretische Lebensweise.

5. Allgemeine Anforderungen an Indikatorarten hinsichtlich leichter Nachweisbarkeit und Bestimmbarkeit sowie einem Mindestmaß an Grundkenntnissen über die Biologie der Arten.

4. Die Bedeutung von Tot- und Altholz

Ein wesentliches Merkmal historisch alter Wälder liegt im Vorhandensein von Tot- und Altholz. Ein Vergleich von Wirtschaftswäldern mit naturnahen mittel- und südeuropäischen Wäldern zeigt den drastischen Verlust dieser ökologischen Nische: Naturnahe Wälder haben Totholzvorräte zwischen 50 und 200, lokal bis 300 fm/ha (Lichtungen, Zerfallsphasen) (*Albrecht et al.* 1988, *Pfarr* 1990), ausgesprochen totholzreiche ca. 100jährige Fichtenforsten liegen bei ca. 30 fm/ha, der Normalfall unserer Forsten hat nur noch 1–5 fm Totholzvorräte (*Rauh und Schmitt* 1991).

Aufgrund der besonderen Bedeutung von Tot- und Altholz für historisch alte Wälder seien hier einige grundlegende besiedlungsbestimmende Faktoren im Vergleich naturnaher Wälder mit Wirtschaftswäldern kurz zusammengefaßt. Ausführliche Darstellungen findet man in zahlreichen Publikationen und Sammelbänden (z. B. Naturschutzzentrum Nordrhein-Westfalen, Seminarberichte 1988 und 1990, Forstwiss. Centralbl. 110 [1991], *Speight* 1989).

Tab. 1. Besiedlungsbestimmende Faktoren für Totholz in unterschiedlich genutzten Wäldern und Forsten

	Whist.	Feinh.	Fex
1. Baumartenzusammensetzung	(+)	+	+
– Hauptbaumart	(+)	+	–
– Pionierbaumarten	(+)	–	–
2. Holzdimension			
– Starkholz	–	–	–
– mittleres/schwaches Holz	–	(+)	(+)
– Astholz	(+)	+	+
3. Abiotische Rahmenbedingungen, Position			
– stehende tote Bäume	–	–	–
– liegende Bäume/Stammholz	–	(+)	(+)
– Wurzelstöcke	+	+	+
– liegendes Astholz	(+)	+	+
4. Totholzpartien lebender Bäume			
– Astlöcher, Kernfäulen	+	(+)	(+)
– Phythotelmen in Astlöchern	(+)	–	–
– Schleimflüsse durch Pilzinfektionen	(+)	(+)	(+)

+ = regelmäßig vorhanden bzw. naturnah erhalten
 (+) = selten oder nur in bestimmten Beständen vorhanden
 – = selten, fehlend oder stark verändert
 Whist. = Wälder mit historischen Bewirtschaftungsformen
 Feinh. = Forsten mit einheimischen standortstypischen Gehölzen
 Fex = Forsten mit standortsfremden Gehölzen/Exoten

Wesentliche, die faunistische Besiedlung von Totholz/Altholz bestimmende Faktoren und ihr Vorhandensein bzw. ihre Veränderung in Wirtschaftswäldern gegenüber naturnahen Wäldern zeigt Tabelle 1.

Ein weiterer wichtiger Faktor für die

Besiedlung von Totholz neben den in Tabelle 1 genannten ist der Zersetzungsgrad sowohl für saprophage Pilze als auch für die spezifische Fauna. Damit ergeben sich typische Sukzessionsabfolgen mit zunehmender Holzzer-

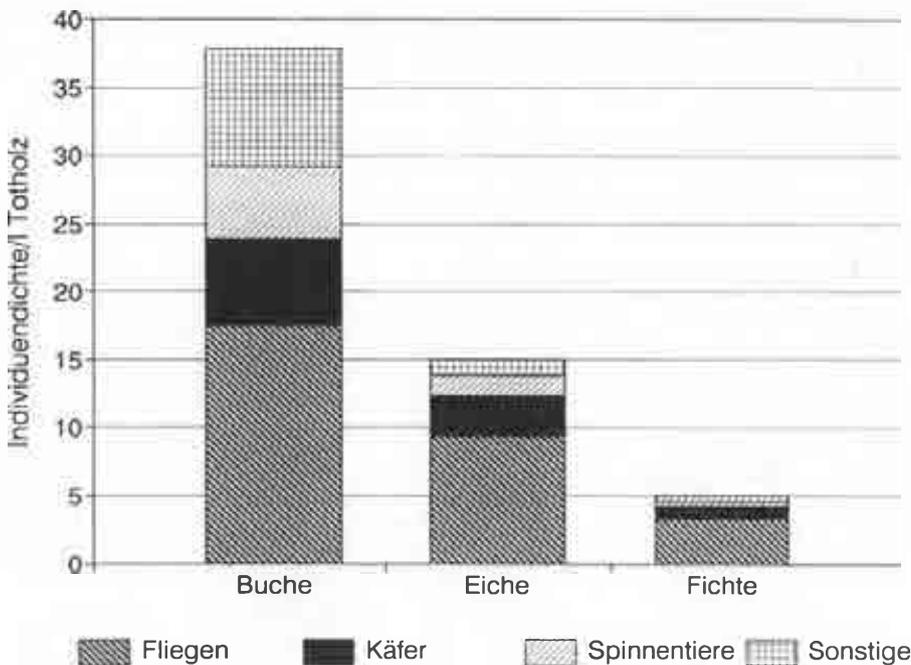


Abb. 1. Verteilung der Totholzfauna auf die verschiedenen Tiergruppen (nach Rauh und Schmitt 1991, verändert).

u.a.), die jedoch im Prinzip in Forsten und in naturnahen Wäldern gleich ablaufen. Die Nischenvielfalt, die sich durch die abgestufte Kombination der o.g. Faktoren ergibt, ist sehr groß, allein aus koleopterologischer Sicht unterscheidet Geiser (zit. nach Albrecht 1991) 52 Mikrohabitattypen. Grundsätzlich fehlen aber den Wirtschaftswäldern bestimmte Gruppen von Tot- und Altholz fast ganz. Von diesen ist insbesondere Starkholz aufgrund der im Inneren sehr konstanten abiotischen Lebensbedingungen (Abpufferung von Temperatur- und Feuchtigkeitsschwankungen) für entsprechend sensible bzw. angepaßte Tierarten von Bedeutung. Zu den Starkholz besiedelnden Arten gehören z.B. Hirschkäfer, Eichenheldbock, Alpenbock oder Vierfleckbock. Ferner ist das Fehlen von dickem Totholz sicher auch ein wesentlicher Grund für den Rückgang und die Gefährdung zahlreicher Porlinge und sekundär der an diesen Pilzen lebenden Insekten (endophytophage Arten).

Weitere wesentliche Mikrohabitate alter Bäume entstehen durch die Ansammlung von Humus in Astgabeln und Höhlen (Baumhumus), unter sich ablösender Rinde und durch die Primärbesiedler des toten Holzes selbst (Pilze, Fraßgänge etc.).

Die Bedeutung des Tot- und Altholzes für unsere Fauna und Flora ist erst ansatzweise erkannt. Nach Schätzungen sind allein rund 1500 höhere Pilze und ca. 1340 Käferarten (je ca. 25 % des deutschen Artenspektrums) xylobiont (Geiser 1989, Albrecht 1991). Die Verteilung der Totholzfauna wird anhand von Eklektorfängen, wie sie z. B. im Rahmen der faunistischen Inventarisierung von Naturwaldzellen eingesetzt werden, deutlich (Abb. 1). Dabei stellen die Dipteren, gefolgt von den Coleopteren den Hauptanteil der Arten (Rauh und Schmitt 1991). Die Individuendichten sind bei den einheimischen Hauptbaumarten Buche und Eiche mit ca. 38 Tieren/l bzw. 15 Tieren/l am größten.

5. In welchen Gilden sind Indikatorarten für historisch alte Wälder zu erwarten?

■ Phytophage Gruppen mit mono- bis oligophager Lebensweise, endophager Lebensweise, an höheren Pflanzen, an (Holz)pilzen

Tab.2. Liste geeigneter Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) als Indikatorarten für historisch alte Wälder in Deutschland

Vorbemerkung

Anhand von Literaturoswertungen mit meist nur Einzelangaben aus Deutschland ist keine vollständig abgesicherte Indikatorartenliste historisch alter Wälder möglich. Abgesicherte Daten liegen aus England (Stubbs 1982) vor. Wichtige Hinweise gibt eine Übersichtsliste xylobionter Insekten von Speight (1989) für Europa. Für Deutschland fehlen umfangreiche vergleichende Untersuchungen von historisch alten und jungen Wäldern. Da der Indikatorwert zudem regional variieren kann und von der Gesamtsituation der Landschaft (engere Bindung in Landschaften mit geringem Waldanteil und isolierten historisch alten Wäldern) abhängt, ist die folgende Liste als erster Entwurf sehr knapp gehalten. Mit regionaler Gültigkeit und mit zunehmendem Kenntnisstand lassen sich sicher künftig weitere Indikatorarten finden. Die Nomenklatur richtete sich i. w. nach Doczka et al. (1993).

Erläuterungen:

Larv.: Larvalernährung; p: phytophag; sx: saproxylrophag incl. semiaquat. Formen; sb: an Baumschleimflüssen; z: zoophag; s: Rest saprophag; Hab: Habitatpräferenz; L: Laubwälder; N: Nadelwälder; GB: Grad der Bindung an historisch alte Wälder für England nach Stubbs (1982). Eur: Indikatorarten des Europarats für alte naturnahe Wälder nach Speight (1989).

1. Arten mit enger Bindung an historisch alte Wälder: sehr anspruchsvolle Waldarten in bezug auf das Alter (jenseits üblicher Umtriebszeiten) und die Strukturdiversität; die historische Kontinuität von bestimmten Habitaten (meist Tot- u. Altholz) ist ausschlaggebend, wobei der Wald selbst auch parkartig aufgelockert oder degradiert sein kann.

	Larv	Hab	GB	Eur
<i>Callicera aurata</i> (Rossi, 1790)	sx	L	1	v
<i>Ceriana conopsoides</i> (Linnaeus, 1758)	sx	L?		v
<i>Psilota anthracina</i> Meigen, 1822	p?		2	v
<i>Psarus abdominalis</i> (Fabricius, 1794)	?			v
<i>Temnostoma meridionale</i> Krivosh. & Mamaev, 1962	sx	L		v

2. Arten mit mittlerer Bindung an historisch alte Wälder: Schwerpunkt in alten Wäldern, gelegentlich auch in jüngeren Wäldern auftretend.

<i>Brachyopa bicolor</i> (Fallen, 1817)	sb		1	v
<i>Brachyopa insensilis</i> Collin, 1939	sb	L	3	
<i>Brachyopa dorsata</i> Zetterstedt, 1837	sb	L		
<i>Brachyopa panzeri</i> Goffe, 1945	sb			v
<i>Brachypalpus chrysites</i> Egger, 1859	sx			v
<i>Brachypalpus valgus</i> (Panzer, [1798])	sx	L		v
<i>Brachypalpoides lentus</i> (Meigen, 1822)	sx	L	1	
<i>Brachypalpus laphriformis</i> (Fallen, 1816)	sx	L		
<i>Caliprobola speciosa</i> (Rossi, 1790)	sx	L	1	v
<i>Callicera aenea</i> (Fabricius, 1777)	sx	L	3	v
<i>Callicera spinolae</i> Rondani, 1844	sx	L	3	v
<i>Chalcosyrphus eunotus</i> (Loew, 1873)	sx	L	1	v
<i>Chalcosyrphus femoratus</i> (Linnaeus, 1758)	sx	L		v
<i>Chalcosyrphus valgus</i> (Gmelin, 1790)	sx	L		v
<i>Cheilosia semifasciata</i> Becker, 1894	p	L	1	
<i>Cheilosia morio</i> (Zetterstedt, 1838)	p	N		
<i>Criorhina asilica</i> (Fallén, 1816)	sx	L	2	
<i>Criorhina floccosa</i> (Meigen, 1822)	sx	L?	3	
<i>Criorhina ranunculi</i> (Panzer, [1804])	sx		2	
<i>Criorhina pachymera</i> Egger, 1858	sx	L		v
<i>Doros profuges</i> (Harris, [1780])	z			v
<i>Eumerus ornatus</i> Meigen, 1822	p	L		
<i>Hammerschmidtia ferruginea</i> (Fallén, 1817)	sb		2	
<i>Heringia heringi</i> (Zetterstedt, 1843)	z	L		
<i>Mallota fuciformis</i> (Fabricius, 1794)	sx			v
<i>Myolepta dubia</i> (Fabricius, 1805)	sx?	L	2	
<i>Myolepta vara</i> (Panzer, [1798])	sx?	L		v
<i>Neocnemodon brevidens</i> (Egger, 1865)	z			
<i>Neocnemodon latitarsis</i> (Egger, 1865)	z			
<i>Olbiosyrphus laetus</i> (Fabricius, 1794)	z			
<i>Pipiza luteitarsis</i> Zetterstedt, 1843	z	L	2	
<i>Pocota personata</i> (Harris, [1780])	?	L	2	v
<i>Sphiximorpha subsessilis</i> (Illiger in Rossi, 1807)	sb	L		v
<i>Spilomyia manicata</i> (Rondani, 1865)	sx			v
<i>Temnostoma apiforme</i> (Fabricius, 1794)	sx	L		v
<i>Xylota abiens</i> Meigen, 1822	sx		2	
<i>Xylota florum</i> (Fabricius, 1805)	sx	L	1	
<i>Xylota ignava</i> (Panzer, [1798])	sx			
<i>Xylota meigeniana</i> Stackelberg, 1946	sx	L		v
<i>Xylota tarda</i> Meigen, 1822	sx	L	2	
<i>Xylota triangularis</i> Zetterstedt, 1838	sx	N?		
<i>Xylota xanthocnema</i> Collin, 1939	sx		2	
<i>Volucella inflata</i> (Fabricius, 1794)	sb?		2	

Zahlreiche weitere Arten sind zwar typische Waldarten, sie treten jedoch auch in jüngeren Wäldern oder außerhalb von Waldgebieten auf, oder über ihre Verbreitung und Habitatbindung in Deutschland ist zu wenig bekannt, um sie derzeit als Indikatorarten werten zu können.

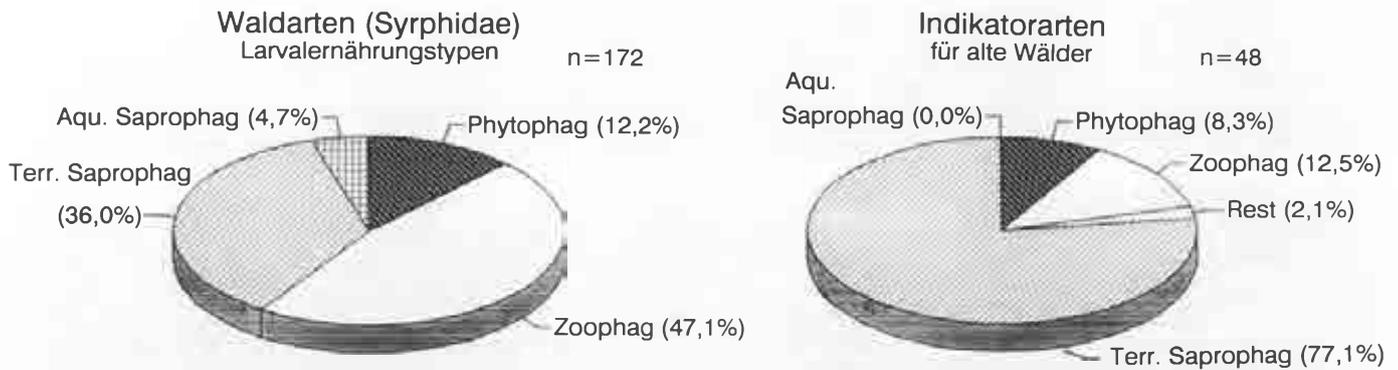


Abb. 2. Larvalernährungsspektrum von Waldarten bei den Schwebfliegen.

- Xylobionte Artengruppen i. w. S.
 - an lebenden Bäumen: Rindenbewohner, Stammfauna, Baumkronenfauna;
 - in Baumstämmen: xylophage Arten;
 - an /in Totholz: Xylosaprophage Artengruppen
- Spezialisierte Zoophage: Kommensalen, Parasitoide etc. mit entsprechender Spezialisierung
- Detritophage Bodenbewohner

6. Fallbeispiel: Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) als potentielle Indikatoren für historisch alte Wälder in Deutschland

Die Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) eignen sich als eine Gruppe mit ca. 440 Arten in Deutschland mit sehr unterschiedlicher Lebensweise ihrer Larven und zahlreichen an Wälder gebundenen Arten als exemplarisches Beispiel für die Erarbeitung einer Indikatorliste für historisch alte Wälder. Indikatorlisten für Schwebfliegen existieren bisher aus England (Stubbs 1982) für historisch alte Wälder („ancient woods“) und im Rahmen der Erfassung europaweit bedeutsamer Wälder für die Gilde der xylobionten Arten (Speight 1989). Hier wird der Versuch gemacht, anhand einer umfangreichen Literaturrecherche eine Indikatorliste für historische alte Wälder für Deutschland aufzustellen unter Einteilung des Grades der Bindung in zwei Stufen (Tab. 2).

In Deutschland sind rund 40 % aller Syrphidenarten Waldarten im weiteren Sinn. Darunter ist jedoch ein großer Teil eurytoper Waldarten mit nur schwacher Bindung an Wälder und relativ hoher Mobilität, die in der Regel mit zoo-

phager bzw. aphidophager Ernährung der Larven verknüpft ist. Gerade viele „Saumarten“ gehören zu dieser Gruppe. Solche Arten sind als Indikatorarten für historisch alte Wälder nicht geeignet. Die Verteilung der Waldarten auf die Ernährungstypen zeigt Abbildung 2.

Mit Ausnahme echter Parasiten sind in der Familie der Schwebfliegen unter den Waldarten alle o.g. Gilden repräsentiert. So gibt es phytophage Arten in höheren Pflanzen (z.B. *Cheilosia fasciata* miniert in *Allium ursinum*) und in Pilzen (*Cheilosia scutellata*, *Ch. ruffipes*), myrmekophile Arten (*Microdon eggeri*) und spezialisierte Zoophage (*Heringia heringi* lebt z. B. als Larve von gallbildenden Blattläusen). Den Hauptanteil der ca. 50 Indikatorarten bilden

jedoch die saproxylophagen Arten (larvale Bindung) und Arten an Baumwundsäften (Schleimflüssen: *Brachyopa*, *Spiximorpha subsessilis*, vgl. Abb.3).

Dabei ist ein breites Spektrum von Mikrohabitaten vom festen, fast unzersetzten Holz (*Temnostoma*) bis hin zu semiaquatischen Formen in Holzmulm vertreten.

Der Kenntnisstand zur Biologie ist bisher jedoch bei vielen Arten noch unzureichend, und eine Überprüfung dieser Indikatorliste anhand von gezielten Aufsammlungen in verschiedenen alten naturnahen Wäldern ist eine lohnende Aufgabe. Viele dieser Arten sind europaweit vom Rückgang oder Aussterben bedroht.



Abb. 3. *Spiximorpha subsessilis*, eine seltene Schwebfliegenart an einer Baumwunde.

7. Taxozönosen und ihre Eignung als Indikatoren für historisch alte Wälder

Vögel

Vögel mit starker Affinität zu Totholz und Schwerpunkt in alten naturnahen Wäldern sind v.a. Höhlenbrüter (*Blab* et al. 1989 u. 1991, *Steinborn* 1982, u. a.). Dabei wird Laubholz deutlich (*Utschik* 1991, *Kneitz* 1961) bevorzugt. Die höchsten Vogeldichten werden in kleinen Totholzgruppen von 8–10 absterbenden/toten Bäumen erreicht.

Mit abgestufter Bindung an alte Wälder mit hohen Alt- und Totholzanteilen können z. B. folgende Vogelarten genannt werden (*Blab* et al. 1989, *Utschik* 1991 u. a.):

■ Auerhuhn, Dreizehenspecht, Weißrückenspecht

■ Schwarzspecht, Raufußkauz, Hohltaube, Schwarzstorch

ferner ev. Weidenmeise, Waldbaumläufer und Wintergoldhähnchen. Die Bindung an historisch alte Wälder ist aufgrund der hohen Mobilität nur bedingt gegeben. Zum Teil liegt eine komplexe Bindung primär an bestimmte Strukturmosaiken bzw. Habitatmosaiken wie z. B. beim Auerhuhn vor.

Säuger

Unter den Säugetieren sind die Fledermäuse eine der wichtigsten Gruppen mit an Wälder gebundenen Arten. Baumhöhlen werden z. T. nur als Sommerquartier (z. B. Wasserfledermaus, *Myotis daubentoni*; Bechstein- und Fransenfledermaus, *Myotis bechsteini*, *M. nattereri*) genutzt, andere Arten nutzen Baumhöhlen jedoch auch als Winterquartier wie der Kleine und Große Abendsegler (*Nyctalus leisleri*, *N. noctula*) (*Jüdes* 1990). Damit ist eine gewisse Bindung an alte Wälder trotz hoher Mobilität aufgrund einer z. T. hohen Ortstreue der Fledermauspopulationen gegeben. Weitere an Wälder gebundene Säugetiere sind z. B. Baumrarder (*Martes martes*), Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*) und Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*) (vgl. *Blab* et al. 1989). Über eine Bindung an historisch alte Wälder ist leider wenig bekannt. Für viele Säugetiere ist die Größe und Ungestörtheit der Waldkomplexe ein wichtiger Faktor, während die historische Kontinuität des Lebensraums eine untergeordnete Rolle spielt.

Käfer (Coleoptera)

Geiser (1986) schätzt, daß von den ca. 1300 xylobionten Käfern in der Bundesrepublik Deutschland rund 60 % gefährdet sind und 250 Arten als ausgestorben bzw. vom Aussterben bedroht eingestuft werden müssen. Xylobionte Käfergruppen gibt es in zahlreichen Familien, z. B. Prachtkäfer (Buprestidae), Bockkäfer (Cerambycidae), Schnellkäfer (Elateridae), Borkenkäfer (Scolytidae), Pochkäfer (Anobiidae), Schwammkäfer (Cisidae) und Hirschkäfer (Lucanidae). Gerade die Starkholzspezialisten haben oft beachtliche Körpergrößen, was sicherlich dazu beigetragen hat, daß über totholzbewohnende Käfergruppen mehr bekannt ist als über viele andere Insektengruppen. Es gibt zahlreiche „Urwaldreliktarten“ mit hohen Spezialisierungen (*Paulus* 1980). Dazu zählen z. B. der Schwarzkäfer (*Bius thoracicus*) und der Plattkäfer (*Laemophloeus abietis*), *Rhyssodes germari* und *R. sulcatus* (Rhyssodidae), *Tenebrio apacus*, *Menephilus cylindricus* (Tenebrionidae), *Dicerca alni* und *D. acuminata* (Buprestidae) und die Schnellkäfer *Elater cardinalis*, *E. nigerrimus*, um nur einige Beispiele aus unterschiedlichen Familien zu nennen. Wesentliche Gründe für die starke Radiation der xylobionten Käfer sind sicherlich im phylogenetischen Alter der Gruppe einerseits und den kontinuierlich vorhandenen relativ konstanten Lebensbedingungen andererseits zu sehen. So können sich oft mehrere Generationen einer Käferart in demselben Totholz entwickeln, und ein evolutiver Druck auf hohe Mobilität bestand in naturnahen Wäldern aufgrund des immer in unmittelbarer Nähe vorhandenen Totholzes nicht. Heute werden aber insbesondere solche Arten sehr selten, die von dickem Totholz abhängig sind, wie z. B. Hirschkäferarten (*Ceruchus chrysomelinus*, *Lucanus cervus* u. a.), viele große Bockkäferarten (z. B. *Cerambyx cerdo*, *Leptura erythroptera*, *Necydalis ulmi*) usw. Hinzu kommt die geringe Ausbreitungspotenz vieler „Urwaldreliktarten“ (vgl. *Geiser* 1989), denn i. d. R. reichte in der ursprünglichen mitteleuropäischen Waldlandschaft eine kurze Distanz, um von einem morschen Baum zum nächsten zu gelangen.

Das breite Spektrum der besiedelten Mikrohabitate an Bäumen und ihre relative Bedeutung wird an Untersu-

chungen aus Naturwaldreservaten deutlich. Als Beispiel sei *Köhler* (1990) genannt, der in fünf nordrhein-westfälischen Naturwaldzellen knapp 700 xylobionte Käferarten nachweisen konnte. Die bedeutendsten Gilden stellen im Holz, unter der Rinde, im Holzmulm und von Holzpilzen lebende Arten.

Käfer sind auch aufgrund ihrer guten Bestimmbarkeit und zumindest bei vielen Bockkäfern, Hirsch-, Pracht- und Schnellkäfern ihrer Körpergröße als potentielle Indikatorarten geeignet.

Zweiflügler (Diptera)

Die Dipteren gehören zur wichtigsten totholzbewohnenden Invertebratengruppe und viele Arten zeigen damit eine Bindung an naturnahe Wälder. Dabei sind die Spezialisierungen auf Mikrohabitate in vielen Fällen nicht so ausgeprägt wie bei den Coleopteren. Zu den xylobionten oder xylosaprophagen Gruppen gehören v.a. Vertreter der Mycetophilidae (Pilzmücken), Cecidomyiidae, Tipulidae und Keroplatidae. Aber auch in vielen anderen Dipterenfamilien gibt es einzelne Vertreter, die eng an alte Wälder gebunden sind. Ein Beispiel mag die Waffenfleie *Clitellaria ephippium* sein, die mit der Ameise *Lasius fuliginosus* assoziiert ist.

Einschränkend muß man jedoch sagen, daß viele Dipteregruppen aufgrund von Determinationsproblemen und einem allgemein geringeren Kenntnisstand zur Biologie und Verbreitung derzeit nur bedingt als Indikatorarten in Betracht kommen. Eine Ausnahme sind die Familie Syrphidae (s. o.) und einzelne Vertreter anderer Dipterenfamilien.

Hautflügler (Hymenoptera)

Bei den Hymenopteren gibt es zahlreiche an Wälder bzw. Totholz gebundene Arten (*Preuss* 1980, *Westrich* 1989, 1990, *Brechtel* 1991), unter denen sich sicher eine Reihe geeigneter Indikatorarten für historisch alte Wälder befinden. Dabei werden große Baumhöhlen z. B. von einigen Bienenarten (z. B. *Bombus hypnorum*) und der Hornisse (*Vespa crabro*) genutzt, wobei letztere bei Nistplatzmangel auch in Mauselöcher ausweicht. Unter den solitär lebenden Hymenopteren gibt es Tot- und Altholzbewohner v.a. bei den Faltenwespen (Vespoidea), den Grab- und Wegwes-

pen (Sphecoidea, Pompiloidea), den Ameisen (Formicoidea) und den Bienen (Apoidea) (vgl. Tab. 3). Dabei gibt es zwei unterschiedliche Gilden: ein Teil der Arten ist Folgenutzer von Bohrgängen anderer Holzbewohner (v.a. Käferlöcher), andere Arten bohren sich ihre Brutröhren selbst im Holz.

Bei den Bienen sind an Totholz gebundene Arten v.a. in den Gattungen *Osmia* (Mauerbienen), *Hylaeus* (Maskenbienen) und *Megachile* (Blattschneiderbienen) zu finden. Dazu gehören aber auch die entsprechenden Schmarotzerbienen. Ebenfalls an Holz gebunden sind einige Gruppen der Symphyta, z.B. die Holzwespen (Siricidae).

Schnecken (Gastropoda)

Zusammenfassende Übersichten über die Bindung von Schnecken an alte Wälder sind mir nicht bekannt. Es gibt jedoch einige Schneckenarten, die an historisch alte Wälder gebunden sind, wobei vermutlich mikroklimatische Verhältnisse und die Ernährung von Pilzen entscheidend sind. Beispiele sind Bienenkörbchen (*Spermodes lamellata*), Weiße Streifenglanzschnecke (*Nesovitrea petronella*), Schwarzer Schneigel (*Limax cinereoniger*) und der Pilzschneigel (*Malacolimax tenellus*). Von Flechten und Moosaufwuchs alter Bäume leben z.B. *Lacinaria plicata* und *Balea perversa* (Faltenlippige und Kleine Baumschraube) (Bayer. Landesamt für Umweltschutz 1981, zit. nach Blab 1993).

Weitere wichtige Invertebratengruppen, in denen es Arten mit einer engen Bindung an historisch alte Wälder gibt, sind die Spinnen und einige Schmetterlingsgruppen (Kleinschmetterlinge [v.a. Tineidae], einige Nachtfalter).

8. Schlußbetrachtung und Zusammenfassung

Die Frage nach dem Schutz historisch alter Wälder steht ebenso wie Untersuchungen über geeignete Indikatorgruppen der Fauna in Deutschland noch ganz am Anfang. Es werden allgemeine Kriterien für die Eignung von Indikatorarten für historisch alte Wälder diskutiert und an einem Fallbeispiel (Familie Syrphidae) eine Indikatorartenliste aufgestellt. Die Bedeutung des Alt-

Tab. 3. An Wald gebundene Hautflüglerarten (Hymenoptera) und ihre Nistweise, zusammengestellt nach Brechtel (1991), Westrich (1989, 1990) und Buschinger (1990)

	Artenzahl	in Totholz	Zimmerer	Folgenutzer
Vespoidea	ca. 78	39		+
Sphecoidea	ca. 225	92	+	+
Pompiloidea	ca. 96	12		+
Formicoidea	85	51	+	+
Apoidea	ca. 500	ca. 55	+	+

und Totholzes als besonderer Lebensraum in alten Wäldern wird hervorgehoben, gefolgt von einem Überblick über Gilden und Taxa, in denen eine besondere Bindung an Totholz vorliegt oder eine Bindung an historisch alte Wälder in der Literatur vermutet wird. Abschließend sei noch auf die Forschungs- und Schutzdefizite v.a. bei den für Mitteleuropa typischen Buchenwäldern mittlerer Standorte hingewiesen. Künftig sollten gerade tierökologische Aspekte in der Forschung z.B. in Naturwaldzellen einen größeren Raum einnehmen.

Die Forschung in Naturwaldzellen orientiert sich bisher meist an vegetationskundlichen und waldbaulichen Methoden; strukturelle Analysen der Baumschicht und vegetationskundliche Sukzessionsabläufe stehen im Vordergrund. So sucht man selbst in dem umfassenden Sammelband „Naturwaldreservate“ (BFANL 1991) Hinweise auf zoologische Forschungsarbeiten vergeblich. Im Zusammenhang mit der Tot- und Altholzproblematik und Fragen des naturnahen Waldbaus sind inzwischen einzelne zoologische Erfassungen von Naturwaldzellen durchgeführt worden, ein durchgängiges Forschungskonzept aus tierökologischer Sicht wäre jedoch gerade im Hinblick auf die Bindung an historisch alte Wälder dringend notwendig. Gleichzeitig müssen aber auch Referenzflächen in jüngeren Wäldern vorliegen.

Tiere sind als wertvolle Indikatoren gerade dieser besonderen Lebensraumqualität, der historischen Kontinuität in Wäldern besonders gut geeignet und können dringend notwendige Schutzbemühungen um unsere letzten naturnahen erhaltenen Waldreste untermauern.

Dank

Für die kritische Diskussion der Indikatorartenliste der Schwebfliegen danke

ich Prof. P. Goeldlin, Lausanne, W. Barkemeyer, Oldenburg und D. Doczkal, Malsch. Für Anregungen und Durchsicht des Manuskripts danke ich J. Blab und U. Riecken, Bonn.

9. Literatur

Anmerkung: Eine vollständige Literaturliste war im Hinblick auf die zahlreichen kleinen Publikationen, die für die Aufstellung der Indikatorartenliste Schwebfliegen ausgewertet wurden, hier nicht möglich.

Albrecht, L., 1991: Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. – Forstw. Cbl. 110: 106–113, Berlin.

Albrecht, L., Ammer, U., Geissner, W., Utschik, H., 1986: Tagfalterschutz im Wald. – Ber. ANL 10: 171–183, Laufen.

Ammer, U. u.a. (Hg.), 1991: Schwerpunktthema: Lebensraum Totholz. – Forstwiss. Cbl. 110: 105–157.

BFANL, 1991: Naturwaldreservate. – Schriftenr. f. Vegetationskunde H. 21, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, 247 S., Bonn-Bad Godesberg.

Blab, J., Terhardt, A., Zsivanovits, K.-P., 1989: Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. Teil I: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Säugetieren und Vögeln im Drachenfelder Ländchen. – Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 30, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, 223 S., Bonn-Bad Godesberg.

Blab, J., 1993: Grundlagen des Biotop-schutzes für Tiere. – Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 24, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, 4. Aufl., 479 S., Bonn-Bad Godesberg.

Brechtel, F., 1990: Zur Lebensweise und Bestandssituation holzbewohnender Wespenarten in Mitteleuropa und Konsequenzen für ihren

- Schutz. – NZ NRW Seminarberichte 10: 26–31.
- Buschinger, A., 1990: Lebensweise, Bestandssituation und Konsequenzen für den Schutz holzbewohnender Ameisen in Mitteleuropa. – NZ NRW Seminarberichte 10: 36–38.
- Davis, B. N. K., 1965: A preliminary list of hoverflies (Diptera, Syrphidae) from Huntingdonshire with special reference to Monks Wood National Nature Reserve. – Entomologist's Gaz. 16: 89–93.
- Derksen, W., 1941: Die Succession der pterygoten Insekten im abgestorbenen Buchenholz. – Z. Morph. Ökol. Tiere 37(4): 683–734.
- Doczkal, D., Schmid, U., Ssymank, A., Stuke, J.-H., Treiber, R., Hauser, M., 1993: Rote Liste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) Baden-Württembergs. – Natur u. Landschaft 68(12): 608–617, Stuttgart.
- Dorka, U., 1981: Die Bedeutung naturnaher Plenteralthölzer für das Vorkommen von Höhlenbrütern, insbesondere vom Rauhußkauz (*Aegolius funereus*), im Nordschwarzwald. – Artenschutzsymposium Schwarzspecht, Beih. Veröff. Nat. sch. Landschaftspflege Bad.-Württ. 20: 23–35.
- Geiser, R., 1986: Käfer. In: Kaule, G., Arten und Biotopschutz. 240–243, Stuttgart.
- Geiser, R., 1989: Spezielle Käfer-Biotop, welche für die meisten Tiergruppen weniger relevant sind und daher in der Naturschutzpraxis meist übergangen werden. Zugleich ein Beitrag zur „Roten Liste gefährdeter Biotop“ in der BR Deutschland. – Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 29: 268–276, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg.
- Girling, M. A., 1982: Fossil insect faunas from forest sites. In: Bell, M., Limbrey, S. (Hrsg.): Archeological aspects of woodland ecology. – Symp. Ass. Environm. Archeol. 2: 129–146, BAR International Series no. 146, Oxford.
- Hongdong, H., Langner, S., Cock, Th., 1993: Untersuchungen zum Naturschutz an Waldrändern. – Bristol-Schriftenr., Zürich, 2: 196 S.
- Jüdes, U., 1990: Habitatgefüge und Habitatwahl der Waldfledermäuse – Folgerungen für die Forstwirtschaft. – NZ NRW Seminarberichte 10: 54–56.
- Knolle, F., 1982: Kleinsäuger in Baumhöhlen. – Der Forst- u. Holzwirt 37 (6): 176–178.
- Köhler, F., 1990: Anmerkungen zur ökologischen Bedeutung des Alt- und Totholzes in Naturwaldzellen. – NZ NRW Seminarberichte 10: 14–18.
- Kreissel, E., 1981: Die in der Steiermark gefährdeten Käferarten (Coleoptera). – In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. – Sonderheft Steirischer Naturschutzbrief 3: 63–78.
- Paulus, H. F., 1980: Einige Vorschläge für Hilfsprogramme unserer gefährdeten Käfer. – Natur u. Landschaft 5 (1): 28–32.
- Peterken, G. F., 1983: Woodland conservation in Britain. In: Warren, A. und Goldsmith, F. B.: Conservation in Perspective, S. 83–100 (2 Abb., 4 Tab., zahlr. Qu.), Chichester-New York: John Wiley & Sons (= A Wiley-Interscience Publication).
- Peterken, G. F., 1981: Woodland conservation and management. London-New York: Chapman & Hall Ltd., CV + 328 S.
- Pfarr, U., Schrammel, J., 1991: Fichten-Totholz im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstschutz. – Forstw. Cbl. 110: 128–134, P. Parey, Hamburg und Berlin.
- Preuss, G., 1980: Voraussetzungen und Möglichkeiten für Hilfsmaßnahmen zur Erhaltung und Förderung von Stechimmen in der Bundesrepublik Deutschland. – Natur u. Landschaft 55 (1): 20–26.
- Rackham, O., 1980: Ancient woodland – its history, vegetation and uses in England. 402 S., Cambridge.
- Rauh, J., Schmitt, M., 1991: Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldreservaten. – Forstw. Cbl. 110: 114–127, P. Parey, Hamburg und Berlin.
- Renner, K., 1990: Sukzession der Käferfauna an Alt- und Totholz von Laubbäumen in der halboffenen Landschaft. – NZ NRW Seminarberichte 10: 19–21.
- Riecken, U. (Hrsg.), 1990: Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation für Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. – Schriftenreihe Landschaftspflege u. Naturschutz H. 32: 228 S., Bonn-Bad Godesberg.
- Riecken, U., 1992: Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. – Schriftenreihe Landschaftspflege u. Naturschutz H. 36: 178 S., Bonn-Bad Godesberg.
- Speight, M. C. D., 1989: Saproxyllic invertebrates and their conservation. – Nature and Environment Series 42: 1–79, Council of Eur., Strasbourg.
- Speight, M. C. D., 1991: *Callicera aenea*, *C. aurata*, *C. fagesii* and *C. macquartii* redefined, with a key to and notes on the European *Callicera* species (Diptera: Syrphidae). – Dipterist's Digest 10: 2–21.
- Speight, M. C. D., Lucas, J. A. W., 1992: Liechtenstein Syrphidae (Diptera). – Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Wendenberg 19: 327–463.
- Ssymank, A., 1991: Die funktionale Bedeutung des Vegetationsmosaiks eines Waldgebietes der Schwarzwaldvorbergzone für blütenbesuchende Insekten – untersucht am Beispiel der Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae). – Phytocoenologia (Stuttgart-Lehre) 19 (3): 307–390.
- Steinborn, W., 1982: Vögel in Baumhöhlen. – Der Forst- u. Holzwirt 37 (6): 172–175.
- Stubbs, A. E., 1982: Hoverflies as primary woodland indicators with reference to Wharnccliffe Wood. – Sorby Rec. (Sheffield) 20: 62–67, Sheffield.
- Utschik, H., 1991: Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. – Forstw. Cbl. 110: 135–148, P. Parey, Hamburg und Berlin.
- Vité, J. P., 1951: Die holzzerstörenden Insekten Mitteleuropas. – Wiss. Verlag Musterschmidt, Göttingen.
- Warren, A., Goldsmith, F. B., 1983: Conservation in Perspective, – Pitman Press, Bath, Avon, 474 S.
- Westrich, P., 1989: Die Wildbienen Baden-Württembergs. 972 S., Stuttgart (Ulmer).
- Westrich, P., 1990: Wildbienen als Bewohner von Totholz. – NZ NRW Seminarberichte 10: 32–35.

Anschrift des Verfassers

Dr. Axel Ssymank
Bundesamt für Naturschutz · Institut für
Biotopschutz und Landschaftsökologie
Mallwitzstraße 1–3 · 53177 Bonn

Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene

von Thorsten Aßmann*

1. Einleitung

Die heutige, überwiegend intensiv genutzte Landschaft ist das Produkt natürlicher und anthropogener Prozesse. Mit zunehmender Siedlungs- und Landbautätigkeit des Menschen kam es dabei zu einer fortschreitenden Reduktion des Flächenanteils von Wäldern durch Rodung und andere landschaftliche Überformungsprozesse. Den Höhepunkt erreichte diese Entwicklung in Nordwestdeutschland vermutlich in der Mitte des 18. Jahrhunderts, als die Waldfläche ein Minimum erreichte (Hesmer und Schroeder 1963). Hochwälder im heutigen Sinne gab es damals kaum, da Wald früher einer erheblich vielseitigeren Nutzung ausgesetzt war als heute: Neben dem Holzeinschlag dienten Wälder gleichzeitig auch der Hude- und Schneitelwirtschaft als Weide oder Wiese und als Streu- und Düngelieferant der Fallaub- bzw. Plaggennutzung (Burrichter et al. 1980). Regional erfolgte innerhalb geschlossener Waldgebiete sogar eine vorübergehende, ackerbauliche Nutzung (Rottwirtschaft). Aufgrund dieser Nutzungsformen degradierten die verbliebenen Bestände – mit Ausnahme herrschaftlicher Bannwälder – zu Busch-, lichten Hudewäldern oder aufgrund von Viehtrieb und Plaggenwirtschaft sogar zu Heiden.

Das Ausmaß dieser historischen Waldvernichtung war im Nordwestdeutschen Tiefland unterschiedlich: Während im Weser-Ems-Gebiet Wälder nur kleinflächig erhalten blieben, wies das Weser-Elbe-Gebiet noch bedeutend größere Waldflächen auf (vgl. Karten der Kurhannoverschen Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts [1764–1786] und von v. Lecoq [1797–1803]; eine Zusammenfassung dieser Karten enthält das Niedersächsi-

sche Landschaftsprogramm 1989: 14f.). Im Osnabrücker Hügel-, Weser- und Leinebergland sowie im Harz waren relativ große Waldgebiete auch vor ca. 200 Jahren erhalten. Im Anschluß an den „Tiefpunkt“ der Waldentwicklung setzte der planmäßige Wald- bzw. Forstbau ein, in dessen Folge zahlreiche Flächen insbesondere mit Kiefern und Fichten aufgeforstet wurden. Dadurch vervielfachte sich die waldbestandene Fläche im Weser-Ems-Gebiet, während sie im Weser-Elbe-Gebiet ungefähr eine Verdoppelung erfuhr. Für das gesamte Nordwestdeutsche Tiefland wurde durch Aufforstungen und Anlage von Hecken eine großflächig angelegte „Biotopvernetzung“ durchgeführt. In den südlich angrenzenden Hügel- und Mittelgebirgslandschaften blieb die Waldfläche in den letzten beiden Jahrhunderten nahezu unverändert.

Aufgrund ihrer Geschichte lassen sich demnach zwei grundsätzliche Waldtypen unterscheiden: (1) Historisch alte Wälder, die schon vor über 200 Jahren, also zum Zeitpunkt der ersten kartographischen Landesaufnahmen (s. oben) als Waldstandorte existierten, und (2) junge Wälder, die erst nach diesem Zeitpunkt entstanden. Diese Definition historisch alter und junger Wälder ähnelt damit sehr derjenigen von ‚ancient woodlands‘ bzw. ‚recent woodlands‘ durch Peterken und Game (1981, 1984) und Peterken (1993). Aufgrund fehlender flächendeckender Kartenwerke, die den Landschaftszustand vor ca. 1780 dokumentieren, muß als Bezugszeitpunkt für den nordwestdeutschen Raum deshalb ein späterer Zeitpunkt herangezogen werden als in England, wo auswertbare Dokumente regional sogar aus dem Mittelalter vorliegen (vgl. Peterken und Game 1981). Wulf (1993) bezieht sich für das Elbe-Weser-Dreieck deshalb auf die Karten der Kurhannoverschen Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts (1764–1786). Dieser kartographische Bezug kann auch für das übrige Weser-Elbe-Gebiet gel-

ten. Für das Weser-Ems-Gebiet muß die erste großflächige (und gleichzeitig ausreichend genaue) Landesaufnahme, die v. Lecoq zwischen 1797 und 1803 durchführte, herangezogen werden.

Die Bedeutung des Alters von Wäldern für die Vegetation und Verbreitung bezeichnender Pflanzenarten wurde in England bereits intensiv untersucht. So konnten Peterken und Game (1984) für zahlreiche Pflanzenarten zeigen, daß sie ausschließlich oder überwiegend in historisch alten Wäldern auftreten (z. B. *Carex pendula*, *Melampyrum pratense*, *Paris quadrifolia*). Eine herausragende Bedeutung von ancient woodlands für den Naturschutz ergibt sich damit (Peterken 1977). Für das Norddeutsche Tiefland konnte ebenfalls nachgewiesen werden, daß manche Pflanzenarten vergleichbare Präferenzen wie in England aufweisen (z. B. Wulf 1993).

In England bearbeiteten bereits zahlreiche Zoologen die Fauna historischer alter Wälder. Ein bemerkenswertes Ergebnis dieser Untersuchungen ist, daß – neben Tot- und Altholzbewohnern (vgl. Hammond 1974) – besonders epigäische Arten an historisch alte Waldstandorte gebunden sind: So stellte Boycott schon 1934 fest, daß einige Mollusken-Arten für ancient woodlands in England charakteristisch sind (z. B. *Ena montana*, *Spermodea lamellata*). Paul (1975, 1978) konnte zudem für historisch alte Wälder in der Umgebung von Cambridge eine größere Artenzahl an Landschnecken nachweisen als für junge Wälder auf vergleichbaren Standorten. Unter den auf den Britischen Inseln vorkommenden Chilopoden besitzt nach Barber und Keay (1988) *Lithobius curtipes* einen Indikatorwert für solche Waldstandorte.

Für das Norddeutsche Tiefland (wie für das übrige Mitteleuropa) existieren keine vergleichbaren Untersuchungen. Hinweise auf einen möglichen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Carabiden und dem Alter von Wäldern enthalten einige faunistische Arbeiten, in denen Vorkommen faunistisch bemerkenswerter Arten als Relikte an einem alten Waldstandort gedeutet werden. Zu diesen Arten gehört *Abax ovalis* (Abb. 1), der ein Reliktvorkommen im Hambacher Forst (Niederrhein) aufweist (Ant et al. 1984). Aus

* Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-Ökologische Landesforschung, ABÖL, Nr. 102, Münster.

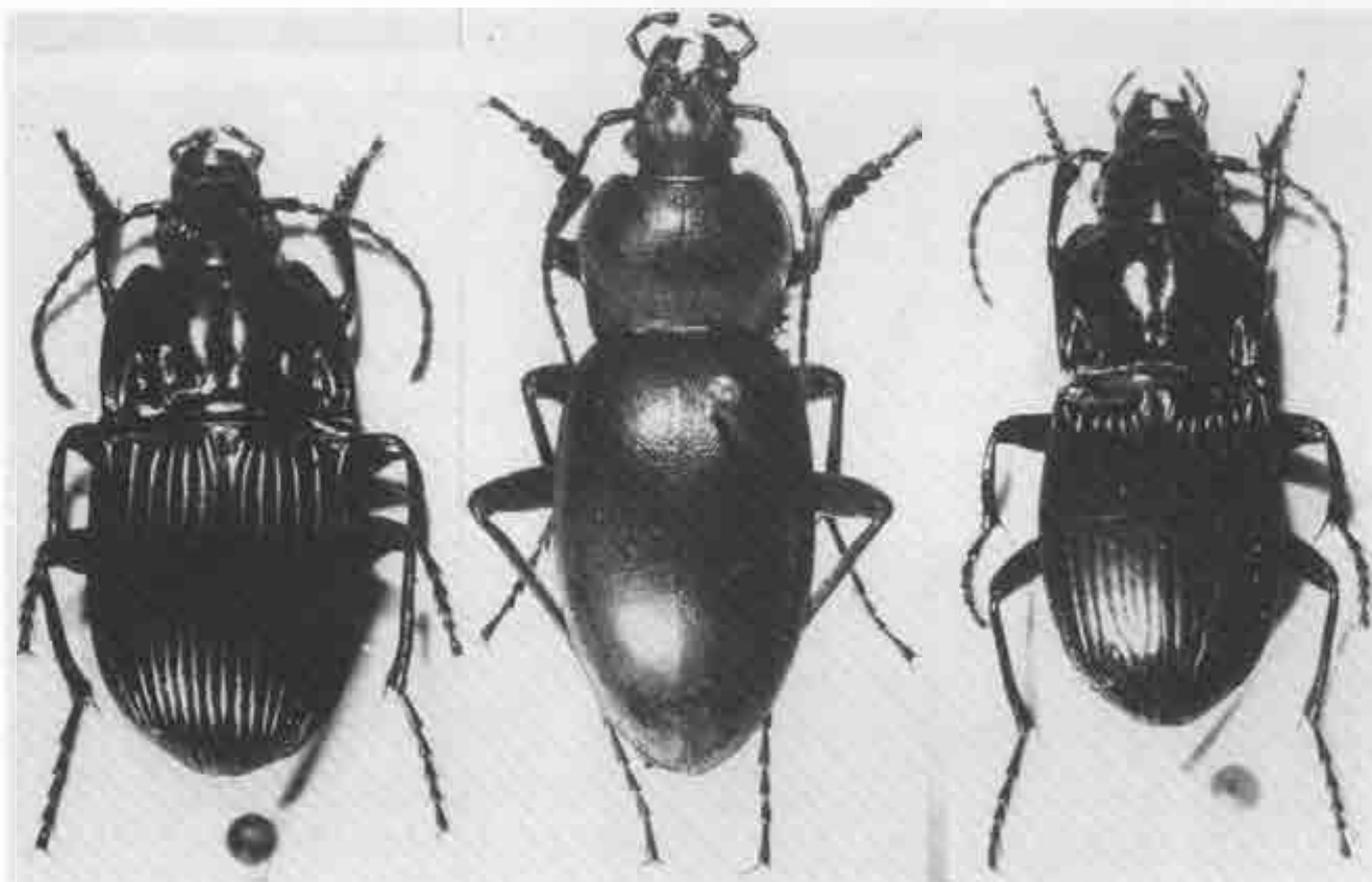


Abb. 1. *Abax ovalis*.

Abb. 2. *Carabus glabratus*.

Abb. 3. *Abax parallelus*.

dem Weser-Ems-Gebiet wurden zwei Fundorte gemeldet, die ebenfalls in alten Wäldern liegen (*Horstbüsche*, *Hasbruch*, *Wiepken* 1883). Hinweise auf vergleichbare Vorkommen ergaben sich auch für *Carabus glabratus* (Abb. 2) aufgrund eigener faunistischer Untersuchungen im Emsland und auf der Cloppenburger Geest sowie durch Fundangaben von A. *Suntrup*, Göttingen, (mdl. Mitt.) und *Dülge* (1992). In einer umfangreichen Bearbeitung der Carabidenfauna von Geestwäldern nördlich von Bremen postulierte *Dülge* (1992) auch eine ähnliche Bindung an alte Waldstandorte für *Abax parallelus* (Abb. 3). Diese Art wurde bei der betreffenden Untersuchung nur in einem alten Wald in zwei Individuen nachgewiesen. Weitergehende Untersuchungen waren deshalb bei dieser wie bei den anderen beiden Arten notwendig, um den Indikatorwert zu überprüfen.

Für Hinweise auf emsländische Vorkommen von *Carabus glabratus* und zahlreiche Diskussionen möchte ich den Herren Dipl.-Biol. A. *Suntrup*, Göttingen, und Dipl.-Biol.

R. *Dülge*, Bremen, herzlich danken. Meinen Dank möchte ich auch Herrn Prof. Dr. F. *Weber* aussprechen, der mir den Zugang zu Funden aus der Sammlung von Prof. Dr. *Bernhard Rensch* ermöglichte.

2. Material und Methode

Zwischen 1981 und 1993 wurde die Carabidenfauna von 29 historisch alten und 32 nach 1800 aufgeforsteten Wäldern im niedersächsischen Tiefland mit Barber-Fallen erfaßt. Bei Langzeituntersuchungen kamen pro Fangstelle in der Regel 10 Fallen zum Einsatz, die entweder eine oder zwei Vegetationsperioden fängig waren und mit Konservierungsfangflüssigkeiten (4%ige Formaldehyd-Lsg. oder Ethanol-Eisessig-Glycerin-Gemisch nach *Renner* 1982a, b) beschickt waren. An Fangstellen, die nicht während einer ganzen Vegetationsperiode untersucht werden konnten, enthielten die mindestens dreimal für je 20 Tage exponierten Barber-Fallen Köderflüssigkeiten, die für *Carabus*- und *Abax*-Arten eine hohe

Attraktivität aufweisen (Speiseessig, Rotwein). Bei den Expositionszeiten wurde darauf geachtet, daß die Fangtermine mit den Hauptaktivitätszeiten von *Abax ovalis*, *Abax parallelus* und *Carabus glabratus* übereinstimmen.

Zusätzlich wurde die relevante faunistische Literatur für das Niedersächsische Tiefland ausgewertet: *Wiepken* (1883), *Horion* (1941), *Blumenthal* (1953, 1969), *Lohse* (1954, 1981), *Gersdorf* und *Kuntze* (1957), *Janßen* (1982), *Siebart* (1984), *Kretschmer* und *Schauerermann* (1991), *Mossakowski* (1991), *Dülge* (1992) und *Vossel* (1994)¹. Funde aus den Sammlungen des Naturkundlichen Museums Osnabrück, des Staatlichen Museums für Naturkunde in Oldenburg sowie aus der Privatsammlung von B. *Rensch* (heute im Besitz von F. *Weber*, Münster) fanden ebenfalls Aufnahme in die Verbreitungskarten.

¹ Einzelfunde fanden keine Berücksichtigung.

3. Ergebnisse

3.1 Verbreitung von *Abax ovalis*

Die bekannten Vorkommen von *Abax ovalis* aus dem niedersächsischen Tiefland sind in Abbildung 4 zu einer Punktverbreitungskarte zusammengefaßt. Auffällig ist der Verbreitungsschwerpunkt im Weser-Elbe-Gebiet. Aus dem Weser-Ems-Gebiet sind nur zwei Populationen bekannt (Horstbüschen bei Rastede und Hasbruch bei Delmenhorst; Wiepken 1883, Gersdorf und Kuntze 1957). Das Hasbruch stellt vermutlich nicht nur einen alten, sondern wahrscheinlich einen primären Waldstandort dar (Pott und Hüppe 1991). Die relativ zahlreichen Vorkommen in der Lüneburger Heide und dem Elbe-Weser-Dreieck spiegeln vermutlich den Grad der Entwaldung und den historischen Zustand der Wälder wider: Im Weser-Ems-Gebiet war die gesamte Waldfläche um 1800 viel stärker reduziert als im Weser-Elbe-Gebiet. Bemerkenswert ist zudem, daß die beiden Fundpunkte des Weser-Ems-Gebietes in der Umgebung Oldenburgs liegen. Schon im 16. Jahrhundert waren die Wälder der Grafschaft Oldenburg im klösterlichen oder herrschaftlichen Besitz und unterlagen damit entsprechenden Schutzvorschriften. Die Auflichtung dieser Wälder war deshalb sicherlich nicht so stark wie in den meisten anderen Teilen des Weser-Ems-Gebietes.

Von den 15 bekannten Fundpunkten liegen 13 in historisch alten Wäldern (87%). Die beiden Populationen in Wäldern, die nach 1800 aufgeforstet wurden, befinden sich in direkter Nachbarschaft zu alten Waldstandorten bzw. innerhalb eines geschlossenen Waldgebietes, das auch historisch alte Waldstandorte aufweist (Geest bei Bremen und Lüneburger Heide, Ehrhorner Dünen).

3.2 Verbreitung von *Carabus glabratus*

Carabus glabratus wurde im Weser-Ems-Gebiet ausschließlich in alten Wäldern gefunden, die in der ehemaligen Grafschaft Oldenburg (inkl. Delmenhorst) oder im Hümmling bei Sögel liegen. Den wenigen Funden aus dem westlichen Teil des Untersuchungsgebietes stehen 22 aus dem Weser-Elbe-



Abb. 4. Verbreitung von *Abax ovalis* im niedersächsischen Tiefland. Gefüllte Kreise kennzeichnen Nachweise aus historisch alten Wäldern, offene Kreise Nachweise aus historisch jungen Wäldern. Funde aus dem Weser- und Leinebergland sowie dem Harz wurden nicht berücksichtigt.

Gebiet gegenüber (Abb. 5). Der einzige bekannte Fundpunkt innerhalb einer Aufforstung der letzten 200 Jahre (Ehrhorner Dünen, Lohse 1981) liegt innerhalb eines geschlossenen Waldgebietes, das große, seit historischer Zeit mit Wald bestandene Flächen enthält (vgl. Kap. 4.). Die übrigen Angaben aus der Literatur (Lohse 1954, Blumenthal 1953, 1969, Siebart 1984, Dülge 1992) oder den Sammlungen beziehen sich wie die von mir entdeckten Populationen ausschließlich auf historisch alte Wälder. Da 96% der bekannten Populationen in historisch alten Wäldern leben, ergibt sich für diese Art ein bemerkenswerter Indikatorwert.

Der südliche Hümmling wies als bevorzugtes herrschaftliches Jagdgebiet mehrere isolierte Bannwälder auf (vgl. Hesmer und Schroeder 1963). Der Erstnachweis von *Carabus glabratus* für einen solchen Wald im Hümmling erfolgte bereits 1954 durch Rensch: „Park, Sögel“ (23 Exemplare, 3. 8. 1954, leg. B. Rensch, Sammlung Weber, Münster). Diese Funde stammen höchstwahrscheinlich aus demselben Wald, in dem auch der Autor die Art nachweisen konnte: Clemenswerther Geholz, das in

Nachbarschaft des Jagdschlusses Clemenswerth liegt und einen parkartigen Charakter aufweist. Die zweite bekannte Population des südlichen Hümmling lebt im Sprakeler Holz, einem relativ kleinen Wald, der auch auf der Karte von v. Lecoq verzeichnet ist (Abb. 7). Die auffälligen Grenzwälle, die im Zentrum des heutigen Waldgebietes liegen, kennzeichnen dieses Gebiet als einen Bannwald, der vor zu intensiver Beweidung geschützt wurde (vgl. Hinweise auf alte, kontinuierlich mit Wald bestockte Flächen bei Wulf in diesem Band). *Carabus glabratus* besiedelt im Sprakeler Holz heute nicht nur den alten Buchenbestand, sondern auch die Fichten-Aufforstungen und relativ trockenen Eichen-Birken-Bestände. In anderen Wäldern des südlichen Hümmling, die mit hoher Wahrscheinlichkeit ebenfalls historisch alt und z. T. archivalisch bereits aus dem 16. Jahrhundert belegt sind (vgl. Hesmer und Schroeder 1963), konnte *Carabus glabratus* trotz intensiver Nachsuche genauso wenig nachgewiesen werden wie in den nach 1800 aufgeforsteten Wäldern und Forsten.

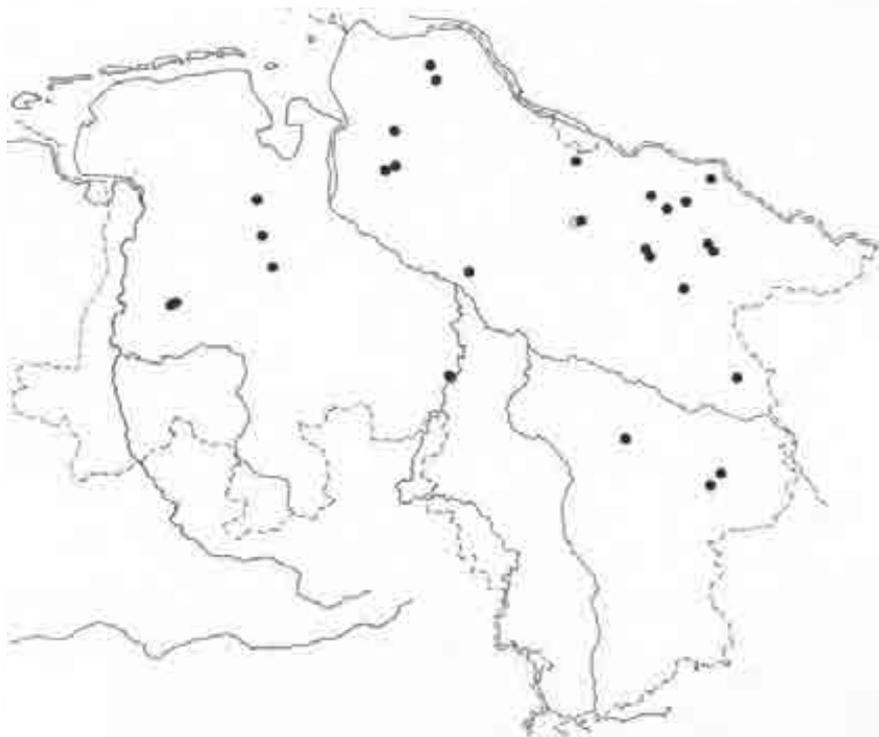


Abb. 5. Verbreitung von *Carabus glabratus* im niedersächsischen Tiefland. Gefüllte Kreise kennzeichnen Nachweise aus historisch alten Wäldern, offene Kreise Nachweise aus historisch jungen Wäldern. Funde aus dem Weser- und Leinebergland sowie dem Harz wurden nicht berücksichtigt.

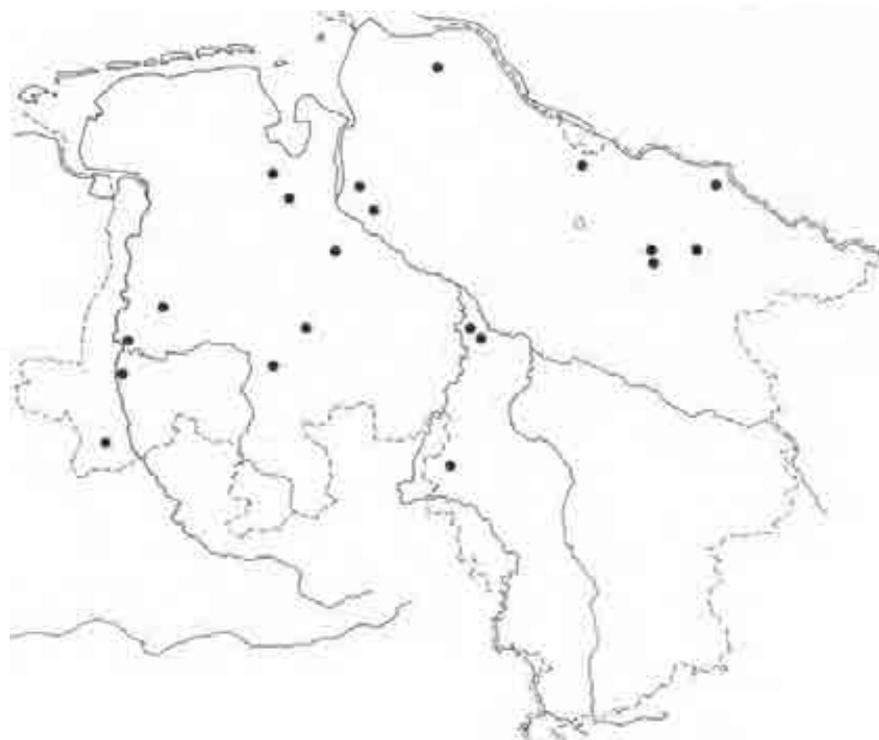


Abb. 6. Verbreitung von *Abax parallelus* im niedersächsischen Tiefland. Gefüllte Kreise kennzeichnen Nachweise aus historisch alten Wäldern, offene Kreise Nachweise aus historisch jungen Wäldern. Funde aus dem Weser- und Leinebergland sowie dem Harz wurden nicht berücksichtigt.

3.3 Verbreitung von *Abax parallelus*

Von dieser Art sind bisher 21 Populationen aus dem nordwestdeutschen Tiefland bekannt (Abb. 6). Bemerkenswert ist hier – besonders im Vergleich zu *Abax ovalis* und *Carabus glabratus* – der hohe Anteil an Funden aus dem Weser-Ems-Gebiet (neun Nachweise). Östlich der Weser sind zwölf Fundpunkte bekannt, von denen nur einer in einem historisch jungen Wald liegt (Ehrhorne Dünen, Kretschmer und Schauer mann 1991; vgl. auch Kap. 4). 95% der bekannten Populationen leben damit in historisch alten Wäldern.

4. Diskussion

Verbreitung und lokales Vorkommen von Tierarten können sowohl durch ökologische als auch historische Faktoren bestimmt werden. Wenn historische Faktoren das Vorkommen einer Art begrenzen, so sind Voraussetzungen für ein langfristiges Überleben auch außerhalb der Arealgrenzen gegeben. In diesem Fall hat die Zeit für eine Kolonisation der potentiellen Siedlungsgebiete (noch) nicht ausgereicht. Die Bearbeitung der Frage, welcher der Faktoren aus- und verbreitungsbestimmend ist, hat sich zu einem Hauptanliegen in der Biogeographie entwickelt (vgl. z. B. Endler 1982). – Im folgenden soll deshalb die Habitatbindung der bearbeiteten Arten nach Literaturangaben und eigenen Beobachtungen charakterisiert werden und mit derjenigen von *Carabus problematicus* (Abb. 9) verglichen werden, der – im Gegensatz zu den anderen drei Arten – neben historisch alten, auch junge Wälder besiedelt. Durch diese Gegenüberstellung ergeben sich vielleicht Hinweise auf die bestimmenden Faktoren (ultimate und proximate Faktoren).

Habitatbindung von *Abax ovalis*

Abax ovalis zeichnet sich wie einige andere Pterostichinen durch Brutfürsorge der Weibchen aus (vgl. Brandmayr 1977). Während des Sommers bauen sie kleine Bruthöhlen im Erdreich. Durch Aufzuchten unter Laborbedingungen konnte Lampe (1975) zeigen, daß *Abax ovalis* sowohl in natürlichem Boden aus Altbuchenbeständen als auch im Torf sich erfolgreich reproduzieren kann.

Diesem Befund entsprechen auch die in der Literatur mitgeteilten Habitatangaben: Wälder auf unterschiedlichsten Bodentypen (z.B. rohumusreicher Podsol, Rendzina, Ranker) von der Ebene bis in hochmontane und subalpine Lagen (Barner 1954, Heitjohann 1974, Lohse 1981, Marggi 1992). Die trockensten Standorte werden jedoch genauso gemieden wie staunasse, häufig überflutete Böden.

Habitatbindung von *Carabus glabratus*

Carabus glabratus besiedelt im Norddeutschen Tief- und Hügelland ausschließlich Wälder, an deren edaphische Faktoren er nur sehr geringe Ansprüche zu stellen scheint: Im Teutoburger Wald besiedelt die Art Nord- und Südhänge des Plänerkalkzuges (Melico-Fagetum) wie auch die bodensauer verwitternden Böden auf Buntsandstein (Luzulo-Fagetum) (Giers 1973, eigene Beobachtungen). Dülge (1992) führt aus dem Tiefland des Elbe-Weser-Dreiecks drei Vorkommen in großflächigen Wäldern an, die durch das Auftreten von *Molinia coerulea* als relativ feucht gekennzeichnet sind. Lohse (1981) gibt einen Buchenhochwald auf einer Sanddüne als Lebensraum an. Dem Autor sind weitere Vorkommen aus unterschiedlichen Waldtypen bekannt, zu denen sowohl bodensaure, rohumusreiche Buchenaltbestände als auch staunasse Eichen-Hainbuchen-Wälder zu zählen sind. Bemerkenswert ist, daß *Carabus glabratus* auch in Nadelholzforsten (*Pinus*, *Picea*, *Larix*) sehr häufig auftreten kann (vgl. auch Kap. 3.2). – In Skandinavien (Lindroth 1945) und den Alpen (eigene Beobachtungen auf der Koralpe, Steiermark/Kärnten) werden oberhalb der Waldgrenze zudem baumfreie Bereiche besiedelt. In den niederschlagsreichen Mittelgebirgen kommt die Art – diesen Verhältnissen vergleichbar – nicht nur in Wäldern, sondern auch in Heiden der hochmontanen Stufe vor (Sauerland: Balkenohl 1981, Balkenohl und Grosseschallau 1985; Harz, Berge in den Ostpyrenäen: eigene Beobachtungen). In Skandinavien wird *Carabus problematicus* als ausgesprochen xerophile Art charakterisiert, die dort *Calluna*-Heiden präferiert (Lindroth 1945). Im nördlichen Mitteleuropa deutet sich diese Veränderung der Habitatbindung bereits an: In den Heidegebieten des



Abb. 7. Verbreitung von *Carabus glabratus* im südlichen Hümmling. Gefüllte Kreise kennzeichnen Nachweise, offene Kreise Fangstellen, an denen die Art nicht nachgewiesen werden konnte.

Carabus glabratus muß damit als relativ eurytope Waldart angesehen werden.

Habitatbindung von *Carabus problematicus*

Ebenfalls in unterschiedlichen Waldtypen tritt *Carabus problematicus* auf, der auch Nadelholzforste nicht meidet (Tietze 1966, Schiller 1973, Giers 1973, Gries et al. 1975, Janßen 1982, eigene Beobachtungen). Im Gebiet zwischen Ems und Elbe vermag die Art – offenbar im Gegensatz zu den Verhältnissen im Mittelgebirgsraum – auch ausgeprägt staunasse Wälder zu bewohnen (*Quercus-Carpinetum*, *Pruno-Fraxinetum*; z. B. Hasbruch: Janßen 1982, Bentheimer Wald: Vossel 1994; Herrenholz, Neuenburger Urwald: eigene Beobachtungen)². Wie *Carabus glabratus* besiedelt die betrachtete Art in hochmontanen Lagen auch Heiden, in der subalpinen und alpinen Stufe auch baumfreie Matten (Sauerland: Grosseschallau 1981, Balkenohl 1981, Balkenohl und Grosseschallau 1985; Harz, Berge in den Ostpyrenäen: eigene Beobachtungen). In Skandinavien wird *Carabus problematicus* als ausgesprochen xerophile Art charakterisiert, die dort *Calluna*-Heiden präferiert (Lindroth 1945). Im nördlichen Mitteleuropa deutet sich diese Veränderung der Habitatbindung bereits an: In den Heidegebieten des

Norddeutschen Tieflandes wird die Art regelmäßig gefangen (z.B. Schiller 1973, Heitjohann 1974, Gries et al. 1975, vgl. auch Abb. 7). Nach Untersuchungen in der niederländischen Drenthe ist sie jedoch nicht in der Lage, sich in diesem Lebensraum erfolgreich fortzupflanzen. Die in dieser Heide gefangenen Tiere entstammen ausschließlich benachbarten Wäldern (Rijnsdorp 1980).

***Carabus glabratus* und *Carabus problematicus*: zwei eurytope Waldarten mit unterschiedlicher Verbreitung in Nordwestdeutschland**

Hinsichtlich der Habitatbindung ähneln sich *Carabus glabratus* und *Carabus problematicus* damit auffällig: Beide Arten sind im nordwestlichen Mitteleuropa als eurytope Waldarten zu charakterisieren. Ihre Verbreitungsbilder unterscheiden sich jedoch deutlich: Die Populationen von *Carabus glabratus* stehen in enger Beziehung zu historisch alten Wäldern, während *Carabus problematicus* die „Biotop-verbindenden“, landschaftsverändernden Aufforstungen der letzten 200 Jahre nutzen konnte und heute in den meisten Wäldern zwischen Ems und Elbe anzutreffen ist (vgl. Lohse 1954, Gersdorf und Kuntze 1957, Blumenthal 1969). Unterschiede im Ausbreitungspotential der

² In Schleswig-Holstein ist *Carabus problematicus* nur lokal verbreitet und besiedelt dort neben trockenen Wäldern auch – und zwar autochthon – Heidegebiete (Lohse 1954, Heydemann 1958).



Abb. 8. Verbreitung von *Carabus problematicus* im südlichen Hümmling. Gefüllte Kreise kennzeichnen Nachweise, offene Kreise Fangstellen, an denen die Art nicht nachgewiesen werden konnte. Der Fundort außerhalb eines Waldgebietes befindet sich in der Sprakeler Heide.

Arten können deshalb für die unterschiedlichen Verteilungsmuster verantwortlich sein. Für ein hohes Ausbreitungspotential bei *Carabus problematicus* sprechen auch die Funde in Heidegebieten, die als Entwicklungsort für die Art wahrscheinlich nicht in Frage kommen (s. oben), sowie in forstlich rekultivierten Gebieten des Rheinischen Braunkohlenreviers (Neumann 1971).

Habitatbindung von *Abax parallelus*

Während für *Abax ovalis* und *Carabus glabratus* die Literaturangaben wie auch die eigenen Beobachtungen auf eine relativ große ökologische Plastizität schließen lassen, ist *Abax parallelus* als stenotoper Waldlaufkäfer einzustufen: In Norddeutschland werden überwiegend feuchte Laubwälder auf lehmigen Böden (*Quercus-Carpinetum*, *Pruno-Fraxinetum*) und nur selten Nadelholzforsten bewohnt (Barner 1954, Janßen 1982, Siebart 1984, Kretschmer und Schauer mann 1991). Im Hügel- und Bergland werden überwiegend Wälder auf Kalk besiedelt (z.B. Giers 1973). Aufgrund des ausgeprägten Feuchtigkeitsbedürfnisses toleriert die Art einschneidende Entwässerungen nicht (vgl. Vossel 1994, eigene Beobachtungen bei Sögel). Damit ist die Annahme naheliegend, daß bodenökologische

Faktoren für die Verbreitung dieser Art bestimmend sind³. Möglich ist, daß nur alte Waldstandorte die spezifischen edaphischen Voraussetzungen für die Art erfüllen.



Abb. 9. *Carabus problematicus*.

Im Gegensatz zu *Abax ovalis* und *Carabus glabratus* haben von *Abax parallelus* mehr Populationen im Weser-Ems- als im Weser-Elbe-Gebiet überlebt. Da die meisten, insbesondere die großen Bannwälder des westlichen Niedersachsens feuchte Eichen-Hainbuchen-Wälder darstellen (Pott und Hüppe 1991), waren in solchen Beständen für *Abax parallelus* die Überlebenschancen offenbar günstiger als für die ausgeprägte Staunässe meidenden Arten *Carabus glabratus* und *Abax ovalis*.

Dülge (1992) nimmt aufgrund von zwei Vorkommen in den Geestwäldern nördlich von Bremen an, daß neben dem Alter des Waldes auch die Großflächigkeit eine Voraussetzung für das Überleben von *Abax parallelus* darstellen. Die meisten bekannten Populationen befinden sich in der Tat in großflächigen Waldgebieten (z.B. Bentheimer Wald: Vossel 1994, Herrenholz bei Vechta: eigene Beobachtung). Es gibt jedoch auch Ausnahmen: So lebt in einem kleinen, völlig isolierten Wäldchen (25 000 m² Größe) im Ossenbrock bei Schleddehausen (Ldkr. Osnabrück) eine *Abax parallelus*-Population. Aus der Umgebung ist die Art nicht bekannt, so daß man ein Überdauern der Art in diesem Wald annehmen muß.

Ökologische und historische Gründe als verbreitungsbestimmende Faktoren bei Carabiden

Vorkommen und Abundanz vieler Laufkäfer hängen von unterschiedlichen abiotischen und biotischen Bedingungen ab. Bemerkenswert ist die Breite der Faktorenpalette, auf die Carabiden reagieren. Welche kausalen Zusammenhänge zu diesen differenzierten Reaktionen führen, ist oft noch ungeklärt. So konnte gezeigt werden, daß neben Feuchtigkeit und Temperatur (Thiele 1977) auch andere Faktoren eine unerwartet große Bedeutung haben können, wie z.B. der pH-Wert des Bodens (Paje und Mossakowski 1984).

Historische Faktoren spielten als Forschungsgegenstand in der Carabiologie bisher nur eine untergeordnete Rolle. Ausnahmen bilden nur wenige

³ Historische Faktoren als Determinanten für das Vorkommen von *Abax parallelus* sind damit nicht ausgeschlossen (siehe unten).

Arbeiten (z. B. Lindroth 1949, Holdhaus 1954). Die Bedeutung dieser Faktoren belegen jedoch auch Untersuchungen aus den letzten Jahren: So beschrieb Terlutter (1991) einen Esterase-Allelhäufigkeitsgradienten bei der Waldart *Carabus auronitens* in der Westfälischen Tieflandsbucht und interpretierte ihn als Folge einer Arealausweitung seit etwa 100 Jahren (sekundäre Kontaktzone zuvor isolierter Populationen). Aßmann et al. (1994) untersuchten mit populationsgenetischen Methoden die postglaziale Ausbreitung von *Carabus auronitens* und konnten zeigen, daß sich eiszeitliche Refugialpopulationen wahrscheinlich in ihrem Ausbreitungspotential unterscheiden. Eine Analyse von Verbreitungsarealen und Habitatbindungen macht dieses Phänomen auch für weitere europäische Carabiden-Arten wahrscheinlich (Aßmann 1993).

Wie oben bereits ausgeführt, sind historische Faktoren für die Verbreitung von *Carabus glabratus* und *Abax ovalis* im nordwestdeutschen Tiefland wahrscheinlich von großer Bedeutung. Nimmt man die Gegenhypothese, also ökologische Faktoren an, muß man bestimmte Habitat-spezifische Anforderungen postulieren, die nur in historisch alten Waldstandorten, aber nicht in jungen Wäldern verwirklicht sind. Da beide Arten nicht nur in Laubwäldern, sondern sogar auf Nadelholzflächen historisch alter Waldstandorte vorkommen, ist eine solche Bindung unwahrscheinlich.

Endler (1982) hat bereits eindringlich auf die Notwendigkeit der Überprüfung von alternativen Hypothesen in der Biogeographie hingewiesen. Dies betrifft auch Fälle, in denen eine gewisse „Plausibilität“ in der Argumentation besteht. In der Regel sind die Alternativhypothesen jedoch nicht direkt testbar. Wichtig ist deshalb, auf den Hypothesen aufbauend, Annahmen zu entwickeln bzw. Vorhersagen abzuleiten, die einer empirischen Überprüfung zugänglich sind (vgl. Endler 1982). Wenn die unterschiedlichen Verbreitungen von *Carabus glabratus* und *Carabus problematicus* historisch und nicht ökologisch begründet sind, so muß man unterschiedliche Ausbreitungspotentiale für die beiden Arten postulieren.

Diese Annahme läßt sich relativ

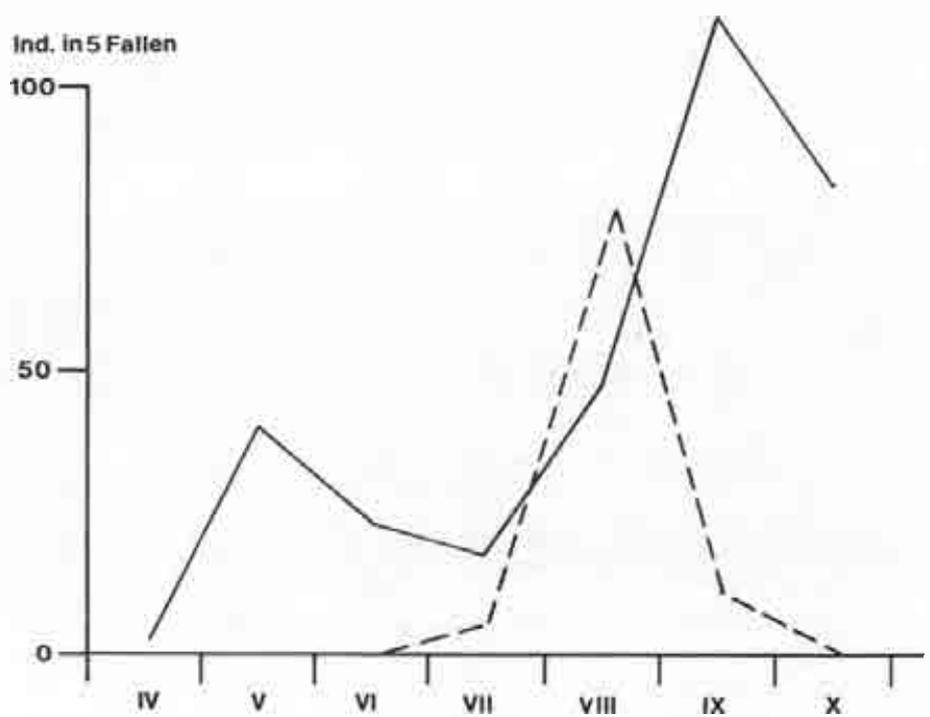


Abb. 10. Aktivitätsphänogramme von *Carabus glabratus* (gestrichelte Linie) und *Carabus problematicus* (durchgezogene Linie) im Baumweg bei Delmenhorst 1986.

leicht testen, indem die Bewegungsmuster hinsichtlich Orientierung und Aktivität durch Telemetrie für beide Arten bestimmt werden (vgl. Wallin und Ek-bom 1988, Hockmann et al. 1989, 1992). Aber nicht nur die pro Zeiteinheit zurückgelegte Strecke ist für das Ausbreitungspotential entscheidend, sondern auch, wie lange eine Art im Jahr aktiv ist. In dieser Hinsicht unterscheiden sich *Carabus problematicus* und *Carabus glabratus* deutlich voneinander, obwohl beide Arten typische Herbstbrüter im Sinne von Larsson (1937, vgl. auch Thiele 1977) sind: Während *Carabus glabratus* eine eng begrenzte jahreszeitliche Aktivitätsphase aufweist, die überwiegend den Monat August umfaßt, ist *Carabus problematicus* sowohl im Frühjahr und Frühsommer (Mai, Juni) als auch im Herbst (besonders im September) aktiv (Abb. 10)⁴. Die im Frühjahr gefangenen Tiere sind oft noch nicht ausgehärtet und stellen deshalb wahrscheinlich die frisch geschlüpften Nachkommen der sich im Herbst fortpflanzenden Generation dar. Auch wenn durch die in Abbildung 10 mitgeteilten Barber-Fallen-Ergebnisse nicht die Länge der individuellen Aktivitätsphase, sondern nur die des gesamten Bestandes von *Carabus problematicus* ermittelt wurde, ist es doch

wahrscheinlich, daß die einzelnen Individuen – schon aufgrund der Trennung in zwei Aktivitätsphasen – länger aktiv sind als die von *Carabus glabratus*. Eine längere Aktivitätsperiode von *Carabus problematicus* könnte zu einem größeren Ausbreitungspotential beitragen.

Ein geringes Ausbreitungspotential kann auch erklären, weshalb *Carabus glabratus* und *Abax ovalis* innerhalb geschlossener Waldgebiete, die aus historisch alten Wäldern und Aufforstungen bestehen, sich – wenn auch nur in bescheidenem Ausmaß – ausbreiten konnten. Vielleicht liegt ein entsprechender Fall bei den Ehrhorner Dünen (NSG Lüneburger Heide) vor, die coleopterologisch bereits untersucht wurden. Dieses erst ab 1800 wiederbewaldete Dünengebiet (Hanstein 1991) weist die drei für historisch alte Wälder charakteristischen Arten auf (*Carabus glabratus* und *Abax ovalis* nach Lohse 1981, *Abax parallelus* nach Kretschmer

⁴ Vergleichbare Unterschiede im jahreszeitlichen Aktivitätsmuster zwischen den Arten gibt auch Siebart (1984) für Wälder in der Umgebung von Braunschweig an. Auf die kurze Aktivitätsphase von *Carabus glabratus* weisen auch Puilliainen et al. (1993) für Nordostfinland und Houston (1981) für das nördliche England hin.

und Schauerermann 1991). Wenn man keine Überdauerung in einem kleinen, ca. 20 000 m² großen, westlich von Ehrhorn gelegenen Waldrest annimmt, muß man eine Einwanderung aus einem angrenzenden, historisch alten Wald postulieren. Eine entsprechende Funktion als „Ausbreitungszentrum“ könnte hier das Meninger Holz übernommen haben, aus dem *Carabus glabratus* und *Abax ovalis* bekannt sind.

Geschlossene Waldgebiete, die aus historisch alten Wäldern und Aufforstungen hervorgegangen sind, bieten die Möglichkeit, die oben vorgestellte Hypothese zum Ausbreitungspotential zu überprüfen: In der Nähe der potentiellen Refugien sollten Arten mit geringem Ausbreitungspotential noch vorkommen, während in den entfernteren Gebieten nur noch Arten mit großem Ausbreitungspotential zu erwarten sind.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, daß auch für charakteristische Pflanzenarten historisch alter Wälder ein eingeschränktes Ausbreitungspotential und erst sekundär ökologische Faktoren als Grund für die Bindung an entsprechende Wuchsorte angenommen werden (Peterken und Game 1981, Wulf 1993).

Wenn das Verbreitungsbild von *Carabus glabratus* dagegen ökologisch und nicht historisch begründet ist, so sollte die Individuendichte einer Gruppe von Tieren zumindest über einige Generationen abnehmen, wenn sie in einem jungen Wald ausgesetzt wurde. Für ein solches Experiment bieten sich „enclosures“ (geschlossene Tiergehege) an, die von den Käfern nicht verlassen werden können. Durch Fang und Wiederfang individuell markierter Tiere sowie anschließende Messungen (vgl. Mühlenberg 1989, Althoff et al. 1992) besteht die Möglichkeit, populationsbiologische Parameter wie Individuendichte, Reproduktion, Mortalität usw. zu bestimmen.

⁵ Der dritte Fundpunkt bezieht sich lediglich auf ein Individuum, das im März 1935 (wahrscheinlich nach einem Hochwasser) am Elbufer gesiebt wurde (Jeckel 1964). Damit ist für dieses Gebiet noch keine Population nachgewiesen.

Weitere epigäische Tierarten als potentielle Indikatoren historisch alter Wälder in Norddeutschland

Da aus dem mitteleuropäischen Raum bis jetzt noch keine grundlegenden Arbeiten über die Bindung von Evertebraten an historisch alte Waldstandorte vorliegen, besteht z.Z. nur die Möglichkeit, auf potentielle Indikatorarten hinzuweisen. Zu diesen Arten gehört der Chilopode *Lithobius curtipes*, der für die Britischen Inseln wie folgt charakterisiert wird: „An examination of the actual sites indicates that a high proportion of them, possibly all, are ancient woodland and it may be that we are here dealing with an ancient woodland species“ (Barber und Keay 1988: 99). Aus Norddeutschland sind nur zwei Populationen dieser Art bekannt geworden: Forst Beimoor (nördlich von Hamburg, Jeckel 1964) und Bentheimer Wald (Grafschaft Bentheim, Vosse/1994)⁵. Bemerkenswert ist hierbei die Kongruenz zwischen dem *Lithobius curtipes*- und dem *Carabus glabratus*-Vorkommen im Forst Beimoor (vgl. Lohse 1954).

Auf den Britischen Inseln sind mehrere Mollusken-Arten in ihrem Vorkommen auf historisch alte Wälder begrenzt. Bemerkenswert sind besonders zwei Schneegel (*Limax cinereoniger* und *Malacolimax tenellus*), die in so unterschiedlichsten Waldtypen wie dem südenglischen Kalk-Buchenwald oder dem schottischen Hochland-Kiefernwald vorkommen. Unabdingbare Voraussetzung für Populationen dieser Arten sind dort jedoch große, historisch alte Wälder. Eine vergleichbare Bindung ist für den norddeutschen Raum ebenfalls möglich. Erste Hinweise auf eine vergleichbare Bindung bei Mollusken ergaben sich bei einer Bearbeitung unterschiedlich alter Wälder am Teutoburger Wald bei Osnabrück: „Eine Wiederbesiedlung des lange Zeit entwaldeten Gebietes war nur wenigen Arten möglich. Alle anspruchsvolleren Arten fehlen“ (Ant 1963: 90).

Unter den epigäisch aktiven Coleopteren eignen sich vielleicht auch weitere Arten als Indikatoren für historisch alte Wälder: So wird *Trichotichnus laevicollis* nicht nur aus dem Hambacher Forst am Niederrhein (Ant et al. 1984) gemeldet, sondern auch aus Wäldern nördlich des Weser- und Leineberglan-

des. Eine detaillierte Erfassung der Populationen im Tiefland erscheint deshalb aussichtsreich. Sehr unvollständig ist unsere Kenntnis über die Faunistik der meisten anderen Käferfamilien, so daß für diese Gruppen z.Z. nur Spekulationen möglich sind. Wahrscheinlich werden die Coleopteren jedoch noch weitere Arten aufweisen, die überwiegend in historisch alten Wäldern vorkommen.

Aussichtsreich erscheint mir für zukünftige Untersuchungen auch eine zooökologische Betrachtung, da in zahlreichen alten Wäldern nicht nur eine Indikatorart auftritt, sondern in der Regel gleich mehrere. So leben im Clemenserwerther Geholz *Carabus glabratus* und *Abax parallelus* zusammen. Gleiches gilt auch für einige Wälder in der Lüneburger Heide, wo *Carabus glabratus* bevorzugt mit *Abax ovalis* zusammen vorkommt. Wenn weitere Indikatorarten bekannt werden, ergibt sich vielleicht die Möglichkeit, mit Hilfe von Artenkombinationen die zeitliche Konstanz von Waldstandorten auf faunistisch-ökologischer Ebene zu charakterisieren.

5. Abstract

Epigeic Coleopterous as indicators for ancient woodlands in the lowland of northwestern Germany

In ancient and recent woodlands of the lowland of northwestern Germany (Lower Saxony) the distribution of some carabid species is studied. *Abax ovalis*, *Carabus glabratus* and *Abax parallelus* are mainly restricted to ancient woodlands, whereas *Carabus problematicus* profited by the afforestation and lives in recent woodlands, too. In principle, both, historical and ecological factors can yield such different distribution patterns. Because *Carabus glabratus* and *Carabus problematicus* are eurytopic species, it is more likely that the consequences of the historical factors are more important. In the case of *Carabus glabratus* a very low power of dispersal is to be postulated.

6. Literatur

Althoff, G., Ewig, M., Hemmer, J., Hockmann, P., Klenner, M., Niehues, F.-J., Schulte, R., Weber, F., 1992: Ergebnisse eines Zehn-Jahres-Zensus

- an einer *Carabus auronitens*-Subpopulation im Münsterland. – Abh. Westf. Museum Naturkde. 54 (4): 3–64.
- Ant, H., 1963: Faunistische, ökologische und tiergeographische Untersuchungen zur Verbreitung der Landschnecken in Nordwestdeutschland. – Abh. Landesmus. Naturkde. Münster Westfalen 25 (1): 1–125.
- Ant, H., Heitjohann, H., Rehage, H.-O., Stippowitz, A., 1984: Untersuchungen zur Käferfauna des Hambacher Forstes (Niederrhein). – Niederrh. Jb. 15: 27–35.
- Abmann, T., 1993: Genetischer Polymorphismus und Differenzierung endemischer und postglazial gegründeter Populationen der Laufkäfer *Carabus punctatoauratus* Germar und *Carabus auronitens* Fabricius. – Dissertation, Universität Münster.
- Abmann, T., Reuter, H., Nolte, O., 1994: Postglacial colonization of Middle Europe by *Carabus auronitens* as revealed by population genetics (Coleoptera, Carabidae). – In: K. Desender et al. (eds.), Carabid Beetles: Ecology and Evolution, 3–9.
- Balkenohl, M., 1981: Die Carabidenfauna einer Hoch- und einer Wacholderheide des Sauerlandes. – Natur und Heimat 41 (2): 51–55.
- Balkenohl, M., Grosseschallau, H., 1985: Höhenbedingte Veränderung der Habitatbindung bei Carabiden. – Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 4: 219–222.
- Barber, A. D., Keay, A. N., 1988: Provisional atlas of the Centipedes of the British Isles. – Huntingdon: Lavenham Press.
- Barner, K., 1954: Die Cicindeliden und Carabiden der Umgebung von Minden und Bielefeld III. – Abh. Landesmus. Naturkde. Münster Westf. 16 (1): 1–64.
- Blumenthal, C. L., 1953: Die Laufkäfer der Lüneburger Heide. – Beitr. Naturkde. Nieders. 6 (1): 14–24.
- Blumenthal, C. L., 1969: Bemerkungen zur Käferfauna der Lüneburger Heide. – Jahresh. Naturw. Verein Fürstentum Lüneburg 31: 5–20.
- Boycott, A. E., 1934: The habitats of land Mollusca in Britain. – J. Ecol. 22: 1–38.
- Brandmayr, P., 1977: Ricerche etologiche e morfofunzionali sulle cure parentali in Carabidi Pterostichini (Coleoptera: Carabidae, Pterostichinae). – Redia (Firenze) 60: 275–316.
- Burrichter, E., Pott, R., Raus, T., Wittig, R., 1980: Die Hudelandschaft „Borkener Paradies“ im Emstal bei Meppen. – Abh. Landesmus. Naturkde. Münster Westf. 42 (4): 1–69.
- Dülge, R., 1992: Die Carabidenfauna (Coleoptera: Carabidae) ausgewählter Geestwälder nördlich von Bremen. – Abh. Naturw. Verein Bremen 42 (1): 95–111.
- Endler, J. A., 1982: Problems in distinguishing historical from ecological factors in biogeography. – Amer. Zool. 22: 441–452.
- Gersdorf, E., Kuntze, K., 1957: Zur Faunistik der Carabiden Niedersachsens. – Ber. Naturhist. Ges. 103: 101–136.
- Giers, E., 1973: Die Habitatgrenzen der Carabiden (Coleoptera, Insecta) im Melico-Fagetum des Teutoburger Waldes. – Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 35 (3): 1–36.
- Gries, E., Mossakowski, D., Weber, F., 1973: Coleoptera Westfalica: Familia Carabidae, Genera *Cychnus*, *Carabus* und *Calosoma*. – Abh. Landesmus. Naturkde. Münster Westf. 35 (4): 1–80.
- Grosseschallau, H., 1981: Ökologische Valenzen der Carabiden (Insecta, Coleoptera) in hochmontanen, naturnahen Habitaten des Sauerlandes (Westfalen). – Abh. Landesmus. Naturkde. Münster Westf. 43 (3): 3–33.
- Hammond, P. M., 1974: Changes in the British Coleopterous fauna. – In: Hawksworth, D. L. (ed.): The changing Flora and Fauna of Britain, 323–369, London: Academic Press.
- Hanstein, U., 1991: Die Bedeutung der Bestandesgeschichte für die Naturwaldforschung – Das Beispiel „Meningering Holz“. – NNA-Berichte 4 (2): 119–123.
- Heitjohann, H., 1974: Faunistische und ökologische Untersuchungen zur Sukzession der Carabidenfauna (Coleoptera, Insecta) in den Sandgebieten der Senne. – Abh. Landesmus. Naturkde. Münster Westf. 36 (4): 1–27.
- Hesmer, H., Schroeder, F. G., 1963: Waldzusammensetzung und Waldbehandlung im Niedersächsischen Tiefland westlich der Weser und der Münsterschen Bucht bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. – Decheniana Beiheft 11: 1–304.
- Heydemann, B., 1958: *Carabus problematicus* Thoms. (Carab., Coleopt.) auf Sylt. – Faun. Mitt. Nordd. 9: 3–4.
- Hockmann, P., Schlomberg, P., Wallin, H., Weber, F., 1989: Bewegungsmuster und Orientierung des Laufkäfers *Carabus auronitens* in einem westfälischen Eichen-Hainbuchenwald (Radarbeobachtungen und Rückfangexperimente). – Abh. Westf. Mus. Naturkde. 51 (1): 1–72.
- Hockmann, P., Menke, K., Schlomberg, P., Weber, F., 1992: Untersuchungen zum individuellen Verhalten (Orientierung und Aktivität) des Laufkäfers *Carabus nemoralis* im natürlichen Habitat. – Abh. Westf. Mus. Naturkde. 54 (4): 65–98.
- Holdhaus, K., 1954: Die Spuren der Eiszeit in der Tierwelt Europas. – Innsbruck: Universitätsverlag Wagner.
- Horion, A., 1941: Faunistik der deutschen Käfer. 1. Adephega – Caraboidea. – Krefeld: Goecke & Evers.
- Houston, W. W. K., 1981: The life cycles and age of *Carabus glabratus* Paykull and *C. problematicus* Herbst (Col.: Carabidae) on moorland in northern England. – Ecol. Entomol. 6: 263–271.
- Janßen, W., 1982: Jahresrhythmik und Aktivitätsdichte von Carabiden in einem Eichen-Hainbuchenwald (Quercus-Carpinetum im Naturschutzgebiet Hasbruch bei Oldenburg/Niedersachsen). – Drosera '82 (1): 33–38.
- Jeckel, C. A. W., 1964: Beitrag zur Kenntnis der Systematik und Ökologie der Hundertfüßer (Chilopoda) Nordwestdeutschlands. – Abh. Ver. Naturw. Ver. Hamburg 8: 111–153.
- Kretschmer, K., Schauerermann, J., 1991: Zur Arthropodengemeinschaft zweier Naturwälder im Forstamt Sellhorn. – NNA-Berichte 4 (2): 150–156.
- Lampe, K. H., 1975: Die Fortpflanzungsbiologie und Ökologie des Carabiden *Abax ovalis* DFT. und der Einfluß der Umweltfaktoren Bodentemperatur, Bodenfeuchtigkeit und Photoperiode auf die Entwicklung in Anpassung an die Jahreszeit. – Zool. Jb. Syst. 102: 128–170.
- Larsson, S. G., 1939: Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. – Ent. Meddelelser 20: 277–560.

- Lindroth, C., 1945: Die fennoskandischen Carabidae. I. Spezieller Teil. - Göteborgs Kungl. Vet. Vitterh. Samh. - Samh. Handl., Ser. B. 1: 1-710.
- Lindroth, C., Lindroth, K., 1949: Die Fennoskandischen Carabidae. III. Allgemeiner Teil. - Göteborgs Kungl. Vet. Vitterh. - Samh. Handl., Ser. B. 4: 1-902.
- Lohse, G. A., 1954: Die Laufkäfer des Niederelbegebietes und Schleswig-Holsteins. - Verh. Ver. naturwiss. Heimatforsch. Hamburg 31: 1-39.
- Lohse, G. A., 1981: Bodenfallenfänge im Naturpark Wilseder Berg mit einer kritischen Beurteilung ihrer Aussagekraft. - Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal 34: 43-47.
- Marggi, W. A., 1992: Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae und Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung der „Roten Liste“. - Documenta Faunistica Helveticae 13: 1-477.
- Mossakowski, D., 1991: Zur Verbreitung der Laufkäfer (Carabidae) im Lande Bremen. - Abh. naturw. Verein Bremen 41 (3): 543-639.
- Paul, C. R. C., 1975: The ecology of Mollusca in ancient woodland. 1. The fauna of Hayley Wood, Cambridgeshire. - J. Conchol. 28: 301-327.
- Paul, C. R. C., 1978: The ecology of Mollusca in ancient woodland. 3. Frequency of occurrence in west Cambridgeshire woods. - J. Conchol. 29: 295-300.
- Mühlenberg, M., 1989: Freilandökologie. - Heidelberg, Wiesbaden: Quelle & Meyer.
- Neumann, U., 1971: Die Sukzession der Bodenfauna (Carabidae (Coleoptera), Diplopoda und Isopoda) in den forstlich rekultivierten Gebieten des Rheinischen Braunkohlenreviers. - Pedobiologia 11: 193-226.
- Paje, F., Mossakowski, D., 1984: pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. - Oecologia (Berlin) 64: 41-46.
- Peterken, G. F., 1977: Habitat conservation priorities in British and European woodlands. - Biol. Conserv. 11: 223-236.
- Peterken, G. F., Game, F., 1981: Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. - J. Ecol. 69: 781-796.
- Peterken, G. F., Game, F., 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire. - J. Ecol. 72: 155-182.
- Peterken, G. F., 1994: The definition, evaluation and management of ancient woods in Great Britain. - NNA-Berichte (dieses Heft).
- Pott, R., Hüppe, J., 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 53 (1/2): 1-313.
- Puilliainen, E., Itämies, J., Jussila, P., Tunkkari, P., 1993: Phenology and habitats of *Carabus glabratus* Payk. (Coleoptera, Carabidae) in NE Finland. - Entomol. Fennica 4: 27-30.
- Rijnsdorp, A. D., 1980: Patterns of movement in and dispersal from a Dutch forest of *Carabus problematicus* Hbst. (Coleoptera, Carabidae). - Oecologia (Berl.) 45: 274-281.
- Renner, K., 1982a: Funddaten der neuen *Taxicera* (*T. renneri*) aus dem südöstlichen Westfalen und dem nordwestlichen Hessen (Col., Staphylinidae). - Ent. Bl. 78 (2/3): 131-133.
- Renner, K., 1982b: Coleopterenfänge mit Bodenfallen am Sandstrand der Ostseeküste, ein Beitrag zum Problem der Lockwirkung von Konservierungsmitteln. - Faun.-ökol. Mitt. 5: 137-146.
- Schaefer, M., 1992: Ökologie. - Jena: Fischer.
- Schiller, W., 1973: Die Carabidenfauna des Naturschutzgebietes Heiliges Meer, Kr. Tecklenburg. - Natur und Heimat 33: 111-118.
- Siebart, H., 1984: Die Käfer (Coleoptera) in Buchenwäldern bei Braunschweig. - Braunschw. Naturk. Schr. 2 (1): 131-143.
- Terlutter, H., 1991: Morphometrische und elektrophoretische Untersuchungen an westfälischen und südfranzösischen *Carabus auronitens*-Populationen (Col. Carabidae): Zum Problem der Eiszeitüberdauerung in Refugialgebieten und der nacheiszeitlichen Arealausweitung. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 53 (3): 1-111.
- Thiele, H.-U., 1977: Carabid Beetles in their environments. - Berlin: Springer Verlag.
- Tietze, F., 1966: Ein Beitrag zur Laufkäferbesiedlung von Waldgesellschaften des Südharzes. - Hercynia 3: 340-358.
- Vossel, E., 1994: Zooökologische Untersuchungen an ausgewählten Arthropodengruppen (Chilopoda, Diplopoda, Coleoptera: Carabidae) des ehemaligen Hudewaldes Bentheimer Wald (Bad Bentheim, Niedersachsen). - Diplomarbeit im Fachgebiet Ökologie, Universität Osnabrück.
- Wallin, H., Eckbom, B. S., 1988: Movements of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) inhabiting cereal fields: a field tracing study. - Oecologia (Berlin) 77: 39-43.
- Wiepken, C. F., 1883: Systematisches Verzeichnis der bis jetzt im Herzogtum Oldenburg gefundenen Käferarten. - Abh. naturw. Ver. Berlin 8: 39-103.
- Wulff, M., 1993: Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz. - Verh. Ges. Ökol. 22: 269-272.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Biol. Dr. Thorsten Aßmann
 Fachgebiet Ökologie
 Fachbereich Biologie/Chemie
 Barbarastraße 11
 49069 Osnabrück

Historisch alte Wälder – ihre Berücksichtigung in Konzepten und Programmen

von Ludwig Stegink-Hindriks

1. Einleitung

Der Begriff „Historisch alter Wald“ wird im folgenden analog des englischen Begriffes „Ancient woodlands“ verwendet. Dieser liegt der EG-Ratsempfehlung: „Recommendation No. (88) 11 of the Committee Of Ministers To Member States on Ancient natural and semi-natural Woodlands“ vom 13.06.1988 zugrunde. Diese Begriffsbestimmung geht auf *Peterken 1977* zurück. Danach wären unter „Historisch alten Wäldern“ solche Waldgebiete zu verstehen, die unserer Kenntnis nach über die Jahrhunderte hinweg erhalten und von Rodungen verschont worden sind. Viele von ihnen dürften in Norddeutschland seit der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung kontinuierlich als Wald bestanden haben (*Pertsch 1977*). Trotz unterschiedlichster historischer Waldbewirtschaftungsformen, z.B. Waldweide, Mittel- und Niederwaldwirtschaft, war die Vegetation stets noch waldähnlich. Die Böden dieser Wälder wurden auf überwiegender Fläche durch zusätzliche Nutzungsformen nicht stark verändert.

Um Mißverständnissen bezüglich der Begriffsinhalte vorzubeugen, sei auf einige leicht verwechselbare Termini hingewiesen. Von den „Historisch alten Waldgebieten“ zu unterscheiden sind „Urwälder“ („Primary Woodlands“ nach *Peterken 1977*) – im Sinne der vom Menschen völlig unberührten Wälder. Solche Wälder existieren in Mitteleuropa heute nicht mehr. Im Laufe der Geschichte ist hier jedes der verbliebenen Waldgebiete in irgendeiner Weise vom Menschen beeinflusst worden (Vieheintrieb, Holzernte, Laubstreunutzung etc.). Der in der offiziellen deutschen Übersetzung der eingangs genannten EG-Empfehlung (Nr. R „88“ 11) verwendete Begriff „alte natürliche Waldgebiete“ für „Ancient Woodland“ vermittelt allzuleicht den Eindruck, es seien in der EG-Empfehlung solche unberührten „Urwaldgebiete“ gemeint.

Ein weiterer Anlaß für Mißverständnisse bezüglich des Begriffs „Historisch alte Wälder“ ist der Bezug zum Alter des entsprechenden Waldgebietes. Nicht das Alter der Bäume ist bei der begrifflichen Abgrenzung gemeint, sondern die Dauerhaftigkeit – die Kontinuität der Existenz eines Waldes.

Die Unterscheidung des Begriffs „Historisch alte Wälder“ von „Naturnahen“ bzw. „Halb-natürlichen“ Wäldern (vgl. dazu *Dierschke 1984, 1989*) ist von besonderer Bedeutung. Die Einschätzung der „Naturnähe“ bezieht sich auf die aktuelle Baumartenzusammensetzung eines Waldes, nicht auf die Kontinuität des Waldgebietes an sich. Die beiden Begriffe „Historisch alter Wald“ und „Naturnaher“ bzw. „Halb-natürlicher Wald“ sind unabhängig voneinander. So hat sich eine jeweils unabhängig erfolgende Einschätzung beider Kriterien in der Praxis bewährt (*Peterken 1993, Kelm 1994* in diesem Heft; *Sturm und Westphal 1991*).

Die konkrete Einzelentscheidung, inwieweit ein heutiges Waldgebiet „Historisch alter Wald“ ist oder nicht, ist mit ausreichender Sicherheit nur anhand historischer Karten und/oder anderer Archivalien zu belegen. Die indirekte Kennzeichnung dieser Wälder durch „Zeigerarten“ für „Historisch alte Wälder“ ist nur eingeschränkt und auf eher regional orientierter Ebene möglich (vgl. *Hermy 1992, Wulf 1992*).

Deshalb gehen *Peterken 1977* und *Watkins 1990* bei der Abgrenzung der „Ancient woodlands“ von „recent woodlands“ nicht so sehr von „Zeigerarten“ aus, sondern legen den Schwerpunkt auf klarer abgrenzbare Daten. Sie nutzen alte Karten und Archivalien und definieren den Schnitt zwischen „Historisch alten Wäldern“ und „neuezeitlichen Wäldern“ deckungsgleich mit dem Zeitpunkt der frühesten, weitgehend flächendeckend erfolgten Landesvermessung. Damit wählen sie als Trennlinie den frühesten Zeitpunkt, an dem ein ehemaliger Landschafts-

zustand durch damals flächenhaft erhobene Daten (i.w. Karten) heute rekonstruierbar ist. So empfehlen *Peterken 1977* und *Watkins 1990* die Karten der ersten allgemeinen Landesaufnahme von 1600–1640 als Maßstab für ihre Beschreibung der britischen „Ancient woodlands“.

Für das Niedersächsische Flachland empfiehlt *Kelm 1994* die Kurhannoversche Landesaufnahme (erarbeitet: 1772 bis 1810) als Maßstab. Waldgebiete, die zu dem damaligen Zeitpunkt als alte Laubwaldgebiete dargestellt wurden und danach nicht entwaldet worden sind, gelten als „Historisch alte Waldgebiete“.

Je geringer der Waldanteil der Gesamtlandschaft, desto deutlicher manifestiert sich die Naturschutzbedeutung der „Historisch alten Waldgebiete“. So finden sich speziell in diesen Wäldern seltene hochspezialisierte Organismen mit schwach entwickelten Ausbreitungsmöglichkeiten. Diese Waldgebiete fungieren als Refugialstandorte für viele dieser wenig vagilen Organismen. *Peterken 1993* bemerkt, daß das Phänomen der Wald-Reliktarten (Gefäßpflanzen) in mitteleuropäischen Landschaften mit einem Waldanteil von mehr als 30 % offenbar nicht mehr so deutlich hervortritt, wie in Landschaften mit geringerem Waldanteil. So dürfte auch zu vermuten sein, daß das Phänomen „Historisch alter Wälder“ im (geringbewaldeten) nordwestdeutschen Flachland stärker hervortritt als z. B. im Bergland.

Ein weiterer Naturschutzaspekt „Historisch alter Wälder“ ist in der Tatsache zu sehen, daß sich in diesen Gebieten die (relativ) geringst veränderten Böden des europäischen Flachlandes befinden (vgl. *Ball und Stevens 1981*). Zusammenfassend läßt sich die Bedeutung der „Historisch alten Wälder“ für den Naturschutz folgendermaßen darstellen. Es sind:

1. Gebiete mit häufig sehr lange wäherender Habitatkontinuität.
2. Gebiete mit den (relativ) ungestörtesten Böden unserer Kulturlandschaft.
3. Lebensstätten von Arten mit häufig eng begrenzten Verbreitungsarealen („rare localised species“).
4. Lebensräume von Arten mit schwachem Ausbreitungsvermögen („slow colonising species“).

5. Lebensräume von (seltenen) Arten mit Bindung an traditionell totholzreiche Wälder.

6. Gebiete mit Reliktpopulationen für eine eventuelle spätere Rückbesiedlung der Umgebung.

7. Fixpunkte für vergleichende Studien über Wirkung verschiedener Umwelteinflüsse auf Wälder und Böden.

2. Historisch alte Wälder – ihre Bedeutung in Konzepten des Naturschutzes

Da es schwierig ist, für das Anliegen des Naturschutzes eine ausreichend präzise und allgemein anerkannte Zielsetzung zu formulieren (Plachter 1991, 1992, Ellenberg, Herm. 1992, Ziemen 1985), ist es nicht weiter verwunderlich, daß auch für den Wald häufig widerstreitende Naturschutzziele formuliert werden (Waldenspuhl 1991, Sturm 1989). So besteht denn auch kein Mangel an naturschutzbezogenen Forderungen. Im Gegenteil: Es gibt deren so viele, daß sie häufig in Konkurrenz zueinander treten – je mehr engagierte Bestrebungen zum Schutz, desto kontroverser die Auseinandersetzungen um das „richtige“ Handeln auf stets allzu begrenzter Fläche.

Aber: Nur aus klaren, in sich widerspruchsfreien Zieldefinitionen lassen sich klare, handlungsorientierte Konzepte entwickeln. Deshalb wird im folgenden auch der konzeptionelle Hintergrund zu „Historisch alten Wäldern“ ausgeleuchtet und in bezug zu derzeit üblichen Naturschutzkonzepten gesetzt. Letztere orientieren sich bei genauerem Hinsehen auch heute noch an „Roten Listen“ der für gefährdet gehaltenen Pflanzen- und Tierarten. Mittlerweile wurden zusätzlich in ähnlicher Weise „Rote Listen von Biotopen“ entwickelt (C.E.C. 1991, Rieken und Blab 1989, Drachenfels und Mey 1990), die nun zum Gegenstand der Schutzbemühungen werden. Wo aber liegen die Grenzen und Schwachstellen eines solchen Vorgehens? Kann das im folgenden näher zu beschreibende Konzept „Historisch alter Wälder“ einen neuen Ansatz ermöglichen?

2.1. Grundlagen eines Konzeptes zum Schutz „Historisch alter Wälder“

Das Thema Natur- und Kulturgeschichte von Lebensräumen spielt im Naturschutz zur Zeit nur eine untergeordnete Rolle. Bei der Betrachtung des Alters der „Historisch alten Wälder“ kommt der bisher unberücksichtigte Naturschutzaspekt der Traditionsabhängigkeit von Lebensräumen zum Tragen. Grundlage für eine Systematisierung dieses Parameters könnten die Überlegungen und Erfahrungen sein, die zur Formulierung des 3. Biozönotischen Grundprinzips geführt haben (Franz 1952/53, Thienemann 1954): „Je kontinuierlicher sich die Milieubedingungen an einem Standort entwickelt haben, je länger er gleichartige Umweltbedingungen aufgewiesen hat, um so artenreicher ist seine Lebensgemeinschaft, um so ausgeglichener und stabiler ist sie.“

Die systematische Berücksichtigung des Alters von Lebensgemeinschaften bei der praktischen Naturschutzarbeit ist dabei nicht nur für Wälder bedeutsam. Auch für Moore (Haaren 1988), Seen (Müller 1980; Haaren 1988), Hecken (Zwölfer et. al. 1981), Magerrasen (AG Artenschutzprogramm Berlin 1984) sind ähnliche Abhängigkeiten aufgezeigt worden. Für die Praxis der Naturschutzkartierungen heißt dies: Durch den Parameter „Alter“ könnte die individuell entstandene Naturlandschaft, die Geschichte des Einzelobjektes indirekt berücksichtigt werden.

Grundlage für diese Überlegungen ist die Erkenntnis, daß sich die Möglichkeiten einer zukünftigen (Lebensraum-) Entwicklung immer aus den Zuständen nährt, die die Vergangenheit geschaffen hat. So trivial diese Aussage auch klingt: Diese Tatsache findet im Naturschutz nur selten eine der Bedeutung entsprechende Berücksichtigung.

Das in der Vergangenheit Entwickelte ist in seiner Ausprägung Grundsubstanz/Ausgangsszenario für zukünftige Möglichkeiten. In diesem Sinne gehen alle Naturprozesse nur in eine Richtung: von der (faktischen/abgeschlossenen) Vergangenheit in eine (noch offene) Zukunft. Natürliche Prozesse sind somit irreversible Prozesse, die sich jedesmal unter anderen Rahmen- und veränderten inneren Bedingungen der Systeme abspielen. Im

Sinne dieses Zeitverständnisses kann es keine Reversibilität im absoluten Sinne geben. Es gibt keine absolute Wiederherstellbarkeit von Naturzuständen in der Realität des Naturgeschehens. Natur ist das „immer wieder Neues Hervorbringende“. „Jedes ökologische System ist ein Unikat und als solches nicht wiederholbar“, Remmert 1989. Die „Nicht-wieder-Herstellbarkeit“ „Historisch alter Wälder“ läßt sich unter dem Aspekt ihrer Schutzbedürftigkeit folgendermaßen formulieren: Wir können nur die letzten Reste der über Jahrhunderte geringst beeinflussten Wälder schützen – denn wir haben keine Möglichkeiten, einfach neue herzustellen.

In der Konsequenz dieser Tatsache ist Naturschutz dazu aufgefordert, die Entwicklungsfähigkeit von Naturscheinungen zu schützen. Damit muß der Schutz von natürlichen Prozessen in den Vordergrund einer eindeutig orientierten Naturschutz-Zielsetzung treten, wie Remmert bereits 1988 gefordert hat. Für den Wald-Naturschutz hat Sturm 1993 ein Konzept zur Berücksichtigung der Selbst-Entwicklungsfähigkeit von Wäldern entworfen, in dem er den Schutz ökologischer Prozesse als Hauptziel für einen ökologisch orientierten Naturschutz in Wäldern darstellt. Sturm 1993: „Naturschutz als Prozeßschutz (...) bedeutet, daß primär nicht Zustände, sondern Entwicklungsbedingungen zu schützen sind.“ Ökologisch orientiertes Naturschutzmanagement darf nicht nur einer anderen Art von Zerstörung des Ökosystems Vor-schub leisten. Seine Aufgabe ist es, die Waldökosysteme angepaßt weiterzuentwickeln. Diese angepaßte Weiterentwicklung muß zwangsläufig danach fragen, was denn bisher zum Entstehen des Objektes beigetragen, welche Einflüsse es in den jetzigen Zustand versetzt haben. Es ist die Frage nach der Geschichte der Objekte. Naturschutz in diesem Sinne sollte die Rahmenbedingungen für Anpassung und weitere Evolution möglichst vieler Arten in möglichst naturnahen Ökosystemen zu erhalten suchen. Die Maßnahmen dazu sollten weniger revolutionär als viel eher evolutionär geprägt sein.

2.2. Handlungsziele für den Schutz „Historisch alter Wälder“

Als Hauptziel für den Schutz „Historisch alter Wälder“ läßt sich aus dem vorher Genannten der „Schutz der ökologischen Prozesse“ festlegen. Dabei sind jene Entwicklungsbedingungen (z.B. auch Störungsarten, Störungshäufigkeiten, Ausbreitungsbedingungen von Populationen etc.) zu berücksichtigen, die in der Vergangenheit bei der Entstehung dieser Wälder eine Rolle gespielt haben. Unter den heute veränderten Rahmenbedingungen (Hypertrophierung, Immissionen, Bodenversauerung etc.) sollten vornehmlich aus der Entwicklungsgeschichte des Gebietes abgeleitete Nutzungsweisen bzw. Pflegekonzepte entwickelt werden.

Für die operationalen Zielsetzungen in „Historisch alten Wäldern“ lassen sich drei Zielkonzepte unterscheiden. Jede dieser drei Konzeptionen ist mit unterschiedlichen Schwerpunkten einzusetzen und hat ihre spezifischen Stärken und Schwächen (siehe Abb. 1).

Für die konkrete, handlungsorientierte Zielsetzung ist am Einzelobjekt eine Kombination aus den drei Zielkonzepten nötig, um der jeweils sehr individuellen Naturausstattung dieser Gebiete gerecht werden zu können.

2.3. Bisherige Naturschutzansätze – Notwendigkeiten und Grenzen von Modellen

Seit Beginn der systematischen Landschaftskartierungen sind pragmatisch anwendbare Kartierschlüssel entwickelt worden. Sie sind für die praktische Naturschutzarbeit von besonderer Bedeutung. Ausgehend von der Kartierung seltener Arten, wurden im Laufe der Zeit auch besonders ausgewählte, für gefährdet gehaltene Biotope zum Gegenstand von Erfassungen und Schutzbemühungen.

Um methodologisch vergleichbare, von den subjektiven Einschätzungen unterschiedlicher Bearbeiter weitgehend unbeeinflusste Ergebnisse zu erhalten, ist es notwendig, standardisierte Kataloge von Kartiereinheiten zu entwickeln. Ihre Gliederungssystematiken werden aufgrund praktischer Überlegungen erstellt. Die Typisierung der Einheiten wird an vor Ort leicht sichtbaren Parametern orientiert. Dabei nutzt

Zielkonzept	Handlungen	Probleme
a) Natürliche Entwicklung	"Nichts tun"	Welche Art der Natürlichkeit wird erwartet: Frühere oder künftige natürliche Waldgesellschaft, - oder Schutz natürlicher Prozesse ?
b) Traditionelle Behandlung	"Mache das, was in der Vergangenheit gemacht worden ist"	Viele früher wirksame Umweltbedingungen haben sich verändert Es gibt keinen Markt für die traditionellen (Holz)-produkte aus "Historisch alten Wäldern"
c) Gestaltende Behandlung	"Mache das, was einzelne Arten/ Populationen/ Biotope nötig haben"	Naturschutzinterne Konflikte: Förderung welcher Spezies; - auf Kosten anderer, in ihrer Ökologie völlig unzureichend bekannter Arten? Generell: Fehlende Kenntnisse

Abb. 1.

man die z. T. vorhandenen Gliederungssystematiken deskriptiv arbeitender biologischer Disziplinen. Um im Rahmen überschaubarer Zeiträume einheitliche Aussagen zu bekommen, werden die Biotoptypen/Vegetationseinheiten definitorisch – und damit als statisch – festgelegt. Beide Aspekte führten von Anfang an zu einer relativ einseitigen Orientierung an pflanzensoziologischen Vegetationsgliederungen (BFANL 1986, Rieken und Blab 1989).

Den bis jetzt entwickelten „Biotop-Verzeichnissen“ fehlt es allerdings an der grundsätzlichen Auseinandersetzung mit den Grenzen der zugrunde gelegten deskriptiven Methodik. Diese Auseinandersetzung findet z.B. in der klassischen Pflanzensoziologie zwar statt (vgl. Literatur bei Trepl 1987), stößt aber offenbar auf wenig Interesse bei einem Großteil der naturschutzorientierten Anwender.

Die Erarbeitung von Standards für die Beschreibung von „Biotopen“/ „Gesellschaften“ erfolgt zumeist nach ähnlichem Muster. „Typische Gesellschaften“ oder „Biotope“/ „Biozöosen“ werden aufgrund von Ähnlichkeiten der aktuellen Artenzusammensetzung (oder auch des Standortes oder der Physiognomie) durch Abgrenzung mittels dominanter, charakteristischer oder differenzierender Arten geordnet. Die daraus abgeleiteten Abgrenzungen zwischen verschiedenen Typen bieten dabei keine Gewähr dafür, daß gerade diese Grenzen funktional Zusammengehöriges trennen (Walter und Breckle 1983). Es wird dabei auch außer acht gelassen, daß Bestände im allgemeinen weder in der Zeit noch im Raum eine „objektiv“ definierbare

Grenze haben (vgl. auch Trepl 1987).

Soweit diese Typenbildungen rein pragmatische Begriffsbegrenzungen wiedergeben, mögen sie toleriert sein. Leider entwickeln sie jedoch meist eine Eigendynamik und täuschen im Ökosystem nicht wirklich vorhandene Gemeinschaften vor. So wird z.B. in der praktischen Naturschutzplanung die Verwirklichung dieser abstrakten Typen häufig zum Ziel von Pflege- oder Ersatzmaßnahmen (LK-Osnabrück 1992). Bei diesem Vorgehen setzt man fälschlicherweise voraus, daß die Natur ein konkretes Ziel hätte. Daß sie an jedem Ort und zu jeder Zeit unsere Idealtypen mit dem „vollständigen“ oder eben „typischen“ Arteninventar entstehen ließe. Dabei setzt man stets gleiche Umweltbedingungen voraus. Aber gerade in dieser Voraussetzung liegt der Fehlschluß: Umweltbedingungen wirken in der Realität unserer Landschaften nie in gleicher bzw. wiederholbarer Kombination oder Intensität. Sie wirken in einer grundsätzlich unvorhersagbaren, zufallsbeeinflussten und nicht wiederholbaren Art und Weise. Die definitorische Festlegung eines „Biotopes“ wird dieser natürlichen Dynamik von Ökosystemen nicht gerecht. Die definierten Biotoptypen sind gedankliche Modellvorstellungen. Den innerhalb dieses Modells konstruierten „Biotopen“ kommt keine Realität zu. Es handelt sich um ausschließlich abstrakte Begrifflichkeiten.

Die „Biotope“ sind genauso wenig das vorweggenommene Ergebnis einer tatsächlich ablaufenden Sukzession. Ein realer Sukzessionsablauf in einer dynamisch-lebendigen Landschaft wird nicht diese kognitiv konstruierten, abstrakten „Biotope“ verwirklichen. Suk-

zession in einer Landschaftsrealität entwickelt sich aus dem Vorhandenen, und zwar ohne vorhersagbare Zielzustände. Und auch unabhängig davon, ob wir Ausgangssituation und Ergebnis für „naturnah“ oder „naturfern“ halten würden.

Als Konsequenz aus dem Gesagten lassen sich folgende Aspekte herausstellen:

■ Verzeichnisse/Kataloge von Biotopen können der Standardisierung des Vorgehens bei naturschutzbezogenen Landschaftskartierungen dienen. Sie vermögen dabei aber nur pragmatisch begründbare Begrenzungen festzulegen. Aussagen über die ökologische Funktionalität konkreter Landschaftselemente oder ihre ökologisch begründbare Bewertung sind nicht möglich.

■ „Biotoptypen“ sind reine kognitiv konstruierte Abstraktionen, die in der unendlichen Vielfalt der Naturerscheinungen eine Orientierung für die praktische Naturschutzarbeit ermöglichen sollen. Die „Entstehung“ gerade dieser „Biotoptypen“ ist eben keine in der Natur vorhandene Realität.

■ Allgemeine, überregionale Typenbeschreibungen können kaum als Zielvorgaben für konkrete Handlungen in Naturobjekten dienen (z. B. in bezug auf die Schaffung von „Vollständigkeit“ der Arten eines Biotopes), da sie die grundsätzlich individuellen Muster der in der Realität vorhandenen Naturerscheinungen unberücksichtigt lassen (müssen).

■ Strenggenommen ist in der Typenbildung kein Zeitbezug vorhanden, der die in der Realität ablaufenden zufallsbeeinflussten Naturprozesse mit abzubilden vermag. Damit bleibt zu bemerken, daß all diese Gliederungskonzepte die Ergebnisse der einzelobjektbezogenen (individuellen, zufallsbeeinflussten) Entstehungsgeschichte a priori ausschließen.

¹ Empfehlungen sind politische Erklärungen mit schwachem rechtsverbindlichen Charakter. Es bleibt den Mitgliedstaaten überlassen, die aufgeführten Ziele zu verfolgen.

² Richtlinien haben rechtliche Verbindlichkeit in allen Mitgliedstaaten hinsichtlich der in ihnen festgelegten Ziele. Die Wahl der Form und Mittel zu ihrer Umsetzung ist Sache des jeweiligen Mitgliedstaates.

Während der vielfach noch dominierende „Biotoptypen“-Ansatz danach fragt, inwieweit ein Wald abstrakten Typenbeschreibungen ähnelt, greift die Fragestellung der „Historisch alten Wälder“ am gleichen Objekt den diametral entgegengesetzten Punkt auf: Inwieweit ist dieser Wald in seiner Individualität kenntlich? Das Konzept „Historisch Alter Wälder“ kann hier einen gewichtigen Akzent in der Diskussion um Naturschutzziele setzen, da seine Anwendung zwangsläufig in die Auseinandersetzung mit der individuellen Objektgeschichte führt.

3. Erfassung und Schutz der „Historisch alten Wälder“

Seit 1987 gibt es Bemühungen auf europäischer Ebene, der Bedeutung der „Historisch alten Wälder“ für das gemeinschaftliche Naturerbe mehr Gewicht zu verleihen (EG-Ministerrat 1988a, 1988b). Dazu dienten u. a. auch die von der EG-Kommission in Auftrag gegebenen Gutachten von Heiss 1987 und Speight 1989. Allerdings hat außer England bisher keiner der anderen europäischen Mitgliedstaaten konkrete Erfassungs- bzw. Schutzprogramme für „Historisch alte Wälder“ durchgeführt (Peterken 1993). So gibt es auch in Deutschland derzeit keine Rechtskategorie, die „Historisch alte Wälder“ als solche schützt. Weder das Naturschutzrecht noch die Wald- und Forstgesetzgebungen nehmen auf ihre Schutzbedürftigkeit Bezug. Zwar gibt es in der Gesetzesanwendung (z. B. Naturschutzgebietsverordnungen nach Naturschutzrecht, Bannwaldausweisung nach Landeswaldgesetz in einigen Bundesländern) unter den dort ausgewählten Gebieten immer wieder einmal auch „Historisch alte Wälder“. Insgesamt aber ist hier nur ein kleiner Ausschnitt „Historisch alter Wälder“ – und zudem völlig unsystematisch – geschützt.

3.1. Erfassung und Schutz der „Historisch alten Wälder“ auf europäischer Ebene

Im Jahre 1988 ergingen vom EG-Ministerrat zwei Empfehlungen¹ mit deutlichem Bezug zu „Historisch alten Wäldern“:

a) Die Empfehlung des EG-Ministerrates: „Recommendation No. (88)

11 of the Committee Of Ministers To Member States on Ancient natural and semi-natural Woodlands“ in der amtlichen, deutschen Fassung als „Empfehlung ... über alte natürliche, bzw. in einem naturnahen Zustand befindliche Wälder“ übersetzt.

b) Die Empfehlung des EG-Ministerrates: „Recommendation No. (88) 10 of the Committee Of Ministers To Member States on the protection of saproxylic organisms and their biotopes“ die als „Empfehlung ... zum Schutz saproxylicher Organismen und ihrer Lebensräume“ in Deutschland veröffentlicht wurde.

Daß beide Empfehlungen kaum Berücksichtigung in den deutschen Naturschutzbemühungen fanden, liegt hauptsächlich an der allgemein unübersichtlichen Informationsstruktur zwischen den EU-Organen und den Mitgliedstaaten. Zum Teil mag auch die etwas mißverständliche deutsche Übersetzung der englischsprachigen Urfassung beider Dokumente eine Rolle gespielt haben. In beiden Texten ist der Begriff „Ancient ... woodlands“ als „alte ... Wälder“ übersetzt. Nur allzu leicht wird so der Eindruck vermittelt, es ginge um den Schutz von unberührten Urwäldern oder um den Schutz von Altholzbeständen. Der eigentliche Begriffsinhalt der „Ancient Woodlands“ fand jedenfalls keine geeignete Entsprechung in den amtlichen Übersetzungen.

Obwohl beide Empfehlungen mit ungewöhnlich klaren Forderungen zum Schutz „Historisch alter Wälder“ abschließen, sind ihre Anliegen nicht in anderen, wesentlich verbindlicheren Naturschutzregelungen der Gemeinschaft aufgegriffen worden.

Die bedeutendste Naturschutz-Richtlinie² der EG seit Inkrafttreten der „Vogelschutz-Richtlinie“ vom 02. 04. 79 ist die „Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume, sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen“ vom 21. 05. 1992 (auch „FFH-Richtlinie“ – von Flora-Fauna-Habitat). Leider nimmt diese Richtlinie (noch) keinen Bezug auf die „Historisch alten Wälder“.

Nach der FFH-Richtlinie sind in allen Mitgliedstaaten bestimmte Lebensraumtypen, Tier- und Pflanzenarten als Teil des Naturerbes der Union zu bewahren. In den Anhängen I–V der Richtlinie sind diese Lebensraumtypen

und Arten jeweils aufgelistet, wobei auch Regelungen zum Artenschutz (Handel und Inverkehrbringen bestimmter Arten etc.) enthalten sind. Ziel der FFH-Richtlinie ist es u. a., ein kohärentes Schutzgebietssystem „Natura 2000“ zu entwickeln. Damit sollen die derzeit ca. 12 unterschiedlichen Schutzgebietskategorien der EG gebündelt und übersichtlicher gestaltet werden.

Der in unserem Zusammenhang interessierende Anhang I FFH-Richtlinie: „Natürliche Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen“ führt unter dem Kapitel „Wälder“ Waldtypen an, die vornehmlich nach geographisch-pflanzensoziologischen Gesichtspunkten gegliedert sind (siehe Abb. 2).

In dieser Aufstellung blieben die „Historisch alten Wälder“ trotz der Empfehlungen des EU-Ministerrates von 1988 bisher unberücksichtigt. Zur Zeit wird allerdings schon an einer Neufassung der Anhänge gearbeitet. Ein Änderungsentwurf von deutscher Seite sieht z. B. den Hinweis auf die Bedeutung „Historisch alter Wälder“ in der Präambel zum Artikel „Wälder“ des Anhang I FFH-Richtlinie 1992 vor (BfN 1993). Dies hätte den Nachteil, daß immer noch der Übereinstimmungsgrad von Wäldern mit theoretischen „Biotoptypen“ vorrangig für eine Schutzbedürftigkeit wäre. Das Faktum „Historisch alter Wald“ wäre in einer Präambel lediglich ein Kriterium unter vielen. Dies würde aber der besonderen Bedeutung des Phänomens nicht gerecht.

Geeigneter erscheint es, eine eigene Kategorie „Historisch alter Wald“ als sog. „prioritäres Habitat“ in einen neuen Anhang I der FFH-Richtlinie einzufügen. Damit basiert die Einschätzung eines Waldes als „Historisch alter Wald“ allein auf dem Aspekt Habitattradition und ist völlig unabhängig davon, ob die aktuelle Vegetationszusammensetzung mit den theoretischen „Biotoptypen“ übereinstimmt. So wäre gewährleistet, daß jeder „Historisch alte Wald“ durch die FFH-Richtlinie in seiner Bedeutung für das europäische Naturerbe und entsprechend der EG-Ministerrats-Empfehlungen von 1988 geschützt wäre.

Um einen möglichst weitreichenden Schutz der „Historisch alten Wälder“ zu entwickeln, sollten auch die Möglich-

Auswahl aus Anhang I der FFH-Richtlinie der EU vom 21.05.1992: "Natürliche Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen:"

"Wälder des gemäßigten Europa"

Präambel: "Naturnahe und natürliche Wälder mit einheimischen Arten im Hochwaldsadium einschließlich Mittelwald mit typischem Unterholz, die den Nachstehenden Kriterien entsprechen:

- Selten oder
- Restbestände und / oder
- Vorkommen von Arten von gemeinschaftlichem Interesse

(Code *)

(Auswahl einiger Wald-Habitattypen)

41.11	Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)
41.13	Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum)
41.16	Orchideen-Buchenwald (Cephalanthero-Fagetum)
41.24	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (Stellario-Carpinetum)
41.4	Schlucht- und Hangmischwälder (Tilio-Acerion)
41.51	Alte bodensaure Eichenwälder mit Quercus robur auf Sandebenen
44.A1- 44.A4	Moorwälder
44.3	Restbestände von Erlen- und Eschenwäldern an Fließgewässern (Alnion glutinoso-incanac)
44.4	Eichen-, Ulmen-, Eschen-Mischwälder am Ufer großer Flüsse

Montane und subalpine Nadelwälder

42.21 bis 42.23 Bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea)

*Code : Die hierarchische Einstufung der Lebensräume im Rahmen des Programms CORINE (CORINE BIOTOPE : Entscheidung 85/ 338/ EWG des Rates vom 27. Juni 1985) stellt für diesen Anhang der FFH-Richtlinie die Bezugsgrundlage dar. Die meisten genannten natürlichen Lebensraumtypen sind vom entsprechenden CORINE-Code begleitet, der im "Technical handbook, Band 1, Seiten 73 -109, CORINE/ BIOTOPE/ 89/ 2.2, 19th May 1988, partially updated, February 14, 1989", aufgeführt ist. (CORINE = Coordination de l'Information de l'environnement)

Abb. 2.

keiten einer Europäischen Forstpolitik berücksichtigt werden. Eine gemeinschaftliche Forstpolitik ist auf EG-Ebene zur Zeit zwar nicht erkennbar (Volz 1993). Dennoch gibt es einige z. T. unabhängig voneinander entstandene Regelungen für die europäischen Wälder, die auch für die Erhaltung der „Historisch alten Wälder“ Bedeutung erlangen können. So fand die 1. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa 1991 in Straßburg statt. Dort wurden sechs Resolutionen verfaßt – u. a. zur „Einrichtung eines europäischen Netzes von Dauerbeobachtungsflächen im Ökosystem Wald“, zur „Erhaltung der genetischen Ressourcen des Waldes“ und zu einem „Europäischen Forschungsnetz über Waldökosysteme“. Die Nachfolge-Konferenz 1993 in Helsinki schloß mit weiteren Resolutionen ab. Die bedeutsamsten für eine Strategie zur Erhaltung „Historisch alter Wälder“ sind die „Allgemeinen Richtlinien für die Erhaltung der Biodiversität der Wälder Europas“ und die sog. „H1“-Resolution: „Allgemeine Richtlinien zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Wälder Europas“. Wenngleich die Inhalte der Resolutionen allgemein gehalten sind, so setzt besonders die zu-

letzt genannte „H1“-Resolution neue Akzente. Die Erhaltung der biologischen Vielfalt, der Produktivität, der Regenerationsfähigkeit und der Vitalität werden dort als gleichrangige Ziele für die Bewirtschaftung der Wälder Europas genannt.

Weitere Möglichkeiten könnten sich aus der gezielten (Um-)Lenkung von strukturpolitischen und forstwirtschaftlichen Fördermitteln aus der EG für die Erhaltung „Historisch alter Wälder“ ergeben (siehe auch Bader und May 1993).

3.2. Gesetzlicher Schutz für „Historisch alte Wälder“ in Deutschland?

Weder die Naturschutzgesetze noch die Waldgesetzgebung Deutschlands nehmen Bezug auf die Schutzbedürftigkeit „Historisch alter Wälder“. Nach Landesrecht gibt es die Möglichkeit, „Historisch alte Wälder“ nach Naturschutzgesetz als Naturschutzgebiete auszuweisen. Der tatsächliche Schutzzweck zielt aber zumeist auf den Schutz von besonderen Arten und/oder Lebensräumen (seltene Waldgesellschaften, Hude- oder Mittelwälder etc.). So wird im

Inhalt konkreter Schutzgebietsverordnungen bis jetzt auch nicht auf den besonderen Schutzzweck „Historisch alter Wald“ Bezug genommen. Eine weitere naturschutzgesetzliche Möglichkeit bestünde durch die Aufnahme einer Kategorie „Historisch alter Wälder“ in § 20c BNatSchG bzw. in die entsprechenden der nach Landesrecht „Besonders geschützten Biotope“.

Nach Bundes-Waldgesetz gibt es grundsätzlich die Möglichkeit, Schutzwälder auszuweisen (§ 12 BWaldG). Doch ist diese Rahmenvorgabe in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich umgesetzt worden. Während es in Süddeutschland historisch bedingt eine längere Tradition im Bereich der Schutzwaldausweisung unter Naturschutzgesichtspunkten gibt (z.B. die „Bannwälder“ Baden-Württembergs), ist dieses Instrument in Norddeutschland kaum entwickelt. Damit die Forstwirtschaft eine glaubwürdigere Rolle für einen eigenständigen Naturschutzbeitrag übernehmen kann, sollte sie ihre rechtlichen Rahmenbedingungen gemeinsam mit dem Naturschutz zu modifizieren suchen. In spiegelbildlicher Analogie zur „Landwirtschaftsklausel“ des Naturschutzrechtes könnte eine „Naturschutzklausel“ im Waldgesetz einer naturschutzorientierten Forstwirtschaft zu mehr gesellschaftspolitischer Glaubwürdigkeit verhelfen. Eine solche Regelung ermöglicht zugleich einen gesellschaftlich legitimierten Beitrag der Forstwirtschaft zu mehr Naturschutzqualität im Rahmen einer nachhaltigen Natur-Nutzung. Ein forstseitig initiiertes Programm zum Schutz „Historisch alter Wälder“ wäre in besonderer Weise geeignet, einen eigenständigen Beitrag zum Naturschutz zu liefern. Erste Ansätze für eine solche Entwicklung finden sich in Niedersachsen („Programm zur langfristigen Ökologischen Wald-Entwicklung“ NDS-ML 1992) und Nordrhein-Westfalen („Waldwirtschaft 2000“ bzw. „Buchenwaldkonzept NRW“ NRW-MURL 1990).

3.3. Schutz „Historisch alter Wälder“ durch Naturwaldreservate

Andere Programme, die für den Schutz der „Historisch alten Wälder“ heute schon einen Beitrag zu leisten vermögen, sind die im ersten europäischen

Naturschutzjahr 1970 begonnenen Ausweisungen von Naturwaldreservaten. Das Ziel dieser Programme ist die Entwicklung eines bundesweiten, repräsentativen Systems von Naturwaldreservaten. In diesen Naturwaldreservaten sind jegliche Nutzungen, aber auch Pflegeeingriffe ausgeschlossen, denn diese Gebiete dienen als Referenzflächen für den Urwald von morgen. Während die Koordination der Auswahl durch das Bundesamt für Naturschutz – BfN – übernommen wurde, beteiligten sich vor allem auch die Länder-Forstverwaltungen an diesem Programm. Schließlich wurde 1988 auf Beschluß der Waldbaureferenten des Bundes und der Länder sowie des Ständigen Ausschusses der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung die Projektgruppe „Naturwaldreservate“ gegründet.

Die Auswahl der Gebiete war prioritär an natürlichen Waldgesellschaften und an einer räumlich ausgewogenen Verteilung der Reservate auf Ebene der forstlichen Wuchsbezirke orientiert. In den neuen „Empfehlungen für die Einrichtung und Betreuung von Naturwaldreservaten in Deutschland“ (Projektgruppe Naturwaldreservate 1993) wird die Berücksichtigung möglichst wenig veränderter „alter Waldstandorte“ bei der Auswahl geeigneter Gebiete empfohlen. Damit wird zwar der Aspekt „Historisch alter Wald“ zu einem Teil berücksichtigt, aber ein systematischer Schutz wird damit nicht erreicht.

Ein eigenständiges bundesweites Programm für die Erhaltung und den Schutz „Historisch alter Wälder“ erübrigt sich damit nicht.

3.4. Erfassung „Historisch alter Wälder“ durch Biotopkartierungen

Seit Mitte der 70er Jahre werden in der Bundesrepublik Biotopkartierungen durchgeführt. Es handelt sich um beschreibende Elemente des Biotop-schutzes, die einen Überblick über den Zustand und die Verteilung von Biotopen ermöglichen. Nach objektbezogenen Schwerpunkten lassen sich Biotopkartierungen in der freien Landschaft von Waldbiotopkartierungen in waldbetonten Gebieten unterscheiden. Während die Biotopkartierungen der freien Landschaft sich als Instrument der Naturschutz-Fachbehörden entwick-

kelt haben (Drachenfels und Mey 1988, Eder et. al. 1988, Rieken und Blab 1989), sind die Waldbiotopkartierungen in einzelnen Bundesländern von den forstlichen Fachbehörden (Hanstein und Sturm 1986) bzw. durch forstliche Institute (Ammer und Utschik 1982) entwickelt und auch durchgeführt worden (Waldenspuhl 1990).

„Historisch alte Wälder“ werden von den Biotopkartierungen der freien Landschaft in keinem der derzeitigen Verfahren systematisch erfaßt. Um eine solche Erfassung „Historisch alter Wälder“ zu ermöglichen, müßten die Biotoptypen-Schemata verändert werden und z. B. bei den Waldtypen das Alter des betreffenden Waldgebietes mit angegeben werden. Zur Vereinfachung kann man sich auf festzulegende Fixdaten beziehen. Für Niedersachsen z. B. auf „Waldgebiete, die vor 1780 schon bewaldet waren“ und „Waldgebiete, die erst nach 1780 aufgeforstet worden sind“ (vgl. Kelm 1994, in diesem Heft). Diese Untergliederung wird im Rahmen der forstlichen Waldbiotopkartierung Niedersachsens (Kastl et. al. 1986) unter dem Kartierkriterium „Naturnähe des Standortes“ seit 1985 eingesetzt. Damit verfügt die Waldbiotopkartierung Niedersachsens zwar schon über umfangreiche Datenbestände in bezug auf niedersächsische „Historisch alte Wälder“ – doch bleiben die Privat-, Kommunal- und Körperschaftswälder hierbei bisher völlig unberücksichtigt. Der auf Bundesebene organisierte „Arbeitskreis forstliche Landespflege in der Länderarbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“ bearbeitet das Thema „Waldbiotopkartierungen – Verfahren und Standards“ seit 1990. Dieser Arbeitskreis empfiehlt die systematische Erfassung der „Historisch alten Wälder“ für die Bundesländer im Rahmen von Waldbiotopkartierungen. Die Waldbiotopkartierungen sind – was die Erfassung der „Historisch alten Wälder“ angeht – die derzeit ausgereiftesten Verfahren. Da trotz des flächendeckenden Anspruches mancher forstlicher Waldbiotopkartierung lediglich nur Teile der Gesamtlandschaft und teilweise auch nur einzelne Waldbesitzarten (in Niedersachsen z. B. fast ausschließlich Landeswaldflächen) erfaßt werden, ist es erforderlich, auch die Biotopkartierung der freien Landschaft durch die Naturschutz-Fachbehörden auf Bundes- und Länderebene

um eine Erfassung „Historisch alter Wälder“ zu ergänzen.

3.5. Behandlung „Historisch alter Wälder“

Handlungsziel in „Historisch alten Wäldern“ ist die Erhaltung der Habitatkontinuität (bzw. eine Wiederanknüpfung daran). Im wesentlichen geht es dabei um die Gewährleistung der Kontinuität historisch gewachsener Baumartenzusammensetzungen, des (beeinflussbaren) historischen Störungsregimes (Historische Wald-Nutzungsformen und -intensitäten) bzw. ihrer Wirkungen auf das räumlich-funktionale Gefüge in „Historisch alten Wäldern“. Kontinuität der Baumartenzusammensetzung ist zumeist auch durch naturnahe Waldgesellschaften (= einer potentiell natürlichen Waldgesellschaft entsprechend) geprägt, deren Vorkommen im niedersächsischen Flachland fast ausschließlich in „Historisch alten Wäldern“ zu finden sind (vergl. *Kelm und Wulf* 1994, in diesem Heft).

Ein generelles Einstellen der Bewirtschaftung ist zur Erhaltung dieser Wälder nur in Ausnahmefällen sinnvoll. Die notwendigen Behandlungen müssen allerdings der besonderen Eigenart der Gebiete angepaßt erfolgen. Solche Orientierung schließt in jedem Falle in „Historisch alten Wäldern“ aus:

- Bodenbearbeitungen, Entwässerungen und sonstige Eingriffe in den Boden, die die Bodenlagerungsverhältnisse verändern.
- Eine Einbringung / Duldung von Baumarten, die in dem betreffenden Wuchsgebiet seit weniger als 400 Jahren vorkommen („allochthone Arten“ bzw. „Neophyten“ i. S. v. *Sukopp und Korneck* 1988).

Die in diesem Rahmen erfolgende forstliche Nutzung muß boden- und bestandesschonend erfolgen und auf Vorkommen seltener Arten, natürlicher Strukturvielfalt u. ä. Rücksicht nehmen. Weitergehende wirtschaftliche Einschränkungen können erforderlich sein, wenn z. B. das betreffende Gebiet gleichzeitig eine hohe Habitattradition für totholzwohnende Organismen aufweist. Hier sollte die forstliche Planung z. B. auch eine Kontrolle der Nachhaltigkeit von Totholzsubstraten, ihrer räumlichen Verteilung und zeitlich be-

dingten Verfügbarkeit gewährleisten können.

4. Zusammenfassung

Die Bedeutung „Historisch alter Wälder“ und des ökologischen Faktors „Zeit“ wird in bezug auf die Traditionsabhängigkeit konkreter Lebensräume erläutert. Es wird auf die Notwendigkeit hingewiesen, die zeitlich-räumliche Kontinuität von Lebensräumen bei naturschutzrelevanten Betrachtungen zu beachten. Die diesbezüglichen, methodologisch bedingten Beschränkungen bisheriger Biotoptypenbeschreibungen werden angesprochen. Konkrete Zielsetzungen für die Behandlung „Historisch alter Wälder“ werden vorgestellt. Darüber hinaus wird die Bedeutung der „Historisch alten Wälder“ für das europäische Naturerbe, ihr rechtlicher Status auf europäischer und nationaler Ebene dargestellt. Aus diesen Darstellungen werden Vorschläge zur Verbesserung des rechtlichen Schutzes und der Erfassung der „Historisch alten Wälder“ abgeleitet.

5. Literatur

- AG-Artenschutzprogramm Berlin* (Hrsg.), 1984: Grundlagen für das Artenschutzprogramm Berlin. – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 23.3 Bde. 1072 S.
- Ammer, Utschik*, 1982: Methodische Überlegungen für eine Biotopkartierung im Wald. – Forstwiss. Zentralbl. 101: 60–68.
- Bader, May*, 1992: EG und Naturschutz. – 194 S. Bonn.
- Ball, Stevens*, 1981: The role of „Ancient“ woodlands in conserving „undisturbed“ soils in Britain. – Biol. Conserv. 19: 163–176.
- BfN*, 1993: FFH-Richtlinie – Definitionsvorschläge und Ergänzungen zu Anhang I, II, IV u. V. – 2. Fassung (unveröff. Mskr. 120 S.).
- BFANL*, 1986: Rote Listen von Pflanzengesellschaften, Biotopen und Arten. – SchriftenR. f. Veg.-kde. 18: 166 S. Bonn-Bad Godesberg.
- Bohn, U.*, 1986: Konzept und Richtlinien zur Erarbeitung einer Roten Liste der Pflanzengesellschaften der Bundesrepublik Deutschland und West-Berlins. In: *BFANL* (Hrsg.): Rote Listen von Pflanzengesellschaften,

Biotopen und Arten. Schr.R. Veg.-kde. Heft 18: 41–48.

- C. E. C.*, 1991: CORINE – Biotopes Manual – Habitats of the European Community. – Publ. by the Commission Of The European Communities. – 244 S. Luxembourg.
- Dierschke, H.*, 1984: Natürlichkeitsgrade von Pflanzengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation Mitteleuropas. – Phytocoenologia 12 (2/3): 173–184.
- Dierschke, H.*, 1989: Natürlichkeitsgrade von Wäldern und Forsten. – NNA-Ber. 2/3: 149.
- Drachenfels, O. v., Mey, H.*, 1990: Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. – Nds. Landesverwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz. – 103 S. Hannover.
- Eder et al.*, 1988: Die Fortführung der Biotopkartierung in Bayern – Kartieranleitung. – 128 S.
- EG-Ministerrat*, 1988a: Recommendation Nr. R (88) 10: „On Ancient natural and seminatural woodlands“. – Abl. d. EG Nr. (88).
- EG-Ministerrat*, 1988b: Recommendation Nr. R (88) 11: „On the protection of saproxylic organisms and their biotopes“. – Abl. d. EG Nr. (88).
- EG-Ministerrat*, 1992: „Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen“. – Nr. (92) 43 EWG des Rates v. 21. 5. 1992. – Abl. d. EG Nr. L 206/7.
- Ellenberg, H.*, 1992: Naturschutz als konstruktiver Beitrag zur zukünftigen Landnutzung in Mitteleuropa. – NNA-Ber. 5/1: 4–8.
- EWG*, 1992: Richtlinie des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. – Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992, – A-Bl. d. EG Nr. L 206.
- Franz*, 1953/1953: Dauer und Wandel von Lebensgemeinschaften. – Schr. Ver. Verbr. naturwiss. Kenntn. Wien 93: 27–45.
- Haaren*, 1988: Über die Bedeutung von landschaftsökologischen-historischen Betrachtungen für die Naturschutzplanung. – Natur u. Landsch. 7/8: 299–303.
- Härdtle, W.*, 1989: Potentiell natürliche Vegetation – Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der To-

- pographischen Karte 1623 Owschlag. – Mitt. d. Geobot. Arb.-gem. in Schleswig-Holstein und Hamburg, 71 S. Kiel.
- Heiss, G., 1987: Inventory of natural (virgin) and ancient seminatural Woodlands within the Council's memberstates and Finland. – (unpubl.) Council of Europe, 462 S.
- Hermy, M., 1992: Compositional development of deciduous forests from non-forest precursors in northern Belgium: evidence from historical ecology. – In: Teller A., Mathy, P. and Jeffers, J. N. R. (ed.): Responses of forest ecosystems to environmental changes. – London/NewYork: 473–444.
- Kastl, B. et al., 1986: Naturschutzaufgaben in den niedersächsischen Landesforsten – Vorschläge zur Beschreibung der Wälder auf ökologischer Grundlage – Anregungen für den Schutz von Waldökosystemen. – Beitr. Naturkde. Nieders. 39: 60–100.
- Kelm, H. J., 1994: Dokumentation der Waldgeschichte Nordwest-Deutschlands anhand alter Karten. – Beitrag in diesem Heft.
- Kelm, H. J., Wulf, M., 1994: Die Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe- Weser-Dreieck. – Beitrag in diesem Heft.
- LK-Osnabrück, 1992: Kompensationsmodell – Zur Vorbereitung und Umsetzung der Eingriffsregelung gem. NNatG im Rahmen der Bauleitplanung. – 21 S. Landkreis Osnabrück.
- Müller, P., 1980: Biogeographie. – 566 S. Stuttgart.
- NRW-MURL, 1990: „Waldwirtschaft 2000“. – 22 S. Recklinghausen.
- NRW-MURL, 1990: „Buchenwaldkonzept NRW – Ein Beitrag zur Umsetzung von Waldwirtschaft 2000“. 18 S. Recklinghausen.
- NDS-ML, 1992: „Langfristige Ökologische Waldentwicklung“. – Brosch. 24 S. Hannover.
- Pertsch, 1970: Landschaftsentwicklung und Bodenbildung auf der Stader Geest. – Forsch. Dtsch. Landeskd., Bd. 200: 189 S.
- Peterken, G. F., 1977: General Management principles for nature conservation in British woodlands. – Forestry 50: 27–48.
- Peterken, G. F., 1993: Woodland conservation and management. – 378 S. 2nd ed. London.
- Peterken, G. F., 1994: The definition, evaluation and management of Ancient Woods in Great Britain. – NNA-Berichte – Beitrag in diesem Heft.
- Plachter, H., 1991: Naturschutz. – 383 S. Stuttgart.
- Plachter, H., 1992: Naturschutz in der Bundesrepublik Deutschland – Versuch einer Bilanz. NNA-Ber. 5/1: 67–75.
- Projektgruppe Naturwaldreservate, 1993: Empfehlungen für die Einrichtung und Betreuung von Naturwaldreservaten in Deutschland. – Forstarchiv: 122–126.
- Remmert, 1988: Naturschutz – Ein Lesebuch. – 202 S. Berlin.
- Remmert, 1989: Ökologie – Ein Lehrbuch. – 4. Aufl. 374 S. Berlin.
- Rieken U, Blab, J., 1989: Biotope der Tiere in Mitteleuropa. – Verzeichnis zoologisch bedeutsamer Biotoptypen und Habitatqualitäten in Mitteleuropa einschließlich typischer Tierarten als Grundlage für den Naturschutz. – Naturschutz Aktuell 7: 123 S.
- Speight, M., 1989: Saproxyllic Invertebrates and their conservation. – 89 S. Council of Europe, Strasbourg.
- Sukopp, H., Korneck, D., 1988: Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. – Shr.R. Vegetationskde. 19. 210 S. Bonn-Bad Godesberg.
- Sturm, K., 1989: Was bringt die naturgemäße Waldwirtschaft dem Naturschutz? NNA-Ber. (2) 3: 154–158.
- Sturm, K., Westphal, 1991: Ganzflächige Waldbiotopkartierung im Saarland (unveröff. Mskr. 140 S.).
- Sturm, K., 1993: Prozeßschutz als Naturschutzkonzept für eine naturschutzgerechte Waldwirtschaft, Landschaftsökol. u. Natursch. 3: 98–116.
- Thienemann, 1954: Ein drittes biozoologisches Grundprinzip. – Arch. Hydrobiol. 49: 421–422.
- Trepl, 1987: Geschichte der Ökologie. – 368 S. Berlin.
- Volz, 1993: Forstwirtschaft und Forstpolitik in den Europäischen Gemeinschaften. – Holz Zentralbl. 110: 1722–1726 u. 116: 1805–1808.
- Waldenspuhl, 1991: Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. – Diss. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg. 261 S.
- Walter, Breckle, 1983: Ökologie der Erde – 186 S. Bd. 1, Stuttgart.
- Watkins, C., 1990: Woodland Management and Conservation. – 156 S. London.
- Wulf, M., 1992: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschlands. – Diss. bot. 185, 246 S. Berlin/Stuttgart.
- Ziemen, Schützt die Natur vor den Naturschützern. Natur 6: 54–57.
- Zwölfer et. al., 1984: Die Tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. – Beih. 3, Teil 2. Ber. d. ANL. 155 S. Laufen/Salzach.

Anschrift des Verfassers

Ludwig Stegink-Hindriks
Am Goldberg 5
D-27798 Hude

Veröffentlichungen aus der NNA

Mitteilungen aus der NNA*

1. Jahrgang (1990)

- Heft 1: Seminarbeiträge zu den Themen
- Naturnahe Gestaltung von Weg- und Feldrainen
 - Dorfökologie in der Dorferneuerung
 - Beauftragte für Naturschutz in Niedersachsen: Anspruch und Wirklichkeit
 - Bodenabbau: fachliche und rechtliche Grundlagen (Tätigkeitsbericht vom FÖJ 1988/89)

Heft 2: (vergriffen)

- Beiträge aus dem Seminar
- Der Landschaftsrahmenplan: Leitbild und Zielkonzept, 14./15. März 1989 in Hannover

Heft 3: Seminarbeiträge zu den Themen

- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
 - Naturschutzpädagogik
- Aus der laufenden Forschung an der NNA
- Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbefindigen Staubeintrag
 - Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyser Moor

Heft 4: Kunstausstellungskatalog „Integration“

Heft 5: (vergriffen)

- Helft Nordsee und Ostsee
- Urlauber-Parlament Schleswig-Holstein – Bericht über die 2. Sitzung am 24./25. November in Bonn

2. Jahrgang (1991)

- Heft 1: Beiträge aus dem Seminar
- Das Niedersächsische Moorschutzprogramm – eine Bilanz – 23./24. Oktober 1990 in Oldenburg

Heft 2: Beiträge aus den Seminaren

- Obstbäume in der Landschaft
 - Biotopkartierung im besiedelten Bereich
 - Sicherung dörflicher Wildkrautgesellschaften
- Einzelbeiträge zu besonderen Themen
- Die Hartholzau und ihr Obstgehölzanteil
 - Der Bauer in der Industriegesellschaft
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Das Projekt Streuobstwiese 1988–1990

Heft 3: Beiträge aus dem Fachgespräch

- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V
- Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA
- Synethie und Alloethie bei Anatiden
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen

- Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
- Ergebnisse des „Beached Bird Survey“

Heft 4: Beiträge aus den Seminaren

- Bodenentsiegelung
- Naturnahe Anlage und Pflege von Grünanlagen
- Naturschutzgebiete: Kontrolle ihrer Entwicklung und Überwachung

Heft 5: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz in der Raumplanung
 - Naturschutzpädagogische Angebote und ihre Nutzung durch Schulen
 - Extensive Nutztierhaltung
 - Wegraine wiederentdecken
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Fledermäuse im NSG Lüneburger Heide
 - Untersuchungen von Rehwildpopulationen im Bereich der Lüneburger Heide

Heft 6: Beiträge aus den Seminaren

- Herbizidverzicht in Städten und Gemeinden
- Erfahrungen und Probleme
- Renaturierung von Fließgewässern im norddeutschen Flachland

- Der Kreisbeauftragte für Naturschutz im Spannungsfeld von Behörden, Verbänden und Öffentlichkeit
- Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA

- Die Rolle der Zoologie im Naturschutz

- Heft 7: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege für Referendare der Fachrichtung Landespflege aus den Bundesländern vom 1. bis 5. 10. 1990 in Hannover

3. Jahrgang (1992)

Heft 1: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege (Fortsetzung)

- Landwirtschaft und Naturschutz
- Ordnungswidrigkeiten und Straftaten im Naturschutz

Heft 2: Beiträge aus den Seminaren

- Allgemeiner Biotopschutz – Umsetzung des § 37 NNatG
 - Landschaftsplanung der Gemeinden
 - Bauleitplanung und Naturschutz
- Beiträge vom 3. Adventskolloquium der NNA
- Natur produzieren – ein neues Produktionsprogramm für den Bauern
 - Ornithopoese
 - Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna im Oberlauf der Böhme

4. Jahrgang (1993)

Heft 1: Beiträge aus den Seminaren

- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
- Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
- Die Zukunft des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide

Sonderheft

„Einer trage des Anderen Last“ 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen

Heft 2: Beiträge aus dem Seminar

- Betreuung von Schutzgebieten u. schutzwürdigen Biotopen
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Tritt- und Ruderalgesellschaften auf Hof Möhr
- Eulen im Siedlungsgebiet der Lüneburger Heide
- Bibliographie Säugetierkunde

Heft 3: Beiträge aus den Seminaren

- Vollzug der Eingriffsregelung
- Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
- Bauleitplanung und Naturschutz

Heft 4: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz bei Planung, Bau u. Unterhaltung von Straßen
- Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
- Naturschutz in der Landwirtschaft

Heft 5: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz in der Forstwirtschaft
- Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald

Heft 6: Beiträge aus den Seminaren

- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
 - Normen und Naturschutz
 - Standortbestimmung im Naturschutz
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Die Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

5. Jahrgang (1994)

Heft 1: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz als Aufgabe der Politik
- Gentechnik und Naturschutz

Heft 2: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutzstationen in Niedersachsen
- Maßnahmen zum Schutz von Hornissen, Hummeln und Wespen
- Aktuelle Themen im Naturschutz und in der Landschaftspflege

* Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 15,- DM).

Veröffentlichungen aus der NNA

NNA-Berichte*

Band 1 (1988)

- Heft 1: (vergriffen)
Der Landschaftsrahmenplan · 75 Seiten
Heft 2: Möglichkeiten, Probleme und Aussichten der Auswildern von Birkwild (*Tetrao tetrix*); Schutz und Status der Rauhfußhühner in Niedersachsen · 60 Seiten

Band 2 (1989)

- Heft 1: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Umweltschutz? · 70 Seiten
Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten
Heft 3: Naturgemäße Waldwirtschaft und Naturschutz · 51 Seiten

Band 3 (1990)

- Heft 1: Obstbäume in der Landschaft/Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten
Heft 2: (vergriffen)
Extensivierung und Flächenstillegung in der Landwirtschaft / Bodenorganismen und Bodenschutz · 56 Seiten
Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 70 Seiten

Sonderheft

- Biologisch-ökologische Begleituntersuchung zum Bau und Betrieb von Windkraftanlagen – Endbericht · 124 Seiten

Band 4 (1991)

- Heft 1: (vergriffen)
Einsatz und unkontrollierte Ausbreitung fremdländischer Pflanzen – Florenverfälschung oder ökologisch bedenkenlos?/Naturschutz im Gewerbegebiet · 88 Seiten
Heft 2: Naturwälder in Niedersachsen – Bedeutung, Behandlung, Erforschung · 80 Seiten

Band 5 (1992)

- Heft 1: (vergriffen) Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten
Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektive · 72 Seiten
Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten
Heft 4: Extensivierung der Grünlandnutzung – Technische und fachliche Grundlagen · 80 Seiten

Sonderheft (vergriffen)

- Betreuung und Überwachung von Schutzgebieten · 96 Seiten

Band 6 (1993)

- Heft 1: Landschaftsästhetik – eine Aufgabe für den Naturschutz? · 48 Seiten
Heft 2: „Ranger“ in Schutzgebieten – Ehrenamt oder staatliche Aufgabe? · 114 Seiten
Heft 3: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege · 80 Seiten

Band 7 (1994)

- Heft 1: Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung · 114 Seiten
Heft 2: Entwicklung der Moore · 104 Seiten
Heft 3: Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz · 159 Seiten

* *Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 15,- DM).*

