

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

NNA

Berichte

10. Jahrgang, Heft 2, 1997



Forstliche Generhaltung
und Naturschutz

 Niedersachsen

NNABer.	10. Jg.	H. 2	57 S.	Schneverdingen 1997	ISSN: 0935-1450
Forstliche Generhaltung und Naturschutz					

Herausgeber und Bezug:
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
Telefon (05199) 989-0, Telefax (05199) 989-46

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

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 0935-1450

Titelbild: Eiben an der Plesse bei Göttingen (Foto: J. Kleinschmit)

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)

NNA-Berichte

10. Jahrgang/1997, Heft 2

Inhalt

Forstliche Generhaltung und Naturschutz

J. Kleinschmit	Forstliche Generhaltung: Ziele, Arbeitsweisen, Methoden	2
M. Speier	Die nacheiszeitliche Entwicklung der Gehölzflora in Norddeutschland	5
B. Soppa	Situation der Waldbaumarten in Norddeutschland	16
G. Müller-Starck	Genetische Kriterien für die Erhaltung forstlicher Genressourcen	21
W. Spethmann	Gefährdet Hybridisierung die Erhaltung von Baum- und Straucharten?	26
U. Fellenberg	Erhaltungsarbeit für seltene Baumarten	32
H. Rumpf	Generhaltungsarbeit bei heimischen Straucharten	38
D. Zacharias	Erfassung seltener Baum- und Straucharten im Rahmen des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogrammes und die Erhaltung der heimischen Gehölzartenvielfalt	42
W. Schmidt	Bedeutung von Schutzgebieten für die Arterhaltung bei Baum- und Straucharten	49

Forstliche Generhaltung: Ziele, Arbeitsweisen, Methoden

von Jochen Kleinschmit

1. Einleitung

Mitteleuropa hat eiszeitbedingt eine vergleichsweise artenarme Waldbaumflora. Gegenüber rd. 40 Baumarten, die hier heimisch sind, existieren unter ähnlichen Klimabedingungen in Nordamerika rd. 200 Arten und in Asien ca. 800 Arten. Gattungen wie z.B. *Sequoia* und *Pseudotsuga*, die in Europa existierten, sind ausgestorben.

Wälder sind zwar noch der natürlichste Teil unserer Umwelt, in westlichen Industrieländern aber seit langem durch den Menschen beeinflusst und verändert.

Die FAO (1985) schätzt, daß 400 Baumarten weltweit in ihrem Bestand oder in westlichen Teilen ihres Genepools bedroht sind. Diese Zahl schließt aber nicht solche Arten ein, bei denen Lokalvorkommen ausgelöscht oder drastisch reduziert wurden. Durch intensive menschliche Nutzung wurde der Wald in Deutschland auf rd. 70% der Landfläche gerodet. Dabei sind insbesondere die nährstoffreichen Standorte in tieferen Lagen betroffen und Arten, die hier heimisch waren, wurden in ihrem Areal drastisch eingeschränkt, verinselt und zumindest in Teilpopulationen vernichtet. Intensive menschliche Nutzung der Restflächen für Holzgewinnung und als Weideland hat darüber hinaus zur Begünstigung weniger Mastbaumarten und zur Zurückdrängung anderer Arten geführt.

Durch den um die Mitte des 18. Jahrhunderts allgemein gegenwärtigen Holz-mangel begann die Wiederaufforstung z.T. großflächig devastierter Waldflächen. Dies war die Geburtsstunde der nachhaltigen Forstwirtschaft. Das Prinzip, daß keine Generation sich mehr Holz zueigenen sollte, als zumindest auch den folgenden Generationen zur Verfügung steht, hatte allerdings zunächst nur den Blick auf die Holzerzeugung und nicht auf die Artenvielfalt gerichtet. Die Fichte und die Kiefer wurden weit über ihr natürliches Verbreitungsgebiet hinaus angebaut und das Baumartenverhältnis än-

derte sich von 2/3 Laubbaumarten zu 2/3 Nadelbaumarten. Seltene Arten wurden weiter zurückgedrängt.

Parallel dazu wurden mit Intensivierung der Landwirtschaft auch viele ökologische Nischen konkurrenzschwacher Baumarten in der offenen Landschaft vernichtet.

Seit Beginn der 80'er Jahre dieses Jahrhunderts wurde dann auch das ganze Ausmaß immissionsbedingter Waldschäden klar, die ganze Wälder in exponierten Lagen der Mittelgebirge zum Absterben brachten und dadurch deren genetische Information unwiederbringlich gefährdeten.

Dies führte 1985 zu einer einstimmigen Bundesratsentscheidung, die forderte, daß die Erhaltung der genetischen Mannigfaltigkeit von Baum- und Straucharten hohe Priorität erhalten sollte. Die prognostizierten Klimaänderungen machen bei den langlebigen Waldbäumen die Erhaltung von Anpassungspotential besonders dringend.

Eine Bund-Länder-Arbeitsgruppe wurde eingesetzt mit dem Ziel, ein Konzept zur Erhaltung forstlicher Genressourcen zu erarbeiten. Dieses Konzept wurde 1987 vorgelegt und von den Bundes- und Länderministern als sachgerecht bezeichnet und zur Umsetzung empfohlen (*Melchior et al.* 1989). Es wurde in den Ländern in die mittelfristige Finanzplanung aufgenommen.

Die Frage der Erhaltung forstlicher Genressourcen wurde in zahlreichen Tagungen und Publikationen diskutiert (z.B. *National Research Council* 1991; *Arbez* 1987; *Müller-Starck & Ziehe* 1991; *Seitz & Loeschcke* 1991; *Falk & Holsinger* 1991; *Bommer & Beese* 1990).

2. Ziele

Das Ziel des Konzepts ist die Erfassung, Erhaltung und Evaluierung von Waldbaum- und Straucharten in ihren regionalen Anpassungsmustern und ihrer genetischen Mannigfaltigkeit, sowie die

Durchführung hierzu erforderlicher Forschung. Dabei sieht das Konzept sowohl die Erhaltung einheimischer Baum- und Straucharten als auch im Anbau bewährter fremdländischer Baumarten vor.

Die Erfassung soll einen vollständigen Überblick über die derzeitige Situation der Arten geben.

Die Erhaltung soll vorrangig in situ erfolgen und bei den Hauptwaldbaumarten rd. 1-2% der Baumartenfläche umfassen. Dadurch soll sichergestellt werden, daß die Arten den Einflüssen der natürlichen Auslese unterworfen bleiben und damit die Evolution nicht unterbrochen ist. Zur grundsätzlich angestrebten Doppelsicherung soll aber auch Material ex situ erhalten werden, um Risiken des Verlustes durch Katastrophen (Sturm, Eisbruch, Waldbrand u.a.) oder großflächig wirkende Schadeneinflüsse (Immissionen) zu minimieren.

Für die seltenen Arten tritt die Ex-situ-Erhaltung in Samenplantagen an erste Stelle, wenn in der Natur keine ausreichend großen Vermehrungspopulationen mehr vorhanden sind. Dies ist für einige Arten regional für andere generell der Fall.

Ziel ist eine regionale Arbeitsteilung, wobei einige Länder die Arbeiten für andere mit wahrnehmen. So bearbeiten wir die Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Die Arbeiten werden von einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe koordiniert, die ein- bis zweimal im Jahr zusammenkommt, alle zwei Jahre einen Sachstandsbericht vorlegt und Forschungsschwerpunkte abspricht.

3. Arbeitsweisen u. Methoden

3.1 Erfassung

Bereits bei Beginn der Erfassung wurde klar, daß die verfügbaren Unterlagen über die meisten der selteneren Baumarten äußerst dürftig sind. Die Literatur, die Informationen der Universitätsinstitute und der Landesanstalten geben entweder nur lokal genauere Hinweise oder sind so global oder wenig aktuell, daß sie für eine solide Erhaltungsplanung nicht ausreichen. Erforderlich sind geographisch exakt lokalisierte Angaben mit einer Beschreibung der Vorkommen hinsichtlich ihrer Struktur, Gefährdung und Erhaltungsmöglichkeiten.

Daher wurden nach Sichtung aller verfügbarer Information und deren Übernahme in eine Datenbank zwei Wege ein-

geschlagen, die für sehr seltene Arten weitere Verluste ausschließen und gleichzeitig eine systematische, flächendeckende Erfassung sicherstellen sollten.

Für seltene Arten werden durch Umfragen bei allen Waldbesitzern die örtlich bekannten Vorkommen erkundet. Diese werden aufgesucht, beschrieben, beerntet und abgepfropft. Nach unseren bisherigen Kenntnissen werden durch die als „Feuerwehrmaßnahme“ gedachte Umfrage etwa 30 % bis 50 % der Vorkommen erfaßt. Allerdings werden durch verstärktes Interesse der örtlichen Forstleute häufig noch Nachmeldungen gemacht, welche die ersten Meldungen ergänzen.

Gleichzeitig wird durch eine flächendeckende Kartierung aller Baumarten die Erhebung ergänzt. Da diese aber einen Zeithorizont von mindestens 20 Jahren hat, ehe alle Waldbesitzarten bearbeitet sind, kann man bei den bedrohten Arten vernünftigerweise nicht warten, bis diese Erhebungen vorliegen. Bei der flächendeckenden Erhebung werden alle örtlich und überörtlich verfügbaren Informationen mitgenutzt, so z.B. von interessierten Einzelpersonen, Naturschutzorganisationen, Spezialkartierungen, Forstplanung u.a..

3.2 Erhaltung

Bei den Hauptwaldarten und bei all den Arten, die noch ausreichend große Populationen bilden, werden bei der flächenhaften Erfassung In-situ-Generhaltungsbestände nach ökologischer Differenzierung festgelegt. Diese Bestände sollen nur aus sich selbst heraus verjüngt werden. Soweit dies aus Naturverjüngung nicht gelingt, werden Pflanzen aus bestandseigenem Saatgut angezogen und ausgepflanzt. Maßnahmen zur Sicherung der Populationen (z.B. Kompensationskalkulation) und zu deren Verjüngung (z.B. Gatterung, Bodenverwundung) haben Vorrang. Im übrigen sind für die Wirtschaftsführung keine wesentlichen Einschränkungen gegeben. Soweit als möglich werden auch Naturschutzflächen in die Erhaltungskonzepte integriert. Bei Hauptwaldbaumarten ist dies häufig möglich, bei konkurrenzschwachen Arten treten eher Probleme auf.

Bei Vollmast werden die Bestände beerntet und Saatgut langfristig eingelagert. Dazu müssen für viele Arten noch geeignete Lagerverfahren entwickelt werden.

Die Baumarten, bei denen keine ausreichend großen Vermehrungspopulationen mehr vorliegen oder bei denen wegen geringer Populationsgrößen und der Gefahr der Hybridisierung mit schlecht angepaßten Populationen oder anderen Arten eine Erhaltung am Ort nicht möglich ist, werden Ex-situ-Erhaltungsmaßnahmen geplant. Diese sind in der Regel das Abpfropfen der Bäume und deren Zusammenführen in Samenplantagen. Diese werden nach ökologischen Gesichtspunkten gegliedert, soweit das noch verfügbare Ausgangsmaterial dies zuläßt. Bei Wildbirne, Eibe, Elsbeere u.a. ist dies oft nur auf regionaler Basis möglich, weil die noch vorhandene Zahl der Bäume sonst nicht ausreicht.

Eines der Ziele des Wiederaufbaus von Vermehrungspopulationen ist es auch, die Arten wieder für den normalen Waldbau in den Wald zurückzuführen. Dabei ist die Tatsache sehr hilfreich, daß durch das Knapperwerden des Tropenholzes für viele der selteneren Laubbaumarten besonders hohe Preise bezahlt werden und damit das Interesse der Waldbesitzer, die Arten wieder anzubauen, sehr gefördert wird.

Soweit eine Beerntung möglich ist, werden auch Nachkommenschaftsprüfungen begründet mit dem Ziel, die Variabilität und Anpassungsfähigkeit der Vorkommen zu untersuchen und Sämlings-Erhaltungsbestände ex situ zu begründen. Daneben werden andere Ex-situ-Verfahren erprobt mit dem Ziel, die für die jeweilige Situation geeignetsten Verfahren zu kombinieren (Übersicht).

3.3 Evaluierung

Für alle Arten des Programmes ist die Evaluierung eine wichtige Grundlage für langfristige Erhaltungsentscheidungen. Diese muß neben Fragen der Artreinheit, Hybridisierung und Verwandtschaft insbesondere auch die Variabilität in anpassungsrelevanten Merkmalen, Morphologie, biochemischen und genetischen Merkmalen umfassen. Bei vielen Arten spielt die Hybridisierung mit Kulturformen (Wildobst) oder anderen Arten (Ulmen, Eichen z.B.) sowie mit nicht angepaßten Herkünften der gleichen Art (z.B. Fichte) eine große Rolle. Diese Fragen gewinnen damit für die Erhaltung eine große Bedeutung und stellen für In-situ-Erhaltung oft Begrenzungen dar.

Bei Arten, die sich in der Natur vegetativ über Wurzeläusläufer vermehren (Vogelkirsche, Elsbeere, Aspe z.B.) muß auch untersucht werden, inwieweit es sich bei Lokalvorkommen um einen oder wenige Klone handelt. Hierfür sind Isoenzymuntersuchungen ebenso wichtige Hilfsmittel wie für populationsgenetische Untersuchungen. Die Evaluierung sollte zwar theoretisch vor Erhaltungsentscheidungen stehen, tatsächlich werden Untersuchungen aber bei allen selteneren Baumarten parallel zur Erfassung und Erhaltung durchgeführt.

Durch die Begrenzung der Untersuchungskapazitäten wird sich die Evaluierung noch über längere Zeit hinziehen. Dies gilt insbesondere für die Untersuchung anpassungsrelevanter Merkmale, die unter verschiedenen Umwelten durch-

Grundsätze und Verfahrensweisen

- Umfassende Erhaltung aller holzigen Gewächse im Wald
- Vorrang der In-situ-Erhaltung vor Ex-situ-Erhaltung
- Prinzip der Doppelsicherung
- Integration in die Forstbetriebe so weit als möglich
- Regionale Arbeitsteilung
- Europäische Zusammenarbeit (Straßburg / Helsinki)
- Internationale Zusammenarbeit (EUFORGEN)

Übersicht 1

geführt werden müssen und bei denen die Beobachtungsdauer in der Regel über mehr als 10 Jahre geht. Gerade diese Information ist aber für die Beurteilung der Eignung von Populationen für sich ändernde Umweltverhältnisse wichtig.

4. Schlußbemerkung

Erhaltung forstlicher Genressourcen soll keinen musealen Charakter haben sondern insbesondere auch bei seltenen Arten durch Rückführung in den normalen Waldbau die dynamische Erhaltung wieder in Gang setzen. Hierfür sind langfristige Erhaltungs- und Nutzungsstrategien zu entwickeln, wie *Eriksson, Namkoong & Roberds* (1993) z.B. vorschlagen. Die neuen Waldbaukonzepte (LÖWE) unterstützen diese Arbeiten und werden langfristig erlauben, auch für heute bedrohte Vorkommen wieder den Schwerpunkt auf die In-situ-Erhaltung zu verlagern.

5. Literatur

- Arbez, M.*, 1987: Les ressources génétiques forestières en France. INRA/BRG Paris, 236 S.
- Bommer, D.F.R. & Beese, K.*, 1990: Pflanzengenetische Ressourcen. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Landwirtschaftskammer Münster-Hiltrup, 190 S.
- Eriksson, G. & Namkoong, G. & Roberds, J.H.*, 1993: Dynamic gene conservation for uncertain futures. *Forest Ecology and Management* (62): 15-38
- Falk, D.A. & Holsinger, K.E.*, 1991: Genetics and conservation of rare plants. Oxford Univ. Press. New York, Oxford, 283 S.
- FAO*, 1985: Report of the Sixth Session of the FAO Panel of Experts on Forest Gene Resources. FAO: FRG/5/Rep. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization
- Melchior, H. & Becker, A. & Behm, A. & Dörflinger, H. & Franke, A. & Kleinschmit, J. & Muhs, H.-J. & Schmitt, H.-P. & Stephan, R. & Tabel, U. & Weisgerber, H. & Widmaier, T.*, 1989: Konzept zur Erhaltung Forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland. *Forst und Holz* (44), 379-404.
- Müller-Starck, G. & Ziehe, M.* (Eds), 1991: Genetic Variation in European Populations of Forest Trees. Sauerländer's Verlag Frankfurt/M., 271 S.
- National Research Council*, 1991: Managing global genetic resources. Forest Trees. National Academic Press, Wash. D.C., 228 S.
- Seitz, A. & Loeschke, V.*, 1991: Species conservation: A population – biological approach. Birkenhäuser Verl. Basel, Boston, Berlin, 281 S.

Anschrift des Verfassers

Dr. Jochen Kleinschmit
Forstdirektor
Nieders. Forstliche Versuchsanstalt,
Abt. C – Fortspflanzenzüchtung
Forstamtstraße 6
D-34355 Staufenberg-Escherode

Erfahrungen bei der Erhaltung forstlicher Genressourcen

1. Die Unterlagen über das Vorkommen der meisten Waldbaumarten – mit Ausnahme der Hauptbaumarten – sind außerordentlich lückenhaft.
2. Die In-situ-Erhaltung ist langfristig nur bei Baumarten möglich, die noch ausreichend große Vermehrungspopulationen umfassen.
3. Auch für diese ist eine Doppelsicherung ex situ erforderlich, um bei Windwurf-, Waldbrand-, Insektenkatastrophe u.a. den Verlust der Populationen zu verhindern.
4. Die meisten der seltenen Baumarten kommen nur als Einzelbäume, als kleinere Trupps und nur ausnahmsweise als Kleinbestände vor. Diese müssen über Pflanzsamensamplantagen erst wieder zu genetisch vielfältigeren Vermehrungspopulationen zusammengeführt werden.
5. Auch die Erhaltung von Einzelbäumen kann die genetische Information über lange Zeit sichern, sie endet aber mit dem Tod des Baumes.
6. Durch Hybridisierung mit Kultursorten (bei Wildobstarten) oder mit anderen Arten (Eiche, Ulme, Linde, **Sorbus** u.a.) ist die Artabgrenzung häufig schwierig.
7. Naturschutzgebiete mit Vollschutz sind nur bedingt zur In-situ-Erhaltung geeignet. Insbesondere konkurrenzschwächere Baumarten gehen dort unter.
8. Die Informationen über die genetische Variabilität der Arten ist äußerst lückenhaft und fehlt für viele Arten ganz. Integrierte Untersuchungsansätze mit anpassungsrelevanten phänologischen, physiologischen und morphologischen Merkmalen sowie biochemischen und genetischen Merkmalen fehlen fast ganz.
9. Auch in vielen anderen Bereichen besteht noch erheblicher Forschungsbedarf (z.B. Lagertechniken, Vermehrungsverfahren, Artidentifizierung).

Übersicht 2

Die nacheiszeitliche Entwicklung der Gehölzflora in Norddeutschland

von Martin Speier

1. Einleitung

Die nacheiszeitliche Einwanderung der in unserer heutigen Kulturlandschaft vertretenen Gehölze stellt sich aus der Sicht der Vegetationsgeschichte als ein kompliziertes Sukzessionsgeschehen dar, in dessen Zuge vom Klima und Menschen induzierte Arealverschiebungsprozesse abliefen. Dabei hat jede Baum- und Strauchart ihre eigene Einwanderungsgeschichte, die neben den genannten Faktoren zusätzlich durch edaphische und geomorphologische sowie durch intra- und extraspezifische Konkurrenzbedingungen modifiziert wird. Die Fähigkeit, das nach der letzten Vereisungsphase frei werdende mitteleuropäische Areal möglichst rasch zu besiedeln, wird dabei neben der Lage der glazialen Refugialgebiete entscheidend von der Wanderungsgeschwindigkeit der Arten bestimmt. Als wesentliche Komponente für diese populationsökologischen Sukzessionsvorgänge muß die genetische Variabilität der Arten gesehen werden. Sie

beeinflusst u.a. wie stark eine in der Ausbreitung befindliche Population fähig ist, auf sich wandelnde Umweltbedingungen zu reagieren.

Mit der zunehmenden Einflußnahme des Menschen auf den gesamten Naturhaushalt einerseits sowie seine seit Jahrhunderten andauernde Auswahl, Züchtung und Veredlung von Gehölzen andererseits greift er aktiv in diese dynamischen Prozesse ein. Die Fragen nach der Einschränkung der genetischen Variabilität sowie ihrer durch forstliche Maßnahmen zu erhaltenden Vielfalt stellen sich unter dem Eindruck weltweiter Vernichtung großer Waldareale und dem gesteigerten Bedürfnis nach dem Schutz der Holzressourcen heute besonders dringlich.

Die Vegetationsgeschichte ist durch die bislang zusammengetragenen Ergebnisse der Pollenanalyse in der Lage, die historischen Aspekte der Waldökosystemforschung zu erhellen. Sie zeigt auf, wie sich während der Nacheiszeit unter wandelnden Umweltbedingungen verschiede-

ne, arealgeographisch differenzierte Ökosysteme formierten und entwickelten.

Die Vielfalt der Baum- und Straucharten macht eine Einzelbetrachtung in diesem Rahmen unmöglich, so daß hier lediglich Grundzüge der spät- und postglazialen Einwanderungsgeschichte einiger ausgewählter Gattungen und Arten erläutert werden können. Unter dem Gesichtspunkt sich wandelnder Ökosysteme soll dabei auch auf die verschiedenen Aspekte der Wanderung einzelner Taxa eingegangen werden.

2. Sukzessionsbiologische Aspekte der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung

Als Wanderungsgeschwindigkeit (Einheit: m/a) bezeichnet man die Fähigkeit einer Art, eine Strecke von einem Meter innerhalb des zu besiedelnden Areals pro Jahr zurückzulegen (vergl. Lang 1994). Es handelt sich hierbei um einen dreidimensional zu betrachtenden Vorgang, bei dem sich eine Arealerschließung sowohl in Nord-Süd- und Ost-West-Richtung als auch in die Höhe der Mittel- und Hochgebirge vollzieht.

Die Wanderungsgeschwindigkeit der verschiedenen Taxa wird von einem Bündel endogener Faktoren (ökophysiologische Disposition, Verbreitungsmodi der Diasporen und Pollenkörner, intra- und extraspezifische Konkurrenzerscheinungen) sowie durch exogene Faktoren (Klima, Boden, Oreographie) bestimmt (Abb. 1). Die ökophysiologische Disposition der Gehölze als auch die Verbreitungsmodi ihrer Diasporen und Pollenkörner spielen im Rahmen der artspezifischen Merkmale dabei eine entscheidende Rolle. Die Fähigkeit Rohsubstrate zu erschließen und starke Schwankungen im Temperatur- und Wasserhaushalt zu tolerieren, ist eine besondere Eigenschaft von Pioniergehölzen wie beispielsweise der Sandbirke (*Betula pendula*) und der Schwarzkiefer (*Pinus sylvestris*). Sie sind auch die Gehölze, die nach dem Zurückweichen des Festlandeseises als Pioniere nach Mitteleuropa vordringen und die ersten Wälder ausbilden. Die Gattungen *Pinus* und *Betula* spielen entsprechend dieser ökophysiologischen Disposition auch heute noch eine wichtige Rolle in Waldaufwuchsphasen oder bei der Besiedlung besonders nährstoffarmer und wassergetriebener Standorte. Sie gehören aber

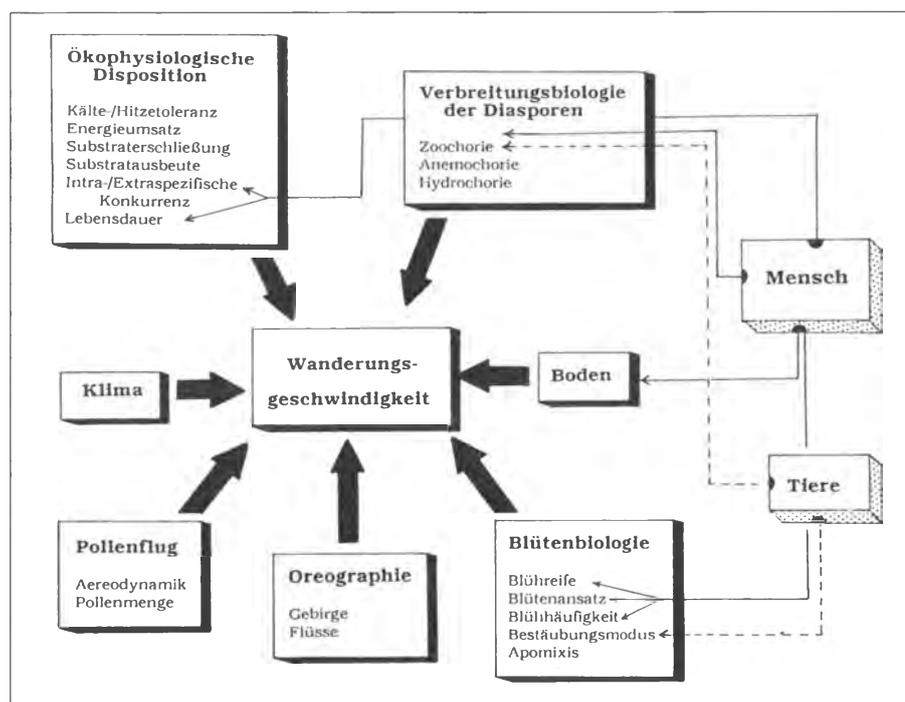


Abb. 1: Einfluß verschiedener Faktoren auf die Wanderungsgeschwindigkeit von Gehölzen im Verlauf des Spät- und Postglazials

auch zu den Gehölzen, die sich durch ein relativ niedriges Blühalter, ein geringes Höchstalter (Tab. 1) sowie durch eine hohen Blütenstaubproduktion auszeichnen. Zudem befähigen die besonderen aerodynamischen Eigenschaften ihre Pollenkörner zu einer besonders weitflächigen und effektiven Verbreitung (s. Andersen 1970). Häufiges Blühen und Fruchten in einem möglichst niedrigen Alter scheint gerade solche Pioniergehölze für ein frühes und rasches Vordringen nach Norden zu disponieren.

Die Konkurrenzkraft dieser heliophilen Gehölze wird allerdings sehr stark eingeschränkt, wenn sog. Schatt- und Halbschattgehölzer wie Buche (*Fagus sylvatica*) oder Eichen (*Quercus robur*, *Q. petraea*) in solche Pionierwälder eindringen. Das Wirksamwerden von extraspezifischen Konkurrenzfaktoren setzt den weiteren Ausbreitungsmöglichkeiten von Pioniergehölzern enge Grenzen. Eine rasche und ausgedehnte Arealeroberung kann dadurch wieder verlangsamt oder beendet werden. Unter natürlichen Bedingungen finden sich solche Arten wieder auf kleinere und zerstreute Refugialgebiete zurückgedrängt. Arealeroberung und -eingrenzung sind im Verlaufe der nacheiszeitlichen Vegetationsgeschichte somit wichtige chorologische Grundprozesse, die die großräumige Verteilung der Arten mitbestimmen.

Die Ausbildung von Reliktstandorten hat dabei durch Isolations- und Mutationsvorgänge sicherlich zu einer höheren genetischen Vielfalt – gemessen am Genpool der Gesamtpopulation – beigetragen. Andererseits sind Inzuchtvorgänge durch die Unterbindung des Genaustausches auf solchen Reliktstandorten nicht auszuschließen, besonders wenn es sich um Gehölze mit geringer Pollenproduktion und -verbreitung handelt.

Auf dem Hintergrund spät- und postglazialer Isolationsprozesse – man denke in diesem Zusammenhang z.B. an reliktsche Vertreter der Gattung *Salix* in den Hochlagen der verschiedenen mitteleuropäischen Mittelgebirge oder an die Vorkommen der Moorkiefer (*Pinus sylvestris* fo. *turfosa*) in westfälischen Kleinstmooren (Pott 1982) – kommt dem Schutz solcher Gehölzvorkommen als Ergebnis der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung eine besondere Bedeutung zu.

Unterschiedliche „Strategien“ werden auch bei der Verbreitung von Samen und Früchten deutlich. Während einige Gehöl-

Tab. 1: Blühreife und Höchstalter einiger mitteleuropäischer Gehölze in Jahren, nach Lang 1994, verändert.

Die jeweiligen Grenzwerte ergeben sich aus dem Verhalten der Arten im Freiland bzw. im geschlossenen Bestand; nicht berücksichtigt wurden Altersangaben, die z.B. aus Stockausschlägen resultieren.

Art:	Blühreife:	Höchstalter:
<u>Pioniergehölze:</u>		
<i>Betula nana</i>	8	80
<i>Betula pendula</i>	10 - 30	120
<i>Betula pubescens</i>	10 - 30	120
<i>Corylus avellana</i>	10	80
<i>Pinus sylvestris</i>	10 - 40	500
<i>Juniperus communis</i>	10 - 20	500 - 2000
<u>Naßholzarten:</u>		
<i>Alnus glutinosa</i>	12 - 40	100 - 300
<i>Alnus incana</i>	15	--- ---
<i>Populus tremula</i>	20 - 25	--- ---
<i>Salix alba</i>	15	150
<u>Laub- und Nadelgehölze:</u>		
<i>Fagus sylvatica</i>	40 - 80	600 - 930
<i>Quercus robur</i>	30 - 80	500 - 1000
<i>Quercus petraea</i>	30 - 80	500 - 1000
<i>Carpinus betulus</i>	20/30	150 - 250
<i>Tilia cordata</i>	10/30	700
<i>Tilia platyphyllos</i>	10/30	700
<i>Fraxinus excelsior</i>	25 - 40	250
<i>Ulmus glabra</i>	30/40	300 - 400
<i>Acer pseudoplatanus</i>	25 - 40	600
<i>Acer platanoides</i>	20 - 35	450
<i>Picea abies</i>	30 - 70	400
<i>Abies alba</i>	30 - 70	300 - 800
<i>Taxus baccata</i>	20	900 - 2000

Tab. 2: Wanderungsgeschwindigkeit, Diasporenverbreitung und Lichtadaptation einiger mitteleuropäischer Gehölzarten im Spät- und Postglazial, nach Lang 1994, verändert.

Diasporenverbreitung: A = Anemochorie, Z = Zoochorie, H = Hydrochorie

Lichtadaptation: L = Lichtholz, H = Halbschattenholz, S = Schattholz

Gehölze:	Wanderungsgeschwindigkeit: (m/a)	Diasporenverbreitung:	Lichtadaptation:
<i>Alnus glutinosa</i>	500-2000	A/H	H
<i>Betula pendula</i>	250-2000	A	L
<i>Betula pubescens</i>	250-2000	A	L
<i>Pinus sylvestris</i>	1500	A	L
<i>Corylus avellana</i>	500-1500	Z	L
<i>Ulmus spec.</i>	100-1000	A	H
<i>Acer spec.</i>	500-1000	A	H
<i>Carpinus betulus</i>	50-1000	A	S
<i>Fraxinus excelsior</i>	200-500	A	H
<i>Picea abies</i>	60-500	A	H
<i>Tilia spec.</i>	50-500	A	H
<i>Quercus spec.</i>	5-500	Z	L
<i>Fagus sylvatica</i>	175-350	Z	S
<i>Abies alba</i>	40-300	A	S

ze wie *Fagus sylvatica* oder *Quercus robur* durch Tiere verbreitet werden (zoochore Verbreitung), erfolgt der Diasporenttransport bei anemochoren Arten (z.B. *Betula pendula*, *Carpinus betulus*) durch die Luft. Wenn auch Tab. 2. veranschaulicht, daß die anemochor verbreiteten Arten tendentiell die höchste Wan-

derungsgeschwindigkeit aufweisen, so ist damit nicht gesagt, daß damit im Verlauf der mitteleuropäischen Grundsukzession auch die Reihenfolge der Wiedereinwanderung festgelegt ist. Entscheidend ist in diesem Zusammenhang natürlich der Aktionsradius und die Habitatgebundenheit der diasporenverbreitenden

Tab. 3: Vereinfachte Übersicht über die Historische Grundsukzession Nordwestdeutschlands im Vergleich zur archäologischen Kulturstufeneinteilung

Vegetationsgeschichte - liche Einteilung	Vegetationsentwicklung	Sukzessionsphasen	Kulturstufen
JÜNGERES Subatlantikum 900 n. Chr. - heute	Phase der stark bis übermäßig genutzten Wälder mit a. Ausbildung von Nieder-, Hude- und Lohschälwäldern b. Bildung von Heckenlandschaften c. Waldvernichtungsphasen - Heidelandschaftsbildung - Binnendünenbildung im Wuchsgelände der Eichen-Birkenwälder d. Neuzeitlichen Forsten	ANTHROPO-ZOOGEN BEEINFLUSSTE SUKZESSIONEN VON OFFENLANDSCHAFTS- und WALDÖKOSYSTEMEN	METALLZEITEN Neuzeit : 1493 - heute Mittelalter : 568 - 1493 Völkerwanderung: 375 - 568 n. Chr. RKZ : 1. Jh. v. - 4. Jh. n. Chr. Latene : 450 - 1. Jh. v. Chr. Hallstatt : 750 - 450 v. Chr. Bronzezeit: 1800 - 750 v. Chr.
ÄLTERES Subatlantikum 1 300 (1100) v. - 900 n. Chr.	Massenausbreitung der Buche, Ausbildung und Differenzierung von Buchen-, Buchen-Eichen- und Eichen-Hainbuchenwäldern	- Beeinflussung natürlicher Verbreitungsgrenzen von Arten - Etablierung anthropogener Phytozönosen	NEOLITHIKUM JUNGSTEINZEIT 4 500 - 1 800 v. Chr. Bauernkulturen Ackerbau und Viehzucht Beginn der Kulturlandschaftsentwicklung
Subboreal 3 200 - 1 300 (1100)* v. Chr.	Einwanderung von Buche u. Hainbuche, standörtlich differenzierte Mischwälder mit geringeren Anteilen an Ulmen u. Linden	- Erhöhung der strukturellen Diversität	MESOLITHIKUM MITTELSTEINZEIT - 8 000 - 4 500 v. Chr. Jagd- u. Sammelkulturen "geschliffene" Steine Beile, Äxte, Klingen Mikrolithe
Atlantikum 6 000 - 3 200 v. Chr.	Laubmischwälder mit standörtlicher Differenzierung aus Eiche, Ulme, Linde, Esche, Ahorn Fichte auf Sonderstandorten, Etablierung von Erlen-Auenwäldern, Ausbildung von Kiefern-Refugialgebieten	- Eingriffe in die edaphische und hydrologische Entwickl.	MESOLITHIKUM MITTELSTEINZEIT - 8 000 - 4 500 v. Chr. Jagd- u. Sammelkulturen "geschliffene" Steine Beile, Äxte, Klingen Mikrolithe
Boreal 7 000 - 6 000 v. Chr.	haselreiche Kiefern - Birkenwälder	KLIMATOGENE SUKZESSIONEN VON WALD- ÖKOSYSTEMEN	
Präboreal 8 300 - 7 000 v. Chr.	Birken - Kiefernwälder		
MISZELLEANES	Jüngere Dryas (Jüngere Parktundrenzeit) 8 800 - 8 300 v. Chr.	Wiederausbreitung glazialer Steppen- u. Tundrenelemente	KLIMATOGENE EINWANDERUNG
	Alleröd 10 000 - 8 800 v. Chr.	Kiefern-Birkenwälder mit Weiden-Spaliersträuchern, Juniperus, z.T. Hippophaë, Ericaceae, fleckenhaft heliophile Glazialflora, Betula pendula	und phasenweise Etablierung von PIONIERGEHÖLZEN
	Ältere Dryas (Ältere Parktundrenzeit) 10 400 - 10 000 v. Chr.	Arkt.-alpine Steppenflora (Helianthemum, Thalictrum, Artemisia, Ephedra, Potentilla, Fabaceae, Rumex etc.)	KLIMATOGENE SUKZESSIONEN VON OFFENLAND- und geschlossenen GEHÖLZFORMATIONEN
	Bölling - INTERSTADIAL 11 300 - 10 400 v. Chr.	Tundren u. Pioniergehölze Birken (Betula nana, B. pubescens) Weiden (Salix retusa, S. reticulata) Wacholder (Juniperus) Sanddorn (Hippophaë)	
	Arktikum - 14 500 - 11 300 v. Chr.	baumlose Tundren mit arkt.-alpinen Steppenelementen	

wicklung ein. Dabei spielen offenbar die mit den klimatischen Veränderungen verbundenen Bodenentwicklungsprozesse eine bedeutsame Rolle. Vielfach wird in diesem Zusammenhang auf den Einfluß der Hasel auf die postglaziale Bodenbildung hingewiesen (Overbeck 1975), die eine Nachfolge der anderen Laubgehölze erst ermöglicht habe.

Evident erscheint die Tatsache, daß sich die längerfristigen klimatischen Rahmenbedingungen in der Einwanderungsgeschichte der mitteleuropäischen Waldbildner zwar widerspiegeln, aber anscheinend von einer Reihe anderer exogener Faktoren wie Boden und menschlicher Einflußnahme modifiziert werden. Somit kann es durchaus zu einer Verschiebung in der Wirksamkeit der verschiedenen Umweltfaktoren kommen. Die Schwarzerle konnte unter dem im Vergleich zu heute wärmeren und feuchteren Klima des Atlantikum mit seinen weitreichenden Bodenvernaßungen erst ihr volles Areal ausschöpfen. Die Temperaturbedingungen hätten eventuell schon früher für eine Nordwanderung ausgereicht, aber erst die Entstehung von Bruchwaldtorfen und die Sedimentation von Feinmaterialien entlang der Fließgewässer ließ eine Massenausbreitung zu. Gleichfalls wären mit dem eingeschränkten Blick auf die Temperaturverhältnisse des Postglazials auch für die Rotbuche eine stärkere Ausbreitung schon vor dem Subboreal gegeben.

Tatsächlich erlangt sie erst in der Phase verstärkten menschlichen Einflusses den Rang einer großräumig dominierenden Gehölzart. Mit dem Einsetzen der Kulturlandschaftsentwicklung in Mitteleuropa wird das Wechselspiel von klimatischen sowie exo- und endogenen Faktoren zunehmend durch anthropogene Einflüsse überlagert. Im Falle von *Fagus sylvatica* äußert sich dies in einem Zusammenspiel von indirekter anthropogener Förderung in ihrer Ausbreitungsphase sowie einer Zurückdrängung innerhalb der prähistorischen und historischen Metallzeiten (Pott 1985, 1992a, 1992b).

Diese wenigen Beispiele zeigen bereits auf, wie komplex die nacheiszeitliche Wiederbewaldung heute gesehen werden muß, so daß die Kaprizierung auf eine schlichte Aufeinanderfolge der dominierenden Gehölzarten den heute erkennbar werdenden Abläufen nicht gerecht wird. Tatsächlich muß die spät- und postglaziale Vegetationsentwicklung als eine Folge von sukzessionsbiologisch differenzierten

Tierarten, wobei die durch Zugvögel vertragenen Samen und Früchte sicherlich die weitesten Verbreitungsmöglichkeiten haben. Andererseits ist eine Aussamung auf speziellen Standorten oft auch durch das Verhalten des jeweiligen Tieres bestimmt, wie Holtmeier (1989) für verschiedene Waldgrenzphänomene zeigen konnte.

Die tierverbreitete Hasel (*Corylus avellana*) gehört beispielsweise zu den ersten Laubgehölzen, die nach Mitteleuropa einwanderten und sich im Boreal in der

Strauchschicht der Kiefern-Birkenwälder etablierten. Die anemochore Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) mit einer höheren „potentiellen Wanderungsgeschwindigkeit“ erlangte eine Massenausbreitung dagegen erst mit dem Beginn des Atlantikum. So sind es besonders vor dem mittleren Atlantikum eben nicht nur die verschiedenen Aspekte des ökophysiologischen und regenerativen Potentials der Arten, die ihr aufeinanderfolgendes Erscheinen in Mitteleuropa bedingen, sondern sie gliedern sich in die großräumige klimatische Ent-

Arealverschiebungsprozessen innerhalb einer sich wandelnden Geobiosphäre gesehen werden (s. Küster 1996).

3. Die Phase der klimatogenen Offen- und Halboffenlandschaften

Die Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa beginnt mit dem Abschmelzen der Festlandseismassen etwa ab der Mitte des 15. Jahrtausends vor Christus. Bis zum **Alleröd** (10.000 – 8.800 v. Chr.) beherrscht eine waldlose, durch arktische und kaltkontinentale Steppenelemente geprägte Tundra den Vegetationsaspekt der Landschaften (Tab. 3). Es sind lediglich Gletscherweiden (*Salix reticulata*, *Salix herbacea*, *Salix retusa* etc.) sowie Zwergbirken (*Betula nana*), die sich als kalteadaptierte Spaliergehölze zusammen mit dem Sanddorn (*Hippophaë rhamnoides*) und dem Wacholder (*Juniperus communis*) in das Bild einer weithin waldlosen Glazialflora einfügen. Daneben finden sich besonders in der **älteren Dryaszeit** (10.400 – 10.000 v. Chr.) pollenanalytische Hinweise auf das Vorkommen der zu den Gymnospermen gehörenden Meersträucherarten (*Ephedra distachya* und *E. fragilis*). Die heute in den collinen und montanen Steppen- und Dünenra-

sengesellschaften verbreiteten, kontinentalen Zwergsträucher sind Hinweise für ein kaltkontinentales Klima, das die Einwanderung pontischer und sarmatischer Steppenpflanzen nach Mitteleuropa zuließ.

Unter den vergleichsweise günstigeren Bedingungen des Alleröd dringt auch die Kiefer (*Pinus sylvestris*) nach Norddeutschland vor; zum ersten Male etablieren sich auch Baumbirken (*Betula pendula*) dauerhaft in den noch lichten Pionierwäldern des Spätglazials. Zusammen mit verschiedenen Tundrenelementen wie z.B. dem Steinbrech (*Saxifraga oppositifolia*), Beifuß (*Artemisia*), Sonnenröschen (*Helianthemum*), Ampfer-Arten (*Rumex*), Wiesenraute (*Thalictrum*) oder verschiedenen arktisch-alpinen Schmetterlingsblütlern (*Fabaceen*) und Korbblütlern (*Compositae*) bilden sie insbesondere in der älteren Phase des Alleröd mosaikartig aufgebaute Waldbestände mit mehr oder weniger geschlossenen Gehölzformationen und kleinstflächig eingestreuten Offenflächen aus.

Der Mensch übt als nomadisierender Jäger und Sammler in diesen frühen Waldökosystemen keinen nachweisbaren Einfluß auf die Vegetation aus. In der gesamten Phase des bis etwa 8000 v. Chr. andauernden Paläolithikums (s. Tab. 3) wird

die Entwicklung der späteiszeitlichen Wälder und Offenlandschaften lediglich von klimatischen Prozessen induziert (klimatogene Sukzession). Dabei handelt es sich bei den sich entwickelnden Gehölzformationen keineswegs um uniform aufgebaute Waldsysteme, sondern wie überregionale Vergleiche von mitteleuropäischen Pollenspektren belegen, um differenzierte Ökosysteme, in denen regionale, edaphische und klimatische Unterschiede ihren Ausdruck finden (Abb. 2).

In den älteren, von Firbas (1949) als birkenreiche Epoche des mittleren Subarktikum beschriebenen Phase des Alleröd herrschen beispielsweise auf den nährstoffarmen Sanderflächen des niedersächsischen Küstengebietes vorwiegend Birken-dominierte Wälder vor (s. z.B. Behre 1996, Barckhausen & Müller 1984), wohingegen kiefernreiche Birkenwälder die Lößgebiete des Weserberglandes und Mitteldeutschlands prägen. In den niederschlagsärmsten Regionen des Thüringer und Mainzer Beckens ist sogar mit der Existenz offener Steppen zu rechnen (Pott 1993). Neuere Untersuchungen aus dem Rothargebirge (Speier 1994) lassen gleichsam eine Höhendifferenzierung innerhalb eines dreidimensionalen Wirkungsgefüges von Klima und Bodenentwicklung vermuten. So sind es schon sehr früh klimatische Effekte eines Nord-Südgefälles sowie die unterschiedlichen Eigenschaften der Bodensubstrate, die in den verschiedenen Teilen Nordwestdeutschlands für divergierende Mengenzusammensetzungen in der Gehölzartenkombination verantwortlich sind.

In der jüngeren Phase des Alleröd verschieben sich analog den edaphischen Vordifferenzierungen die Verhältnisse zugunsten Kiefern-reicher Waldtypen. Unter der Schattwirkung der zunehmend an Dominanz gewinnenden Kiefern werden die Wachstums- und Ausbreitungsbedingungen der heliophilen Tundren- und Steppenelemente wie auch der Zwergsträucher (*Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum*, *Calluna vulgaris*, *Erica herbacea*) zunehmend eingegrenzt. Dennoch verlieren die kaltezeitlichen Vegetationskomponenten bis in das Präboreal (8300 – 7000 v. Chr.) hinein nie völlig an Bedeutung, sondern finden im Zyklus der sich nach häufigen Brandereignissen regenerierenden Kiefernwälder immer wieder kleinflächigen Besiedlungsmöglichkeiten (vgl. Burrichter & Pott 1987, Speier 1994).

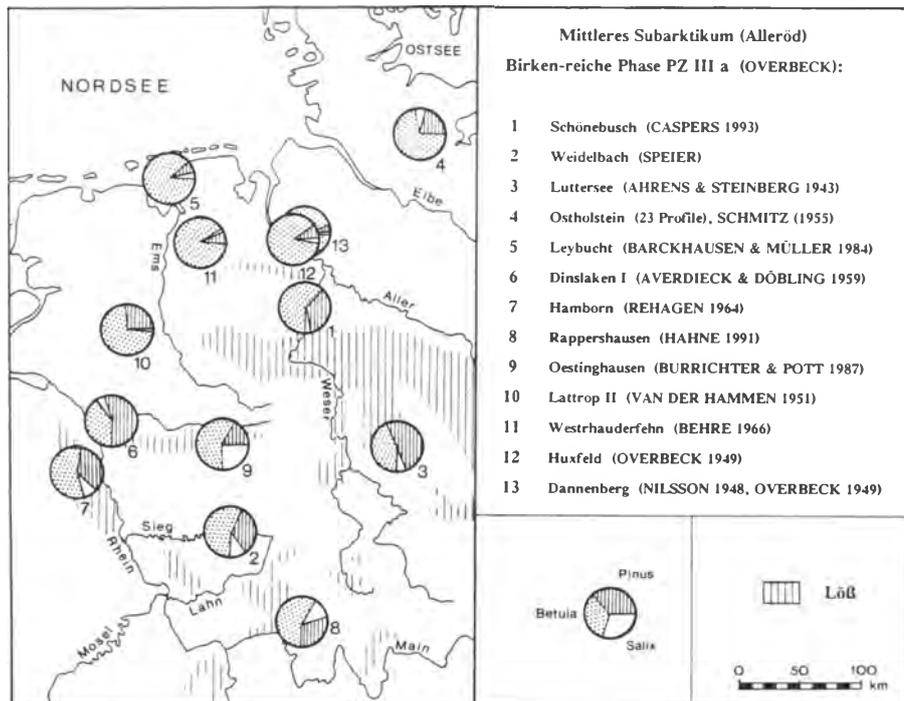


Abb. 2: Regionale Verteilung der waldbildenden Baumarten in der jüngeren Phase des Alleröd als Beispiel für eine frühe Differenzierung der Waldtypen in der Nacheiszeit (aus Speier 1994)

Mit einer Unterbrechung der alleröd-zeitlichen Erwärmungsphase wird um 8800 v. Chr. die Jüngere Tundrenzeit eingeleitet, die bis zu einer stärkeren Auflichtung der Wälder und einer erneuten Ausbreitung der glazialen Zwergstrauch- und Krautflora führt. Es bilden sich Parklandschaft-ähnliche Vegetationsstrukturen aus, in denen auch der Wacholder erneut vermehrte Wachstumsmöglichkeiten findet, ehe er unter den veränderten Umweltbedingungen des Boreal aus dem Gehölzspektrum der Wälder verschwindet.

4. Die Phase der klimatogenen Sukzessionsentwicklung von Waldökosystemen:

Mit dem Präboreal (8300 – 7000 v. Chr.) beginnt unter sich allmählich stabilisierenden Klimaverhältnissen die Entwicklung der Waldökosysteme. Von nun an unterbleiben drastische Temperaturab-

senkungen, die zu einer Gefährdung der Wälder zugunsten von Steppenlandschaften führen könnten. Mit der Etablierung wiederum regional unterschiedlich aufgebauter Birken-Kiefernwälder setzt sich bis zum mittleren Atlantikum eine lediglich von edaphischen, klimatischen und sukzessionsbiologischen Faktoren bestimmte Waldentwicklung ein. Sie ist ab dem Boreal (7000 – 6000 v. Chr.) durch die Einwanderung der verschiedenen Laubhölzer gekennzeichnet, die sukzessive zu einer immer komplexer werdenden Differenzierung der mitteleuropäischen Gehölzflora beitragen.

Die Stabilisierung der Wälder wird begleitet von einem gleichfalls stattfindenden kulturellen Umbruch in den steinzeitlichen Jäger- und Sammlerkulturen, der etwa ab 8000 v. Chr. in das durch sog. Mikrolithe geprägte Mesolithikum führt (Tab. 3). Ab nun dominieren im Werkzeuggebrauch „geschliffene“ Steinwerkzeuge, Beile und Äxte sowie kleine Spitzklingen als Ausdruck geänderter Jagdverhältnisse.

Mit dem allmählichen Zurückdrängen der großen Rentierherden in den Norden Europas mußten sich die mesolithischen Nomaden den veränderten Tierbeständen einer nun mehr von Wäldern geprägten Landschaft auch in ihrem Jagdverhalten anpassen (s. dazu Küster 1996). Dennoch griff der Mensch in der Mittelsteinzeit nicht wesentlich in die Differenzierungsprozesse der Vegetationsentwicklung ein, so daß von einer natürlichen Genese der Pflanzendecke auf sich verändernden oder variierenden Standorten zu rechnen ist (Pott 1993).

Vorboten der nach Mitteleuropa einwandernden Laubgehölze sind die in den Pollendiagrammen auftretenden, ersten Nachweise von *Corylus*- und *Alnus*-Pollenkörnern. Bei der letzteren mögen sich Fernflugeinträge nach Norden wandernder Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) bemerkbar machen. Daneben können sie aber auch auf die Anwesenheit ufersäu-mender, autochtoner Knieholz-Grünerlenbüsche mit *Alnus viridis* als bestands-

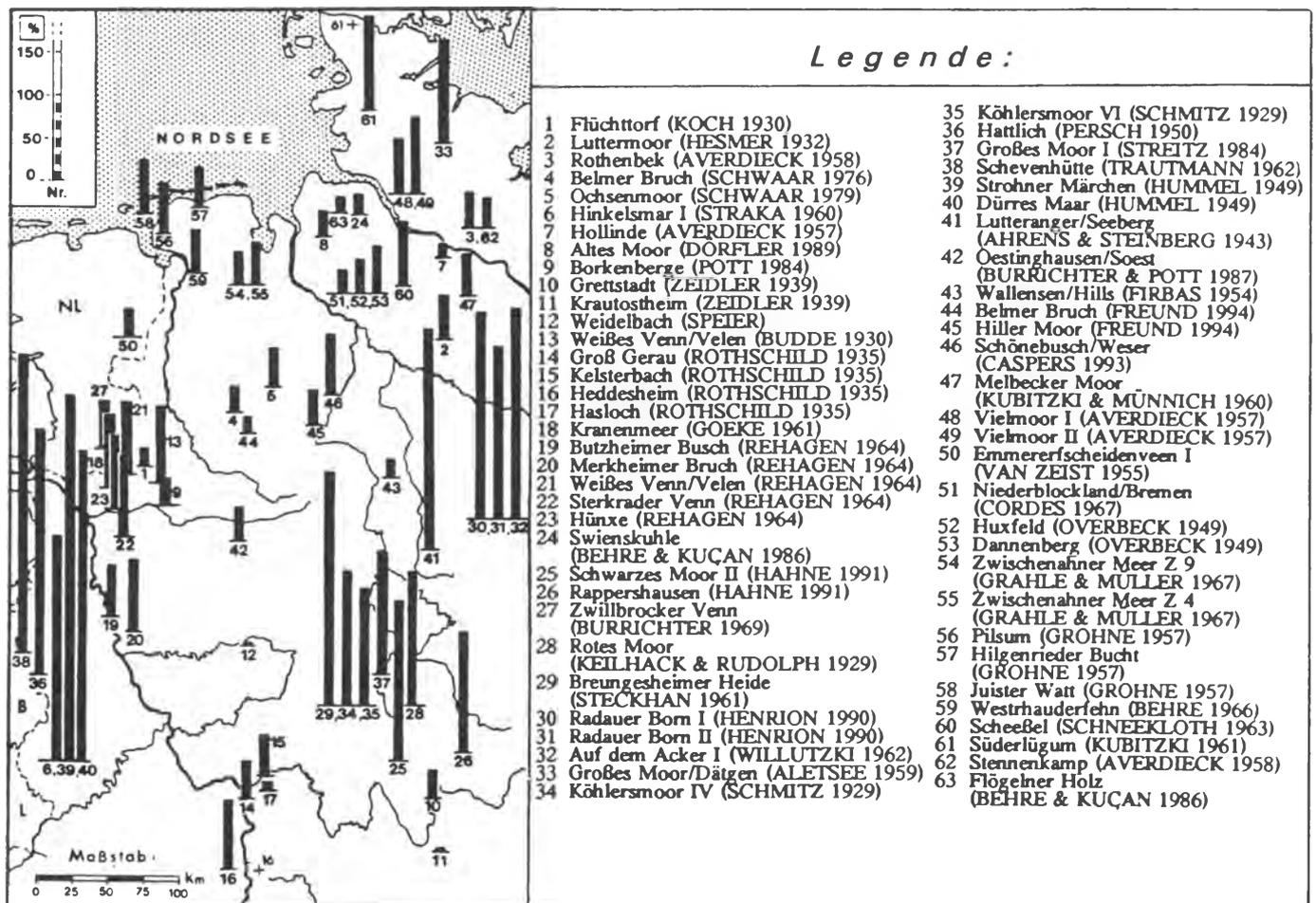


Abb. 3: Maxima der *Corylus*-Werte während des Boreal in Nordwestdeutschland und den angrenzenden Mittelgebirgen aus verschiedenen Pollendiagrammen, aus Speier 1994

prägender Gehölzart hinweisen, wie sie z.B. in präborealen Sedimenten der We-serauen (Caspers 1993) oder in Schleswig-Holstein nachgewiesen wurden (Menke 1969). Die Grünerle, die heute noch mit vikariierenden Sippen in der Arktis vertreten ist, hat in der Nacheiszeit eine Arealengrenzung auf die prä- und subalpine Region erfahren, wo sie galerieartige Gebüschformationen entlang der Fließgewässer aufbaut.

Mit dem Boreal (7000 – 6000 v. Chr.) findet im gesamten mitteleuropäischen Raum eine entscheidende Differenzierung der Vegetation statt, die sich in der Ausprägung haselreicher Kiefernwälder manifestiert. Dabei machen sich durch extraspezifische Konkurrenzprozesse auf den verschiedenen Böden schon früh Vegetationsgrenzbildungen bemerkbar. Während sich in Süddeutschland die Fichte in haselarmen Regionen gut durchsetzen kann, andererseits im Südosten *Picea* mit der Kiefer um die potentiellen Wuchsorte konkurriert, verdrängt *Corylus* in Norddeutschland offenbar die Birke (Küster 1993). Aber auch im nordwestdeutschen Raum selbst kommt es zu einer von der Ozeanität bzw. Kontinentalität sowie auch durch edaphische Gegebenheiten geprägten Ausbildung haselreicherer und haselärmerer Regionen (Abb. 3).

Dabei treten die Hochlagen der Mittelgebirge (Harz, linksrheinisches Schiefergebirge) sowie die schleswig-holsteinischen Jungmoränenlandschaften als vergleichsweise haselreiche Regionen hervor, während die sandreichen Altmoränenlandschaften sowie die rechtsrheinischen Silikatgebirge und die regenarmen Beckenlandschaften am Main sehr niedrige *Corylus*-Werte aufweisen.

Mit dem beginnenden Atlantikum (6000 – 3200 v. Chr.) geht die Bedeutung der Hasel wie auch der Kiefer wieder stark zurück. Die in den norddeutschen Raum einwandernden Laub- und Edellaubhölzer Eiche, Esche, Ulme, Ahorn und Linde erobern nun die vormals von Kiefern-Birkenwäldern eingenommenen Standorte und bilden entsprechend den unterschiedlichen Standortbedingungen räumlich differenzierte Laubmischwälder aus.

Dabei formieren sich – wie sich heute pollenanalytisch belegen läßt (s. z.B. Pott 1993, Freund 1994) – lindenreiche Eichenmischwälder mit geringen Buchenanteilen in der submontanen Stufe der

zentraleuropäischen Lößlandschaften. Mischwälder mit höheren Anteilen an Linde, Esche und Ulme sowie Ahorn kennzeichnen die höheren Lagen der Mittelgebirge, insbesondere dort, wo schluchtwaldartige Reliefbedingungen vorherrschen. Die armen Sandböden der nordwestdeutschen Geest zeichnen sich durch einen hohen Eichen- und Birkenanteil aus, während in den nährstoffreichen Flußauenlandschaften der größeren Flüsse und Ströme Ulmen-reiche Auenwälder dominieren.

Im ozeanisch getönten Westen Mitteleuropas wird die Kiefer auf extreme Standorte zurückgedrängt und bildet dort kleinere Reliktstandorte aus. Sie vermag sich gegen die Konkurrenz der Laubbäume lediglich auf den pleistozänen Sanderflächen Norddeutschlands sowie im Lagg-Bereich der im Atlantikum zahlreich entstehenden Hochmoore als auch auf kleineren Dünenzügen innerhalb von Kleinstmooren der Mittelgebirge zu behaupten (Burricher 1982, Pott 1982, 1984, Hüppe et al. 1989).

Im kontinentalen Klimat des Ostens, vor allem in den niederschlagsärmeren Gebieten östlich der Elbe, kann sich die Kiefer auf den ärmeren Sandböden auch großflächig halten (s. Müller 1953, Brande 1980).

Die Erle dagegen dominiert ab dem Atlantikum die staufeuchten Mulden- und Senkenlagen sowie die Talauen entlang der kleineren Fließgewässer, wo sie sich gegen die Konkurrenz der verschiedenen *Salix*-Arten durchsetzen kann, die nun ihrerseits auf die Weichholzaunen und fluviatilen Schotterflächen der großen Flüsse zurückgedrängt werden.

Als Ergebnis der Laubholzeinwanderung stellt sich bis zum mittleren Atlantikum folgendes Bild dar:

- Entstehung eines vielgestaltigen Mosaiks aus unterschiedlich aufgebauten atlantischen Mischwäldern auf allen Standorten Norddeutschlands mit Ausnahme der natürlich waldfreien, küstennahen Marsch, den sich herausbildenden Hochmooren und Felsstandorten der Mittelgebirge
- Zurückdrängung vormals dominierender Gehölze (*Pinus*, *Betula*, *Salix*) auf Relikt- und Sonderstandorten
- Verdrängung von thermo- und heliophilen Arten auf waldfreie Sonderstandorte mit der Folge der Entstehung von relikthaften Arealdisjunktionen
- Ausbildung von frühen, edaphisch

und klimatisch bedingten Vegetationsgrenzen

5. Phase der anthropo-zoogenen Sukzession von Wald- und Offenlandschaften

Mit der Einführung von Ackerbau und Viehzucht ab der Mitte des 5. vorchristlichen Jahrtausends wird die natürliche Sukzessionsentwicklung der Waldökosysteme auf vielen Standorten unterbrochen oder verändert. Die durch die Eingriffe des Menschen im Naturhaushalt hervorgerufenen Veränderungen sind so bedeutsam, daß in diesem Zusammenhang auch von der sogenannten „Neolithischen Revolution“ gesprochen wird. Die einsetzenden Veränderungen im Landschafts- und Vegetationsbild zeigen in den verschiedenen Naturräumen Norddeutschlands zeitliche und regionale Unterschiede auf. So besiedelten die Bauernkulturen der ältesten linienbandkeramischen Kultur zunächst die lößreichen Gebiete am Nordrand der Mittelgebirge sowie die intramontanen Lößbörden und Beckenlandschaften. Die frühesten Waldrodungen setzten dabei im Bereich der lindenreichen Eichenmischwälder auf den nährstoffreichen Pseudoschwarzerden und Lößbraunlehmen ein (Pott 1993). Rodungen späterer Kulturen greifen dann auf die angrenzenden Kalkhügellandschaften und die Mittelgebirge aus. Die nordwestdeutschen Geestbereiche werden ab etwa 3000 v. Chr. durch sog. Megalithräberkulturen in Besitz genommen (s. auch Behre 1987).

Durch die Anlage von Wohnflächen und Äckern schafft der neolithische Mensch künstliche Freiräume in den ursprünglichen Waldlandschaften. Mit dem Eintrieb des Viehs [Rinder, Pferde, Schweine, Ziegen, Schafe] in den Wald, durch die Laubheugewinnung, Streunutzung sowie die Holzentnahme für Hausbau und Herdfeuerung werden die nicht gerodeten Waldflächen in den Dienst der Landwirtschaft gestellt. Um das Vieh mit ausreichend Winternahrung zu versorgen, schnitt der jungsteinzeitliche Bauer regelmäßig das Laub nahezu aller verfügbaren Laubbäume (Schneitelung). Bevorzugt wurden Ulmen, Linden und vor allem Eschen geschneitelt; die Laubheugewinnung bezog sich in den Niederungen aber auch auf Erlen und Weiden. Efeuzweige – der Efeu (*Hedera*

es innerhalb der Hutungsflächen gleichsam zu spezifischen Sukzessions- und Regenerationsprozessen bei den verschiedenen Strauch- und Baumarten (Verbißformen, Einzelbaumvorkommen, Regenerationskomplexe), die nur im Zusammenhang mit der Viehhaltung zu verstehen sind (s. dazu *Schwabe-Braun* 1980, *Burrichter et al.* 1980, *Burrichter* 1984, *Pott* 1992b, *Pott & Hüppe* 1991).

In diese Phase der Kulturlandschaftsentstehung fallen gleichsam vegetationsgeschichtlich bedeutsame Entwicklungen der Gehölzflora:

■ der Rückgang von Linde und vor allem Ulme (Ulmenfall) an der Grenze zwischen Atlantikum und Subboreal (vergl. Tab. 3).

■ die verstärkte Ausbreitung der Buche und der Hainbuche ab dem Subboreal (3200 – 1300 v. Chr.) und verstärkt im älteren Subatlantikum (1300 v. Chr. – 900 n. Chr.).

Die Abnahme der Ulmenspektren an der Grenze zwischen dem Atlantikum und dem Subboreal („Ulmenfall“) ist in nahezu allen Pollendiagrammen Mitteleuropas nachweisbar. Frühere Diskussionen, es handle sich bei diesem Vorgang um die Auswirkungen einer rein klimatischen Veränderung, sind heute dem komplexen Bild, bestehend aus mehreren Einflußfaktoren, gewichen. Neueste Untersuchungen aus der Schweiz (*Rasmussen* 1989) und Großbritannien (*Peglar* 1993, *Peglar & Birks* 1993) sowie aus Zentralpolen (*Ralska-Jasiewiczowa & Geel* 1992) demonstrieren, daß weniger klimatische Effekte oder sich verändernde edaphische Bedingungen für diese Erscheinung verantwortlich sind, als vielmehr das komplexe Wirkungsgefüge aus menschlicher Einflußnahme und der infektiösen Einwirkung des Ascomyceten *Graphium ulmi*. Dabei spielte offenbar die weidebedingte Auflichtung der Waldbestände sowie die Laubheugewinnung in Form der häufig ausgeübten Ast- und Stammschneitelung die Grundlage für eine verstärkte Ausbreitung des Pilzes. Die regelmäßige und fortwährende Verletzung der Gehölze bedingte wohl eine erhöhte Anfälligkeit der bevorzugt zur Laubheugewinnung genutzten Ulmen, so daß eine großräumige Infektionswelle ganze Bestände in relativ kurzer Zeit vernichten konnte. Häufig ist in diesem Zusammenhang eine antagonistisch verlaufende Vermehrung der lichtliebenden Ha-

sel zu verzeichnen, wie sie beispielsweise auch in der Gegenwart im Zuge des durch *Ceratocystis ulmi* ausgelösten, niederländischen Ulmensterbens beobachtet werden konnte (*Rackham* 1980).

Die fortgesetzte anthropo-zoogene Auflichtung des Waldes in Form der Waldhude, durch Rodung und das Verlassen der Siedlungsorte nach der Erschöpfung der Ackerböden hat auch auf die Einwanderung der Buche (*Fagus sylvatica*) einen entscheidenden Einfluß ausgeübt. Sie profitierte nicht nur von einem allmählich kühler werdenden Klima, sondern konnte sich durch die Schwächung der atlantischen Laubmischwaldkomponenten auf den frei werdenden Flächen gegenüber der phytogenen Konkurrenz von Ulmen und Linden durchsetzen. Dabei ist die Buche als Schattholzart den lichtliebenden Gehölzen wie z.B. Eiche und Hasel auf Dauer im Konkurrenzkampf überlegen. Somit bedeutete die Arealoberung von *Fagus sylvatica*, daß diese heliophilen Gehölze immer mehr an Wachstumsmöglichkeiten einbüßten und auf die nicht buchenfähigen Standorte ausweichen mußten (z.B. nährstoffarme, sandreiche Böden und Auenwaldbereiche). *Fagus*-Pollen sind etwa seit der Mitte des Atlantikum in korrespondierenden Sedimenten gefunden worden, die ihr allmähliches Vordringen aus den illyrisch-mediterranen Refugialgebieten, den Cevennen, Pyrenäen und Südalpen ankündigen. Um ca. 4500 v. Chr. erreicht die Buche die Mittelgebirgslandschaften, wo sie zunächst die Kalk- und Lößstandorte besiedelt, um sich von dort aus in die Silikatgebirge auszubreiten (s. *Pott* 1992a, 1993).

Dabei haben die spezifischen Landnahmephasen der prähistorischen Kulturen offensichtlich indirekt zu einer Arealausweitung beigetragen. Pollenanalytische Untersuchungen aus dem Süderbergland (*Pott* 1985, *Speier* 1994) veranschaulichen z.B., daß besonders im Subboreal mit dem Beginn der frühbronzezeitlichen Kulturausweitung um 1900 v. Chr. ein deutlicher Schub der Buchenausbreitung erfolgt (Abb. 4). Mit der späten Bronzezeit und der frühen Hallstatt-Periode vollzieht sich nahezu zeitgleich die entgeltige Massenausbreitung von *Fagus* in den verschiedenen Montanlandschaften. Ähnlich verlief der Einwanderungsprozess wohl auch im äußersten Norden, wo die Buche um 1800 v. Chr. bis an die nördlichen Randbereiche der Geest sowie auf die

kalkreicheren Endmoränen Schleswig-Holsteins vordringt.

Mit der Bucheneinwanderung wird damit zum ersten Male in der nacheiszeitlichen Vegetationsgeschichte ein Gehölz in seiner Ausbreitungstendenz nicht mehr allein von klimatischen und edaphischen Gegebenheiten gesteuert, sondern durch den indirekten Einfluß des Menschen.

Unter ähnlichen Aspekten ist auch die Ausbreitung der Hainbuche (*Carpinus betulus*) zu sehen, die in Norddeutschland erst im älteren Subatlantikum (1300 v. Chr. – 900 n. Chr.) verstärkt in die verschiedenen Regionen vordringt. Sie trifft dabei im ozeanisch getönten Westen auf die Konkurrenz der bereits etablierten Laubgehölze, wo sie sich gegenüber der Buche auf den meisten Standorten nicht durchsetzen kann. Sie weicht innerhalb des Buchenareals auf die ärmeren Standorte aus, wo sie zusammen mit der Eiche Eichen-Hainbuchenwälder ausbildet. Im kontinentalen Osten dagegen vermag sie sich gegenüber der Buche durchsetzen und östlich der Oder in vielen Landschaften zu dominieren.

6. Prähistorische und historische Veränderungen der Gehölzflora

Mit dem Beginn der Metallgewinnung setzt seit der Bronzezeit (1800 – 750 v. Chr.) und verstärkt seit der Hallstatt-Periode (750 – 450 v. Chr.) ein immer intensiver werdender Zugriff des Menschen auf die natürlichen Ressourcen seiner jeweiligen Umwelt ein. Für die Reduktion der Erze mußten große Mengen von Holz zu Holzkohle vermerit werden, die bis zur Nutzung der Steinkohle im 19. Jahrhundert der einzige Energieträger der Metallverhüttung und -verarbeitung war. Die Metalle bedeuteten als nahezu beliebig formbare Werkstoffe aber auch eine neue technologische Möglichkeit zur Herstellung stets effektiver werdender Werkzeuge, die mit weitreichenden Folgen in Feld- und Waldwirtschaft angewendet werden konnten. Metallene Sägen, Äxte und Sichel ermöglichten beispielsweise eine wesentlich raschere Rodung von Waldarealen. Der eiserne Pflug verbesserte entscheidend die Bearbeitung der Äcker, so daß unter dem zunehmenden Bevölkerungsdruck immer größere Landesteile vom Menschen in Besitz genommen wurden.

Eisenzeitliche Metallschmelzer und Hüttenleute begannen in vielen Regionen der Mittelgebirge mit der Ausbeute der reichhaltigen, oberflächennahen Eisenerzvorkommen, in deren Zuge die ursprünglichen Rotbuchenwälder zur Holzkohleproduktion genutzt wurden. Pollen- und makrorestanalytische Untersuchungen (Fritz 1952, Pott 1985, Speier 1994) aus den verschiedenen Teilen des südwestfälischen Berglandes demonstrieren, daß ab der Hallstattperiode und insbesondere in der darauf folgenden Latènezeit (450 – 100 v. Chr.) unter dem Eindruck sich entwickelnder prähistorischer Industrien Eichen-Birken-Niederwälder als Ersatzsysteme der vormals flächendeckenden Buchenhochwälder entstanden. Im Bereich von Raseneisenerzvorkommen des nordwestdeutschen Tieflandes sind Eingriffe kleinbäuerlicher Eisenleute auf die jeweiligen Buchenwälder, Eichen-Birkenwälder und Erlenwälder nachgewiesen worden (Dörfler & Kroll 1992). In der von Kelten dominierten vorrömischen Eisenzeit entstanden – vermutlich im Zusammenhang mit den entstehenden frühindustriellen Wirtschaftszentren – eine große Anzahl von prästädtischen Siedlungen (Oppida) mit permanenten Landwirtschaftsflächen, die als sog. „celtic fields“ den fortschreitenden Prozess der eisenzeitlichen Kulturlandschaftsentstehung verdeutlichen (s. Behre 1977, Knörzer 1975).

Eine entscheidende Veränderung in der Entwicklung der Gehölzflora setzt mit der Einführung des römischen Landwirtschaftssystems der „villa rustica“ im besetzten Teil der Germania ein. Vorderasiatisch-mediterrane Baum- und Straucharten wie *Juglans regia* (Walnuß), *Castanea sativa* (Eßkastanie), *Prunus domestica* mit div. Subspezies (*ssp. domestica* = Pflaume; *ssp. italica* = Rundpflaume; *ssp. institia* = Kriecher) werden im Einflußbereich der römischen Herrschaft verbreitet und gelangen über Handelsverbindungen auch in den nordeutschen Raum.

Das Hohe und Späte Mittelalter sind durch einen weiteren Landesausbau gekennzeichnet, in dessen Verlauf kirchliche und landesherrliche Ortsgründungen in großer Anzahl in den noch wenig besiedelten Landschaften gegründet werden. Der in ständigem Rückgang begriffene Wald wird in vielen Landesteilen bis zur Neuzeit dabei bis auf landesherrlich geschützte Bannwälder nahezu völlig beseitigt. Durch übermäßige Holzentnahme zum Schiffs- und Gebäudebau, für die Salz-

siedereien sowie für die Holzkohlegewinnung kommt es vielerorts zu Holzmangelerscheinungen und Holznot. Die vielfältigen anthropo-zoogenen Ersatzsysteme nehmen – regional differenziert – seit der beginnenden Neuzeit entgeltlich landwirtschaftsprägenden Charakter an.

Die durch Holzraubbau und übermäßige Beweidung devastierten Eichen-Birken-Waldareale wandelten sich unter dem Einwirken der Holz- und Reisergewinnung für die Salzsiederei und die Schafhaltung in großflächige Heide- und Heulandschaften um, in denen Zwertsträucher (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idea*, *Erica tetralix*) und bewehrte Gehölze (*Juniperus communis*, *Rosa canina*, *Prunus spinosa*, *Ilex aquifolium*) sowie verschiedene Ginster-Arten (*Genista anglica*, *G. germanica*) zu dominierenden Elementen der Strauchflora werden.

In den atlantisch und vor allem ozeanisch getönten Teilen Norddeutschlands wie etwa dem Emsland, dem Oldenburger Land, Schleswig-Holstein oder Teilen der westfälischen Bucht deckten Hecken als „lineare Niederwaldstrukturen“ weitgehend den bäuerlichen Holzbedarf. Als planmäßig angelegte Wallhecken oder Knicks mit periodisch niederwaldartiger Bewirtschaftungsform dienten sie in erster Linie der Einhegung der allmündlichen oder privaten Ackerflächen. In den mittelalterlichen Esch-, Streu- oder Kampssiedlungen Norddeutschlands haben neben der Laubheu- und Holzgewinnung lebende Spalier- und Flechthecken eine wichtige Schutzfunktion vor Erosion und Sandverwehung. (Pott 1990 b).

In den eisenerreichen Mittelgebirgen des rheinischen Schiefergebirges dagegen entstand unter dem Eindruck der Waldverwüstungsphasen des 15. und 16. Jahrhunderts eine genossenschaftlich organisierte Waldwirtschaftsform, die als „Haubergswirtschaft“ 1467 erstmals urkundlich erwähnt wird. Unter landesherrlicher Sanktionierung etablierte sich dieses Betriebssystem besonders im Siegerland dem Lahn-Dill-Gebiet und dem südlichen Rothaargebirge, wobei sich in den benachbarten Montanregionen des Sauerlandes und Bergischen Landes gleichfalls Mischformen, Varianten oder stärker abgewandelte Systeme nach dem Genossenschaftsprinzip entwickelten. Die Haubergswirtschaft entstand in erster Linie als Reaktion auf die durch Holzverknappung mehrfach beeinträchtigten lokalen Eisenindustrien mit dem Ziel, industrielle und

landwirtschaftliche Erfordernisse in einer an Ackerflächen armen Landschaft zu vereinigen.

Diese Form der Niederwaldwirtschaft beinhaltet ein im Rotationsprinzip verankertes turnusmäßiges Abschlagen einzelner Waldparzellen, auf denen Loheschälung, Holzgewinnung, Holzkohleproduktion, Einsaat von Kulturpflanzen [Roggen, Hafer, Buchweizen] in meist 2-3jähriger Fruchtfolge, Ginsterbuschnutzung (*Sarothamnus scoparius*) und Waldweide nacheinander in fest bestimmten Zeiträumen stattfand (s. Pott 1985, 1990 b). Der alle 18 bis 22 Jahre stattfindende Bewirtschaftungszyklus führte zu einer völligen Umstrukturierung in der Gehölz- und Krautflora der Wälder. Da insbesondere die Buche bei kürzeren Umtriebszeiten von mehr als 30 Jahren keine wirtschaftlich nutzbare Wuchsfähigkeit besitzt, wird sie im Niederwaldbetrieb mit kurzen Umtriebszeiten durch ausschlagfreudige Gehölze wie Eiche und Birke verdrängt. Ihr ausgesprochenes Regenerationsvermögen läßt eine turnusmäßige Stangenholznutzung zu. Mit der immer wiederkehrenden Kahlschlagsituation stellen sich neben Vergrasungsstadien, heliophilen Schlagfluren auch Gebüschformationen, Saum- und Vorwaldstadien ein, die verschiedensten Gehölz- und Straucharten zumindest einen vorübergehenden Lebensraum bieten.

Eichen-Birken-Niederwälder zur Erzeugung von Stangen- und Kohlholz sowie zur Produktion von Gerberlohe (Eichenrinde) für die lederverarbeitenden Gewerbebranchen sind auch im norddeutschen Küstenraum entstanden, wo diese windgeschorenen Buschwälder als „Kratt“ bezeichnet werden. Im Gegensatz zu den Haubergswäldern des Berglandes fand in ihnen keine Kulturfruchteinsaat statt. Gleiches gilt für die physiognomisch ähnlich aufgebauten „Stühbuschformationen“ des Binnenlandes. Als Sonderform der Niederwaldnutzung entstand im Rheinland und in Teilen der Eifel die sog. „Rahmholzbewirtschaftung“, die bevorzugt zur Gewinnung von Buchenstangengehölzen als Rebstecken durchgeführt wurde (s. Schwontzen & Hecker 1985).

Auf den etwas reicheren Böden der Mittelgebirge, die potentielle Wuchsgebiete des *Galio odorati-Fagetum* sind, entstanden vielfach Niederwälder mit unregelmäßiger, kleinbäuerlicher Nutzung. Ihr Gehölzspektrum erstreckt sich von reinen Buchenniederwäldern auf den stark ge-

neigten Hängen der Hochlagen bis zu Eichen-Hainbuchen-Niederwäldern im Bereich der Unterhanglagen und Talsohlen. Bei extrem kurzen Umtriebszeiten kam es auch zur Ausbildung von sog. „Trischen“ oder „Tritschen“ aus reinen Haselstrauch-Niederwaldparzellen.

Waldvernichtung und Holznot machten aber auch Importe von Holz und Saatgut aus waldreicheren Landschaften nötig bzw. mündeten besonders im 17. und 18. Jahrhundert in die verschiedenen landesherrlichen Bemühungen um die Aufforstung der stark devastierten Flächen. So wurden z.B. in Norddeutschland große Areale ehemaliger Heideflächen mit brandenburgischen Provinzen der Schwarzkiefer (*Pinus sylvestris*) aufgeforstet, in den Mittelgebirgen kam die Fichte (*Picea abies*), die dort nur in den höchsten Mittelgebirgslagen an boreo-montanen Sonderstandorten im Einzelbaumvorkommen seit dem Atlantikum heimisch ist, zu einer großflächigen Verbreitung. In den Haubergsarealen des Siegerlandes findet sich sogar die mediterrane Zerreiche (*Quercus cerris*), die mit Samengut aus dem Balkan ins rheinische Schiefergebirge gelangte (Becker 1990). Daneben fanden in der Vergangenheit auch nordamerikanische Gehölze wie z.B. die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) oder die Sitka-Fichte (*Picea sitchensis*) Eingang in die neuzeitlichen Forsten.

Literatur

- Andersen, Th., 1970: The relative pollen productivity and pollen representation of north european trees and correlation for tree pollen spectra – Danm. Geol. Unders. II, 96, 1-99, Kopenhagen
- Barckhausen, J. & Müller, H., 1984: Ein Pollendiagramm aus der Leybucht - Probl. Küstenforsch. i. südl. Nordseegeb. 15, 127-135, Hildesheim
- Becker, A., 1990: Die Zerreiche-Fremdling im Siegerländer Hauberg – Wilhelm-Münker-Stift. 28, 42-47, Siegen
- Behre, K.-E., 1996: Untersuchungen zur spätglazialen und frühpostglazialen Vegetationsgeschichte Ostfrieslands – Eiszeitalter u. Gegenwart 17, 69-84, Öhringen/Württemberg
- Behre, K.-E., 1977: Acker, Grünland und natürliche Vegetation während der römischen Kaiserzeit im Gebiet der Marschensiedlung Bentumersiel/Unterems – Probl. d. Küstenforsch. i. südl. Nordseegeb. 12, 67-84, Hildesheim
- Behre, K.-E., 1987: Meeresspiegelbewegungen und Siedlungsgeschichte in den Nordseemarschen – Vortr. Oldenburger Landsch. 17, 5-47, Oldenburg
- Brande, A., 1980: Pollenanalytische Untersuchungen im Spätglazial und frühen Postglazial Berlins – Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 115, 21-72, Berlin
- Burricher, E., 1984: Baumformen als Relikte ehemaliger Extensivwirtschaft in Nordwestdeutschland – Drosera 84, 1-18, Oldenburg
- Burricher, E. & Pott, R., 1987: Zur spät- und nacheiszeitlichen Entwicklungsgeschichte von Auenablagerungen im Ahse-Tal bei Soest (Hellwegbörde) – In: Köhler, E. & Wein, N. (Hrsg.): Natur- und Kulturräume – Münsterische Geogr. Arb. 27, 129-135, Paderborn
- Burricher, E. & Pott, R. & Raus, T. & Wittig, R., 1980: Die Hudelandschaft „Borke-ner Paradies“ im Emstal bei Meppen – Abh. Westf. Mus. Naturk. 42, 4, 1-69, Münster
- Caspers, G., 1993: Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen zur Flußauenentwicklung an der Mittelweser im Spätglazial und Holozän – Abh. Westf. Mus. Naturk. 55, 1, 1-101, Münster
- Dörfler, W. & Kroll, H., 1992: Pollen, Holzkohle und Samen – Die Schlüssel zur Umwelt und Wirtschaft von Joldelund – In: Müller-Wille, M. & Hoffmann, D. (Hrsg.): Der Vergangenheit auf der Spur – Frühgeschichtliche Eisengewinnung und -verarbeitung am Kammberg bei Joldelund – 105-110, Neumünster
- Firbas, F., 1949: Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen, I. Fischer, Jena, 480 S.
- Freund, H., 1994: Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsentwicklung im westlichen Weserbergland – Abh. Westf. Mus. Naturk. 56, 1, 1-103, Münster
- Fritz, E., 1952: Zur Entstehung des Niederwaldes – Holzkohleuntersuchungen der Le Tène-Zeit aus dem Giebelwald – Bl. d. Siegerl. Heimatver. 3, 78-80, Siegen
- Haas, N. & Rasmussen, P., 1993: Zur Geschichte der Schneitel- und Laubfütterwirtschaft in der Schweiz – Eine alte Landwirtschaftspraxis kurz vor dem Aussterben – Diss. Bot. 196, 453-489, Berlin, Stuttgart
- Holtmeier, F. K., 1992: Ökologie und Geographie der oberen Waldgrenze – Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 1, 15-45, Hannover
- Hüppe, J. & Pott, R. & Störmer, D., 1989: Landschaftsökologisch-vegetationsgeschichtliche Studien im Kiefern-wuchsgebiet der Senne – Abh. Westf. Mus. Naturk. 51, 3, 1-77, Münster
- Knörzer, K.-H., 1975: Entstehung und Entwicklung der Grünlandvegetation im Rheinland – Decheniana 127, 195-214, Bonn
- Kreuz, A., 1990: Die ersten Bauern Mitteleuropas – Eine archäologische Untersuchung zu Umwelt und Landwirtschaft der ältesten Linienbandkeramik – Analecta Praehistorica Leidensia 23, 1-256, Leiden
- Küster, H., 1993: Die Entstehung von Vegetationsgrenzen zwischen dem östlichen und dem westlichen Mitteleuropa während des Postglazials – In: Lang, A. & Parzinger, H. & Küster, H. (Hrsg.): Kulturen zwischen Ost und West. Akademie-Verl.: 499 S., 473-492, Berlin
- Küster, H., 1996: Auswirkungen von Klimaschwankungen, Sukzessionen und menschlicher Landschaftsnutzung auf die Ausbildung mitteleuropäischer Wälder – Forstwiss. Cbl., 115, 301-320, Berlin
- Lang, G., 1994: Quartäre Vegetationsgeschichte Europas – 1. Aufl. Fischer, Jena, Stuttgart, New York: 462 S.
- Menke, B., 1969: Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an altpleistozänen Ablagerungen aus Lieth bei Elmsborn – Eiszeitalter u. Gegenwart 20, 76-83, Öhringen/Württemberg
- Müller, H., 1953: Zur spät- und nacheiszeitlichen Vegetationsgeschichte des mitteldeutschen Trockengebietes – Nova Acta Leopoldina NF 16, 110, 1-67, Berlin
- Overbeck, F., 1975: Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte. 1. Aufl. – Wacholtz, Neumünster
- Peglar, S.M., 1993: The mid-Holocene Ulmus-decline at Diss Mere, Norfolk, U.K.: A year-by-year pollen stratigraphy from annual laminations – Holecene 3, 1-13, London
- Peglar, S.M. & Birks, H.J.B., 1993: The mid-Holocene Ulmus-decline at Diss Mere, South-east England – disease and human impact? – Veget. Hist. Ar-

- chaeobot 2, 61-68, Berlin, Heidelberg
- Pott, R.*, 1982: Das Naturschutzgebiet „Hidder Bent – Donoper Teich“ in vegetationsgeschichtlicher und pflanzensoziologischer Sicht – Abh. Westf. Mus. Naturk. 44, 3, 1-108, Münster
- Pott, R.*, 1985: Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen – Abh. Westf. Mus. Naturk. 47, 4, 1-75, Münster
- Pott, R.*, 1990a: Die Haubergswirtschaft im Siegerland – Wilhelm-Münker-Stift. 28, 6-41, Siegen
- Pott, R.*, 1990b: Historische Waldnutzungsformen Nordwestdeutschlands – Heimatpfl. in Westf. 2, 1-9, Münster
- Pott, R.*, 1992a: Nacheiszeitliche Entwicklung des Buchenareals und der mitteleuropäischen Buchenwaldgesellschaften – NZ NRW-Sem.-ber. 12, 6-18, Recklinghausen
- Pott, R.*, 1992b: Geschichte der Wälder des westfälischen Berglandes unter dem Einfluß des Menschen – Forstarchiv 63, 171-182, Göttingen
- Pott, R.*, 1993: Farbatlas Waldlandschaften – Ausgewählte Waldtypen und Waldgesellschaften unter dem Einfluß des Menschen. 1. Aufl. Ulmer, Stuttgart: 224 S.
- Pott, R. & Hüppe, J.*, 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands – Abh. Westf. Mus. Naturk. 53, 1/2, 1-314, Münster
- Rackman, O.*, 1989: The history of countryside. The full fascinating story of Britain's landscape, London, 445 S.
- Ralska-Jasiewiczowa, M. & van Geel, B.*, 1992: Early human disturbance of the natural environment recorded in annually laminated sediments at Lake Gosciarz, Central Poland – Veget. Hist. Archaeobot. 1, 33-42, Berlin, Heidelberg
- Schwabe-Braun, A.*, 1980: Weidfeldvegetation im Schwarzwald. Geschichte der Nutzungsgesellschaften und ihre Komplexe – Bewertungen für den Naturschutz – Urbs et regio 18, 1-212, Kassel
- Schwontzen, B. & Hecker, K.*, 1985: Alte Waldnutzungsformen im Rheinland – Niederwald und Ramholzbuchen – Wald u. Wirtschaft 18, 2432-2434
- Speier, M.*, 1994: Vegetationskundliche und paläoökologische Untersuchungen zur Rekonstruktion prähistorischer und historischer Landnutzungen im südlichen Rothaargebirge – Abh. Westf. Mus. Naturk. 56, 3/4, 1-174, Münster

Anschrift des Verfassers

Dr. Martin Speier
 Institut für Geobotanik der Universität
 Hannover
 Nienburger Straße 17
 D-30167 Hannover

Situation der Waldbaumarten in Norddeutschland

von Berthold Soppa

1. Einleitung

Bevor der Mensch in die Baumartenverteilung Norddeutschlands eingriff, hatten sich hier im Zuge der nacheiszeitlichen Waldgeschichte im wesentlichen ausgedehnte Wälder mit Buche (*Fagus sylvatica*) entwickelt (Firbas, 1949).

Ohne menschlichen Einfluß würde die natürliche Pflanzendecke bei heutigem Klima noch heute zu 84% im wesentlichen aus Laubwald, vorherrschend Buchen- und Buchenmischwald, bestehen (Seedorf u. Meyer, 1992).

Seit Beginn der Siedlungstätigkeit wurde aber durch menschliche Aktivitäten die Waldfläche verringert sowie auch die Baumartenzusammensetzung verändert [große mittelalterliche Rodungen von 600 – 1300 n.Chr. mit Zunahme von Nichtbaumpollen (Getreide), Zunahme von Pollen von *Quercus* sowie anderer lichtliebender Laubgehölze wie *Corylus*, *Betula*, *Alnus* durch menschliche Bewirtschaftung, anschließend Zunahme von Nadelbäumen (Firbas, 1949, 1952); vom 16. bis ins 18. Jahrhundert haben starke Waldnutzungen durch Waldweide, Köhlerrei, Glas- und Eisenhütten, Holzhandel mit zunehmender Waldvernichtung die Waldstrukturen weiter verändert].

Die heutige Waldfläche und Baumartenverteilung in Niedersachsen und Schleswig-Holstein zeigt folgendes Bild:

Niedersachsen	
Waldanteil:	22,6%
	davon
	38% Laubbäume
	62% Nadelbäume

Schleswig-Holstein	
Waldanteil:	9,6%
	davon
	53% Laubbäume
	47% Nadelbäume

Siehe dazu auch Abb. 1.

Dieser auf den Erhebungen der Bundeswaldinventur (Stichtag 1.10.87) basierende allgemeine Überblick zeigt die aktuelle Baumartensituation bei den Baumartengruppen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein.

Nachfolgend sollen die Aktivitäten zur Erhebung von Baum- und Straucharten beschrieben werden, die von der Abt. C der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt im Zusammenhang mit der Erhaltung Forstlicher Genressourcen in

Niedersachsen und Schleswig-Holstein durchgeführt werden.

1985 wurde vor dem Hintergrund der Immissionschäden mit flächig absterbenden Wäldern in den höheren Gebirgslagen eine Bundesratsentschließung über Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt der Waldbaumarten verabschiedet sowie auch die Bildung einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Erhaltung Forstlicher Genressourcen“ initiiert.

Bund-Länder-Arbeitsgruppe

Aufgabe:

- Koordinierung bereits laufender sowie zukünftiger Aktivitäten im Bereich Generhaltung.
- Erstellen eines Konzepts zur Erhaltung forstlicher Genressourcen.

Ziele des Konzepts:

- Ausmaß der Gefährdung des Genbestandes unserer Baum- und Straucharten feststellen;
- Maßnahmen zum Erhalt der genetischen Mannigfaltigkeit unserer Baum- und Straucharten vorschlagen;
- Vorschläge zur organisatorischen Durchführung des Konzepts erarbeiten.

(Bund-Länder-Arbeitsgruppe, 1989)

Maßnahmen zur Erhaltung forstlicher Genressourcen gab es aber auch schon vor dieser Initiative, wie z.B. die Sicherung der genetischen Information von Reliktfichten im Oberharz auf Samenplantagen im Norddeutschen Flachland.

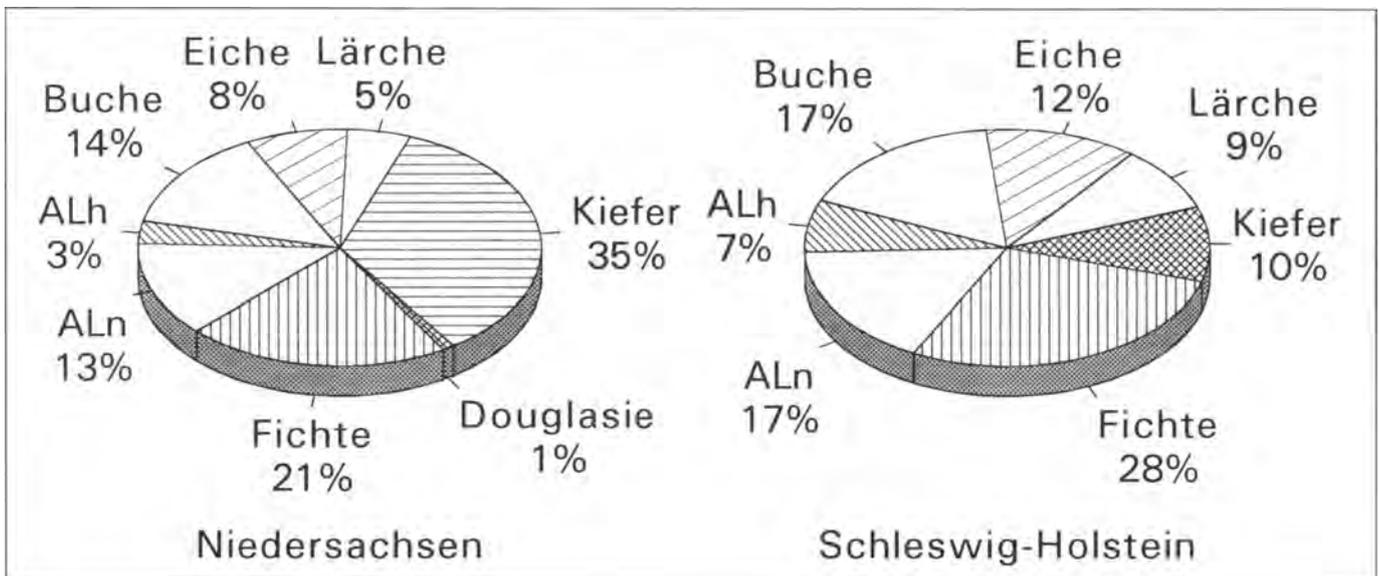


Abb. 1: Baumartenverteilung in Niedersachsen (nach H. Beuke, 1993) und Schleswig-Holstein (nach G. Heeschen, 1993)

Ziel der Arbeiten zur Erhaltung forstlicher Genressourcen ist die Bewahrung der genetischen Mannigfaltigkeit bei Baum- und Straucharten.

Die genetische Mannigfaltigkeit ist Grundvoraussetzung für den Erhalt stabiler Waldökosysteme bzw. ihren Wiederaufbau nach Minderung der Schadstoffbelastungen.

Die genetische Mannigfaltigkeit = Vielfalt = Variabilität stellt das Reaktionspotential dar für eine Anpassung an sich verändernde Umweltbedingungen sowohl biotischer als auch abiotischer Art, sowohl auf Populations- als auch auf Individualebene.

Gerade in unserer heutigen Zeit, in der weltweite Klimaänderungen prognosti-

ziert werden und völlig unklar ist, welchen Entwicklungen wir in unserer anthropogen beeinflussten Umwelt zusteuern, muß die Erhaltung der genetischen Vielfalt als sinnvolle vorbeugende Maßnahme gelten.

Die Konferenz in Rio 1992 zum Thema Biodiversität sowie die Ministerkonferenzen zum Schutz der Wälder in Europa 1990 in Straßburg sowie 1993 in Helsinki zeigen die weltweit zunehmende Aufmerksamkeit in Hinsicht auf die Bewahrung der biologischen Vielfalt, zu der auch die genetische Vielfalt gehört, aufgrund der durch menschliche Aktivitäten hervorgerufenen anhaltenden Umweltbelastungen und Umweltzerstörungen.



Abb. 2: Flächendeckende Erhebungen zur Aufnahme von Generhaltungsobjekten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein; Stand Juni 1995

2. Erfassung von Baumarten als Generhaltungsobjekte

Die Abt. C der NFW hat für die Bundesländer Niedersachsen und Schleswig-Holstein den Auftrag, die genetische Mannigfaltigkeit von Waldbäumen und Sträuchern zu bewahren. Zu diesem Zweck werden im Rahmen von Werkverträgen mit freien Mitarbeitern flächendeckende Erhebungen zum Erfassen von Generhaltungsobjekten durchgeführt. Schwerpunkt sind derzeit die Flächen der Staatl. Forstämter sowie deren Betreuungsforsten. Im Rahmen eines Pilotprojekts im Bereich des Forstamtes Bersenbrück wurden auch Privatwaldflächen in die Untersuchung eingeschlossen.

Vor diesen flächendeckenden Aufnahmen hat es schon Erhebungen in Form von Umfragen bei Forstdienststellen und Waldbesitzern für seltenere Baumarten gegeben. In Abhängigkeit von befragter Person und jeweiligem Interesse waren die Rückmeldungen recht unterschiedlich und im Zusammenhang mit den flächigen Aufnahmen stellte sich heraus, daß es teilweise deutliche Lücken im Wissen gab.

Die Erfassung der Objekte berücksichtigt im wesentlichen folgende Aspekte:

- die Erfassung seltener und bedrohter einheimischer Baumarten (z.B. Wildobst, Eibe) sowie Straucharten, wobei auch regionale Seltenheit von Bedeutung ist (z.B. Buche im Hochharz);
- die Erfassung von Populationen einheimischer Baum- und Straucharten auf Sonderstandorten, insbesondere wenn sie der natürlichen Waldgesellschaft entsprechen (z.B. Erlenbrücher, Auwälder);
- die Erfassung von repräsentativen Populationen bei einheimischen Haupt- und Nebenbaumarten, die möglichst autochthon sind bzw. aufgrund ihrer Vitalität eine gute Anpassung an die standörtlichen und klimatischen Verhältnisse aufweisen, wobei auch qualitative Gesichtspunkte mit berücksichtigt werden (z.B. Buche, Eiche, Fichte, Kiefer, Erle, Birke, Eberesche etc.);
- die Erfassung von nicht heimischen Baumarten, die aufgrund von Vitalität und Wuchs eine Anpassung an hiesige Verhältnisse beweisen und die qualitativ in wirtschaftlicher Hinsicht überzeugen (z.B. Douglasie, Lärche);
- die Erfassung von phänotypischen oder phänologischen Besonderheiten bei den Baumarten;

■ die Erfassung von nicht heimischen Baumarten, deren Vorkommen im natürlichen Verbreitungsgebiet bedroht sind.

Diese ausgewählten Objekte werden je nach ihrer Bedeutung für Generhaltung entweder in einer Datei Generhaltung (GE) oder in einer Datei Gendatensammlung (GDS) datenbankmäßig erfaßt.

Die Erfassung in der Datei Generhaltung hat aktive Maßnahmen zur Sicherung der genetischen Information zur Folge.

Die Maßnahmen erfolgen als In-situ-Maßnahmen an dem Ort, an dem sich das Objekt ursprünglich befindet (z.B. Begünstigen seltener Arten, Beschränkung auf Naturverjüngung bzw. Pflanzung von bestandeseigenem Material, Zaunbau als Schutz vor Wildverbiß).

Weitere Maßnahmen zur Sicherung der genetischen Information außerhalb des

Ursprungsortes werden als Ex-situ-Maßnahmen durchgeführt. Dazu gehören z.B. die Saatguteinlagerung, die Werbung von Samen, Stecklingen und Pfropfreisern zur Anlage von Plantagen.

In-situ- und Ex-situ-Methoden werden als komplementär und nicht als gegensätzlich betrachtet (Kleinschmit, J.; Brötje, H.; Fellenberg, U., 1992).

Die GDS-Datei stellt einen Informationspool dar, um die bei den flächigen Aufnahmen und sonstigen Meldungen eingegangenen Informationen zu sichern. Bei Bedarf und Notwendigkeit kann auf diese Informationen zurückgegriffen werden.

3. Bisherige Ergebnisse der Aufnahmen

Im Rahmen der flächigen Aufnahmen (Beginn etwa 1990) wurden in Niedersachsen bis heute (Juni 1995) eine Fläche von ca.

137.000 ha bearbeitet (Gesamtwaldfläche 1.068.000 ha), in Schleswig-Holstein ca. 11.250 ha (Gesamtwaldfläche 155.000 ha).

Hinzu kommen die aus Umfragen resultierenden Meldungen insbesondere bei den selteneren Baumarten.

Datei Generhaltung (GE)

Bisher wurden als Generhaltungsobjekte 40 Baumarten (10 Nadelbaumarten, 30 Laubb Baumarten) in die GE-Datei mit einer Maßnahmenplanung zur Generhaltung aufgenommen:

Insgesamt sind bisher 677 Bestände in situ mit einer Fläche von 1469 ha für aktive Generhaltungsmaßnahmen ausgeschlossen worden,

davon 366 Bestände mit Nadelbäumen mit einer Fläche von 272 ha und 311 Bestände mit Laubbäumen mit einer Fläche von 1197 ha.

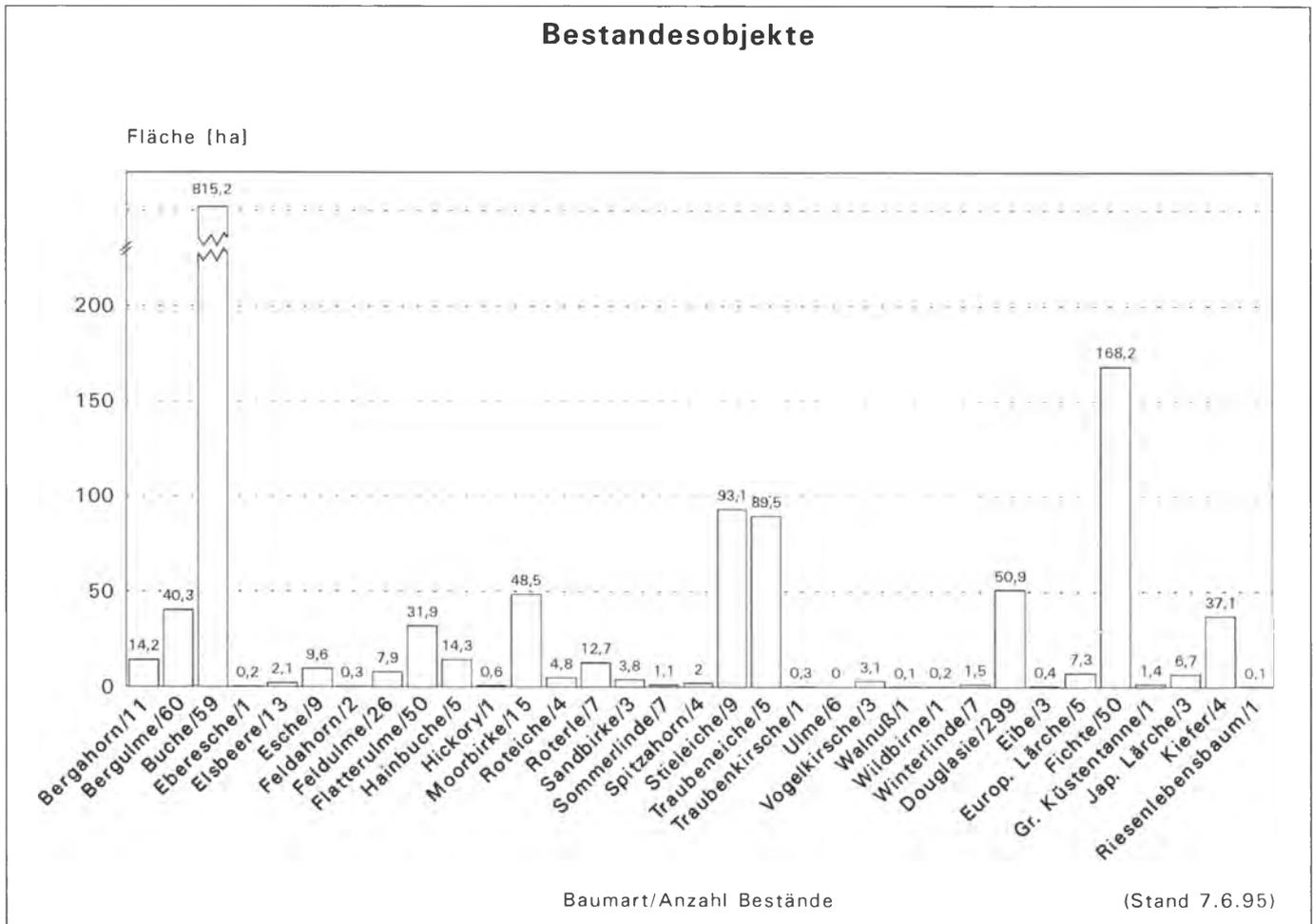


Abb. 3: Übersicht über die Vorkommen von Objekten zur Generhaltung aus den Kartierungen und Erhebungen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein

Bei den Einzelobjekten (Generhaltungsobjekte mit weniger als 20 Individuen in einer annähernd zusammenhängenden Fläche von weniger als 0,1 ha Fläche bei Bäumen bzw. 0,01 ha bei Sträuchern) wurden in situ bisher insgesamt 1832 Einzelobjekte mit 3926 Individuen für aktive Maßnahmen zur Generhaltung ausgeschieden, davon 127 Objekte mit 244 Nadelbäumen, 1705 Objekte mit 3682 Laubbäumen.

Datei Gendatensammlung (GDS)

Im Rahmen der flächendeckenden Erhebungen sowie sonstiger Meldungen wurden zusätzlich Angaben über Vorkommen von insgesamt 72 Baumarten datenbankmäßig erfaßt (24 Nadelbaumarten, 48 Laubbaumarten). Diese Objekte sind in der GDS-Datei abgespeichert. Es handelt sich um 1779 Objekte, die sich verteilen auf: 526 Bestandesobjekte mit einer Fläche

von 1152 ha, davon bei Nadelbäumen 115 Bestände mit einer Fläche von 187 ha, Laubbäumen 399 Bestände mit einer Fläche von 964 ha, Sträuchern 12 Bestände mit einer Fläche von 1 ha, sowie 1253 Einzelobjekte mit 4461 Bäumen, davon 228 Objekte mit 951 Nadelbäumen, 990 Objekte mit 3357 Laubbäumen, 33 Strauchobjekte mit 153 Individuen.

4. Zusammenfassung

Die Arbeiten zur Erhaltung von Waldgenressourcen haben das Ziel, die genetische Vielfalt von Bäumen und Sträuchern zu bewahren.

Die intensive Nutzung unserer Wälder durch den Menschen bereits seit dem frühen Mittelalter hat die ursprüngliche

Baumartenzusammensetzung und Waldverteilung stark verändert. Durch die „Neuartigen Waldschäden“ sowie die prognostizierte Klimaänderung sind unsere heutigen Wälder einer zunehmenden Gefährdung ausgesetzt, die zu der Notwendigkeit geführt hat, die Erhaltungsarbeit beschleunigt voranzutreiben.

In das Programm zur Generhaltung sind derzeit 40 Baumarten mit einer Maßnahmenplanung aufgenommen (10 Nadelbaumarten, 30 Laubbaumarten).

Im Rahmen der Erhebungen zur Generhaltung wurden daneben Angaben über Vorkommen von insgesamt 72 Baumarten in einer Datei Gendatensammlung erfaßt (24 Nadelbaumarten, 48 Laubbaumarten).

Literatur

Beuke, H., 1993: Hauptergebnisse der Bundeswaldinventur für Niedersachsen – AFZ 23: 1205-1209

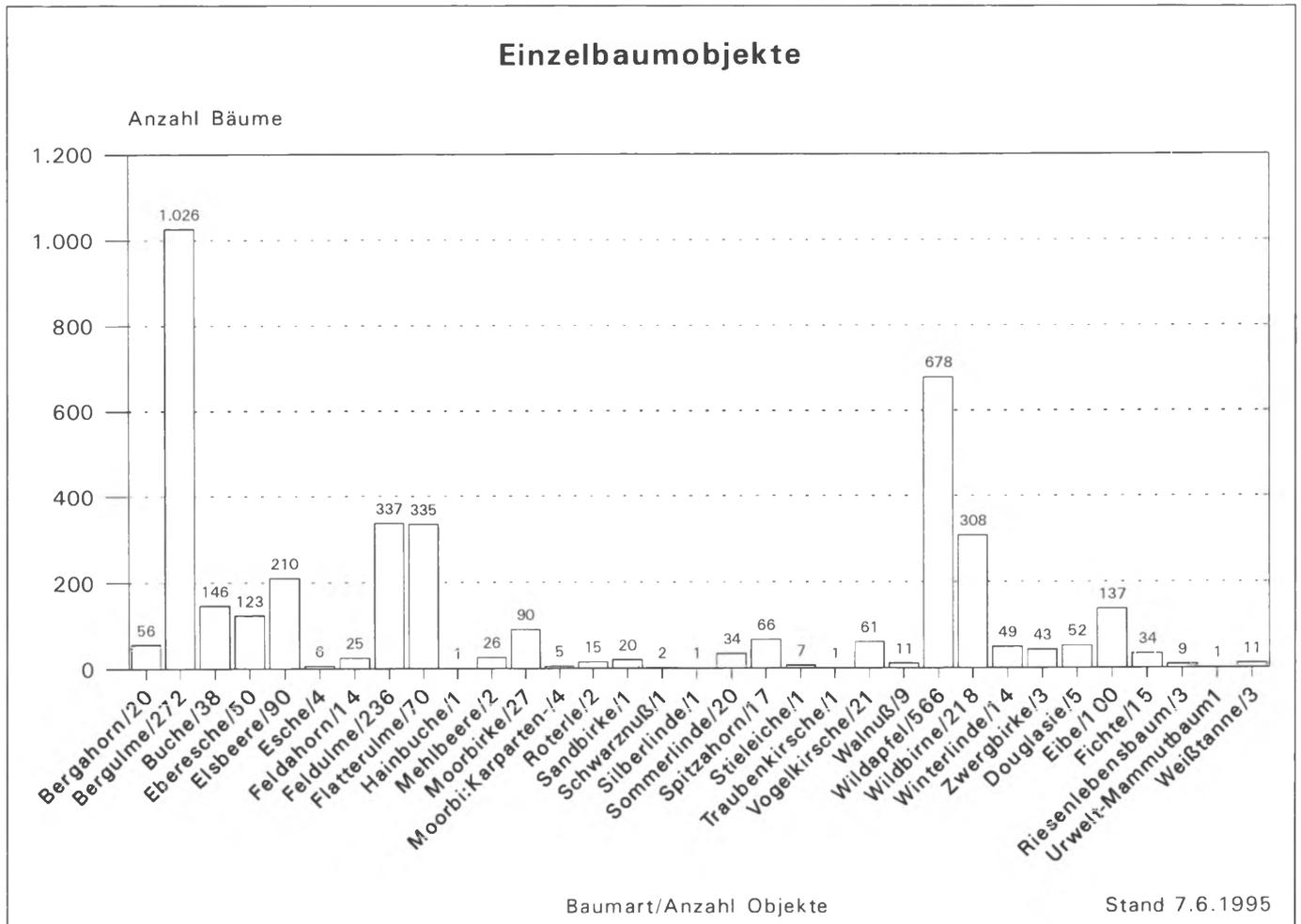


Abb. 4: Übersicht über die Vorkommen von Objekten zur Generhaltung aus den Kartierungen und Erhebungen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein

- Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Erhaltung forstlicher Genressourcen“*, 1989: Konzept zur Erhaltung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland – Forst und Holz 44 (15): 379-404
- Firbas, F.*, 1949: Waldgeschichte Mitteleuropas, erster Band – Allgemeine Waldgeschichte – Gustav Fischer Verlag, Jena
- Firbas, F.*, 1952: Waldgeschichte Mitteleuropas, zweiter Band – Waldgeschichte der einzelnen Landschaften – Gustav Fischer Verlag, Jena
- Hattemer, H.H. & Bergmann, F. & Ziehe, M.*, 1993: Einführung in die Genetik für Studierende der Forstwissenschaft – J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main
- Heeschen, G.*, 1993: Ergebnisse der Bundeswaldinventur schließen empfindliche Lücken – AFZ 23: 1196-1198
- Kleinschmit, J. & Brötje, H. & Fellenberg, U.*, 1992: Das niedersächsische Programm zur Erhaltung seltener und bedrohter Baumarten – AFZ 11: 594-597
- Kleinschmit, J.*, 1994: Sicherung der genetischen Ressourcen im Wald – Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg: S. 153-162 Kongressforum „Holz“ im Rahmen der Internationalen Grünen Woche in Berlin.
- Kleinschmit, J.*, 1995: Erhaltung forstlicher Genressourcen – bisherige Maßnahmen des Bundes und der Länder – Holz-Zentralblatt Nr. 19: S. 322
- Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV) – Abt. C –*, 1995: Interne Arbeitsanweisung zur Erhaltung von Genressourcen bei Baum- und Straucharten – unveröffentlicht
- Seedorf, H.H. & Meyer, H.-H.*, 1992: Landeskunde Niedersachsen. Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes. – 517 S. Neumünster

Anschrift des Verfassers

Berthold Soppa
Forstrat
Nieders. Forstliche Versuchsanstalt
Abt. C – Forstpflanzenzüchtung
Forstamtsstraße 6
D-34355 Staufenberg-Escherode

Genetische Kriterien für die Erhaltung forstlicher Genressourcen

von Gerhard Müller-Starck

1. Ausgangssituation

Die gegenwärtige Zusammensetzung der Baum- und Strauchvegetation ist primär die Folge einer tiefgreifenden Umgestaltung der Wälder durch den Menschen. Es handelt sich um gravierende Änderungen der Populationsstrukturen von Baum- und Straucharten (Fragmentierung, Reduzierung der Populationsgrößen), um Verdrängung von Arten sowie um großflächige künstliche Begründung von Beständen. Durch Verwendung nicht standortsgemäßen Vermehrungsguts dürfte die Anpassungsfähigkeit vieler künstlich begründeter Waldbestände unzureichend sein.

Parallel zu diesen ökologischen und genetischen Fehlentwicklungen vollzogen sich Änderungen der Umweltbedingungen, die vor allem durch die zunehmende Industrialisierung verursacht wurden. Die Folge waren neuartige Streßkonstellationen, die lokal und regional eine Zunahme komplexer Walderkrankungen bewirkten. Die zu erwartenden globalen Klimaänderungen werden diesen Trend zu größerer Komplexität der Umweltbedingungen und damit auch der Streßkonstellationen noch verstärken.

Das Bewußtsein um die Begrenztheit natürlicher Ressourcen hat in jüngster Vergangenheit neue politische Rahmenbedingungen geschaffen, die sich auch auf Waldbestände und das forstliche Management auswirken werden. Es sind dies z.B. die Resolution Nr. 2 (Erhaltung forstlicher Genressourcen) der Ministerkonferenz von Strasbourg 1990, die Definition der nachhaltigen Bewirtschaftung sowie der Grundsätze der Waldwirtschaft anlässlich der 2. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Helsinki 1993 sowie die Nachfolgetreffen in Genf 1994, welche die Initiativen von Montreal und Helsinki gebündelt haben. Das 2. Europäische Naturschutzjahr 1995 mit dem Motto „Naturschutz außerhalb von Schutzgebieten“ setzt weitere wichtige Maßstäbe.

2. Die Bedeutung forstlicher Genressourcen für das Überleben der Wälder

Die Begriffe „biologische Vielfalt“ und „Biodiversität“ können sich auf die genetische Variation innerhalb von Arten beziehen, auf die Artenvielfalt innerhalb von Ökosystemen sowie auf die Variation zwischen Ökosystemen. **Genressourcen** betreffen Populationen oder Individuen einer Art. Es handelt sich hierbei um biologisches Material, welches entweder besonders variable genetische Information enthält oder in Sonderfällen auch spezifische Teilinformationen. Elemente dieser Informationen sind die Gene (Allele), die Genotypen sowie deren Häufigkeitsverteilung in Populationen. Die Quantifizierung genetischer Information erfolgt durch die Beschreibung der Variation innerhalb von Populationen (z.B. Heterozygotiegrad, Heterozygotenanteil, genetische Vielfalt, Diversität, Differenzierung) und die Variation zwischen Populationen (z.B. genetischer Abstand, Differenzierung). „Genkonservierung“ ist nur dann sinnvoll, wenn Genressourcen in einem Zustand erhalten werden, in dem sie wieder regeneriert werden können. Ziel konservierender Maßnahmen ist die Bewahrung der Anpassungsfähigkeit der Wälder an variable Umweltbedingungen einschließlich ihrer ökologischen, sozialen und ökonomischen Leistungsfähigkeit.

Die Erhaltung forstlicher Genressourcen hat besondere Bedeutung, weil Waldbäume im Vergleich zu anderen Pflanzenarten eine ungewöhnlich **große genetische Variation** aufweisen: So beträgt der Anteil heterozygoter (mischerbiger) Individuen in Waldbeständen bei Nadelbaumarten durchschnittlich 25,1% und bei Laubbaumarten durchschnittlich 23,4% (berechnet nach Müller-Starck 1991), während er im Mittel von über 300 dikotyledonen Arten lediglich bei 11,3% liegt (nach Mitton 1983). Die in Populationen nachweisbare mittlere Anzahl von

Genen pro Genort beträgt bei Waldbäumen 2,2 für Nadelbaumarten und 2,7 für Laubbaumarten. Die entsprechenden Referenzwerte für Dikotyledonen liegen bei 1,4 (nach Müller-Starck 1991, Hamrick und Godt 1989). Die daraus ableitbare Anzahl von genetisch verschiedenen Individuen (maximale potentielle genotypische Vielfalt = MPGV) erreicht im Falle von 18 Genorten eine Anzahl, die im Falle von Waldbaumarten über 76 Mrd. beträgt, während es für die Dikotyledonen-Referenzarten weniger als 100.000 sind. In dieses außergewöhnlich große Potential von Waldbeständen zur Erzeugung genetischer Vielfalt kann der Mensch gravierend eingreifen. Dieses Problem stellt sich bereits, wenn bei der Beschaffung von forstlichem Vermehrungsgut statt einer repräsentativen Beerntung von Waldbeständen lediglich wenige Einzelbäume beerntet werden.

Die bisherigen Untersuchungen über den Einfluß von **Umweltstreß** auf genetische Ressourcen von Baumarten haben folgende Ergebnisse erbracht (Übersicht s. Müller-Starck 1994): Bei allen Inventuren (Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer, Tanne) können signifikante Unterschiede zwischen toleranten und sensitiven Kollektiven nachgewiesen werden. Es treten verschiedene Formen der Selektion und Genverluste auf. In vielen Fällen erhöht individuelle genetische Vielfalt die Viabilität der betreffenden Bäume. Besonders bei den Baumarten Buche und Kiefer ist hohe genetische Diversität von Kollektiven mit einem deutlichen Viabilitätsvorteil verbunden.

Hohe genetische Variation ist eine entscheidende Voraussetzung für genetische Reaktionen auf Änderungen der Umweltverhältnisse. „Genetische Reaktion“ bedeutet, daß die für Waldbäume charakteristische Reduzierung der Populationsdichten immer wieder ausreichend viele angepaßte Individuen hinterläßt, so daß der Fortbestand der Population gesichert ist. Somit bestimmt die genetische Variation die Fähigkeit zur Anpassung und ist die Basis für das Überleben unter variablen Umweltbedingungen. Langfristig ist es die genetische Variabilität, d.h. die Fähigkeit, immer wieder genetische Variation bereitzustellen. **Anpassungsfähigkeit** ist das Potential von Populationen zur Anpassung an variable Umweltbedingungen entsprechend der gegebenen genetischen Variabilität. Anpassungsfähigkeit ist somit ein wichtiger ökologischer

genetischer Stabilitätsparameter. Die Stabilität innerhalb von Arten trägt zum Fortbestand der Waldökosysteme bei – vor allem auch deshalb, weil Baumarten die Träger dieser Systeme sind.

Langlebige Waldökosysteme sind unvermeidbar mit **äußerst variablen Umweltbedingungen** konfrontiert, wobei vor allem das Mißverhältnis zwischen den Generationszyklen des Wirtes und seiner Parasiten Instabilität bewirkt. Dies gilt auch für die geringe Beeinflußbarkeit der Umweltheterogenität (keine Schadensprophylaxe oder sonstigen landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen) und die Unzuverlässigkeit langfristiger Prognosen hinsichtlich künftiger Konstellationen von Umweltstreß.

Angeichts dieser Besonderheiten forstlicher Umweltverhältnisse kann sich der Schutz forstlicher Genressourcen nicht nur auf statische Formen der Konservierung beschränken (Einlagerung von Samen, Pflanzenteilen, Pollen). Entscheidend ist, daß genetische Variation (Variabilität) in Waldbeständen präsent ist, und zwar umso notwendiger, je heterogener die Umweltbedingungen sind.

3. Genressourcen und Waldbewirtschaftung

Das forstliche Management kann substantiell in die genetischen Ressourcen der Wälder eingreifen. Dies betrifft primär die Beeinflussung genetischer Strukturen. Zentraler Punkt ist jedoch der Verlust an genetischer Information, durch welchen das Anpassungspotential der Wälder nachhaltig beeinträchtigt werden kann. Eine weitere Gefahr ist die leicht mögliche Begünstigung von Inzuchtbelastungen (z.B. *Hattemer et al.* 1981, *Hattemer* 1982, *Müller-Starck* 1982). Der Schutz forstlicher Genressourcen betrifft alle Bereiche der Waldbewirtschaftung. Diese Hypothese ist durch die Ergebnisse genetischer Inventuren gerechtfertigt, jedoch muß der Kenntnisstand über diese Pilotstudien hinaus durch breiter angelegte Untersuchungen erweitert werden (bisherige Erkenntnisse s. z.B. *Geburek* und *Thurner* 1993, *Hosius* 1993, *Rotach* 1994). Besondere Bedeutung hat die Waldverjüngung, weil damit die Anpassungsfähigkeit, das Überleben und damit die Realisierung der vielfältigen Leistungen des künftigen Waldes bestimmt wird. Zur Erhaltung des Anpassungspotentials und

zur Vermeidung von Inzuchtbelastungen tragen folgende Maßnahmen bei:

a) Waldverjüngung nach genetischen Kriterien

Wichtigstes Ziel der Naturverjüngung ist die Weitergabe der genetischen Information des lokal angepaßten Altbestandes. Daher sind solche waldbaulichen Maßnahmen zu empfehlen, die einen möglichst langen Verjüngungszeitraum einbeziehen und dadurch viele Reproduktionsperioden beteiligen. Kleinflächige Verjüngungsverfahren sind vorteilhaft, weil die damit verbundene Förderung der natürlichen Heterogenität der Umweltbedingungen (Mosaikstrukturen) sehr wirksam zur Erhaltung der genetischen Variabilität beiträgt. In Sonderfällen einer genetischen Verarmung von Naturverjüngungen sollte die Möglichkeit einer Überpflanzung mit standortgemäßem genetisch überprüfem Vermehrungsgut in Erwägung gezogen werden. Wichtig ist die konsequente Einbeziehung mehrerer Arten in Anlehnung an natürliche Waldgesellschaften.

Bei der künstlichen Verjüngung ist die Auswahl des forstlichen Vermehrungsgutes eine Entscheidung, welche langfristig über die Anpassungsfähigkeit und das Überleben der sich daraus entwickelnden Waldbestände entscheidet. Genetisch verarmtes Vermehrungsgut ist gleichbedeutend mit einem geringen Anpassungspotential der Verjüngung. Fehler können durch die natürliche genetische Selektion dann nicht mehr korrigiert werden, zumal sie bei der geringen Populationsdichte (Weitverbände) in ihrer Wirkung ohnehin entscheidend eingeschränkt ist. Zu empfehlen ist die Auswahl des Vermehrungsgutes nach genetischen Kriterien. Dies erfordert auch eine Überprüfung der genetischen Konsequenzen des Beerntungsmodus (Mindestanzahl der zu beerntenden Bäume) sowie eine ressourcenbezogene repräsentative Auswahl von Erntebeständen.

Wichtigstes Ziel genetischer Inventuren ist das Vermeiden von Genverarmung und Inzuchtbelastungen. Ein weiterer wichtiger Schritt ist die Anzucht des Vermehrungsgutes auf Waldstandorten und nicht unter optimierten Umweltverhältnissen in Anlehnung an landwirtschaftliche Produktionsmethoden. Die damit verbundene Erhaltung möglichst jedes Individuums kann für eine Population eine

Belastung bedeuten, die dann nicht mehr auf dem Wege der natürlichen Selektion aus der Population übertragen wird und sich dort wegen des geringen Dichtstandes sehr nachteilig auswirken kann. Eine notwendige Maßnahme zum Schutz genetischer Ressourcen ist das Vermeiden von weitständigen Pflanzungen, weil hierdurch das natürliche Anpassungspotential unnötig eingeschränkt wird. Künstliche Bestandesbegründung sollte sich nach Möglichkeit an den natürlichen Gegebenheiten orientieren (Dichtstand, Mischbestände), vor allem dann, wenn es sich um langlebige Waldökosysteme handelt.

b) Vermeidung genetischer Risiken

Jeder Trend zur genetischen Einheitlichkeit von Baumpopulationen verbessert deren Eignung als Substrat für Parasiten. Generell besteht latent die Gefahr des Verlustes an Anpassungsfähigkeit, d.h. an flexiblen Reaktionen auf Änderungen der abiotischen oder biotischen Umweltverhältnisse. Diese Anpassung geschieht unter Verlust nicht-angepaßter Individuen, wobei sich die Häufigkeitsverteilungen der Genotypen erheblich verändern können. Wegen der natürlichen Abnahme ihrer Dichte können Populationen auf diese Weise Umweltveränderungen abpuffern, solange noch genügend angepaßte Individuen in der Population verbleiben. Im Extremfall genetischer Uniformität ist dieses Puffervermögen so stark begrenzt, daß Populationen sehr leicht in Extinktionsgefahr geraten.

Genetische Uniformität wird induziert, wenn z.B. bei langlebigen Organismen nur wenige Klone großflächig angebaut werden. Die genetische Transformation bei Waldbäumen (Zusammenfassung siehe *Charest and Michel* 1991) wird diesen Trend zur genetischen Uniformität begünstigen, weil der hohe technische Aufwand die Klonzahl zwangsläufig begrenzt. Davon abgesehen ergeben sich unkontrollierbare Risiken bei der Freisetzung genetisch transformierter Pflanzen in Wildpopulationen, weil effiziente Pollenverbreitung Hybridisierung ermöglicht und neue molekulare Konstellationen und Rekombinanten innerhalb und zwischen Arten entstehen können. Ein besonders gravierendes Risiko ergibt sich daraus, daß Fremd-DNA nicht nur an den markierten Stellen gezielt eingebaut wird, sondern auch unkontrolliert anderenorts im Genom.

In offenen Waldökosystemen ist der Anbau transgener Pflanzen aufgrund des gegenwärtigen Kenntnisstandes nicht gerechtfertigt. Forstliche Umweltbedingungen sind zu komplex, als daß die durch genetische Transformation erhoffte Verbesserung bestimmter Einzelmerkmale mit großer Wahrscheinlichkeit auch realisiert werden könnten. Variablen Umweltbedingungen kann nicht durch Einschränkung des genetischen Materials begegnet werden. Es gibt keine einzelnen Genotypen, die unter allen in Frage kommenden Umweltbedingungen die erwünschte Überlegenheit aufweisen. Toleranz gegenüber bestimmten Schadenkonstellationen können auf Dauer nicht auf der Ebene des Individuums erwartet werden. Populationen mit hohem Anpassungspotential sind am ehesten in der Lage, Toleranz gegenüber vielfältigen Streßbedingungen zu zeigen.

4. Notwendige Kriterien für den Schutz forstlicher Genressourcen

Es gibt eine Vielzahl von Parametern, die für den Ressourcenschutz maßgeblich sind. Dies betrifft bereits die **geographische Verbreitung** einer Art, weil die Wahrscheinlichkeit für Genverlust bei kontinuierlicher Verbreitung (z.B. Buche, Fichte, Kiefer) geringer ist als bei solchen Arten, die diskontinuierlich verbreitet sind (z.B. Tanne, Zirbelkiefer). Entscheidendes Gewicht hat die zu erwartende **Heterogenität der Umweltbedingungen**: Der Schutz genetischer Ressourcen ist umso notwendiger, je langlebiger eine Art ist und je heterogener die räumlichen Bedingungen sind, denen ihre Populationen ausgesetzt sind.

Die Gefahr des Verlustes an genetischer Information und der Erhöhung genetischer Bürden (z.B. Inzucht) hängt sehr stark vom **Reproduktionssystem** einer Art ab: Die Vereinzelnung von *Sorbus*-Arten ist genetisch weniger gravierend, weil diese Arten von Insekten bestäubt werden und räumliche Distanzen überbrückt werden können, die bei windbestäubten Arten eine reproduktive Isolation bewirken würden. Im Falle der windbestäubten Weißtanne kann die zunehmende Vereinzelnung in Teilen des natürlichen Areals (z.B. in Sachsen) sich äußerst nachteilig auswirken, weil ein Ansteigen der durchschnittlichen Inzuchtbelastung in den Nachkommenschaften einzelner

oder gruppenweise stehender Bäume nicht verhindert werden kann (Nachkommen aus Selbstbefruchtung weisen bereits einen Inzuchtkoeffizienten von 0,5 auf).

Wahrscheinlichkeitsaussagen über den Verlust genetischer Information sind von zentraler Bedeutung für die Erhaltung von Ressourcen in bewirtschafteten Wäldern oder in speziellen Erhaltungsbeständen und für Formen der statischen Konservierung (Einlagerung von Vermehrungsgut). Die damit verbundene Frage nach **Populationsgrößen** läßt sich im Anhalt an Berechnungen von *Hattermer et al.* (1993) wie folgt beantworten: Um ein Gen (Allel) mit einer Häufigkeit von 6% mit 95% Wahrscheinlichkeit in wenigstens einer Kopie zu erhalten, sind 100 Individuen erforderlich, im Falle von 3,1% Häufigkeit sind es mindestens 200 Individuen. 300 Individuen sind notwendig, um ein Gen mit 2,2% Häufigkeit noch mit 95% Wahrscheinlichkeit zu erhalten. Diese Angaben beziehen sich auf einzelne Genorte. Die Werte sind absolute Untergrenzen, weil in der Regel Merkmale durch eine Reihe von Genorten kodiert werden, so daß es nicht auf die Erhaltung von Genen an nur einzelnen Genorten ankommt, sondern in den meisten Fällen auf ganz bestimmte Multi-locus-Kombinationen. In solchen Fällen nimmt die Zahl der benötigten Individuen mit der Zahl der an der Merkmalsausprägung beteiligten Genorte exponentiell zu. Die Dimension möglicher Genverluste hängt sehr von der **Art der Verteilung der genetischen Information** in den Populationen ab. Im Falle des sogenannten Minor-Polymorphismus dominiert an einem Genlocus ein Gen, während andere nur in geringen Häufigkeiten vorzufinden sind. Hier ist das Verlustrisiko insgesamt höher einzustufen als im Falle des Major-Polymorphismus, bei dem sich die Häufigkeiten der Gene weniger deutlich unterscheiden.

Ein wichtiges Kriterium für den Ressourcenschutz ist das **Anpassungspotential** einer Population, welches z.B. durch die maximal bildbare Anzahl genotypisch verschiedener Individuen einer Population quantifiziert werden kann (MPGV s. oben). Das nachfolgende Beispiel veranschaulicht die Auswirkungen von Genverlusten auf das Anpassungspotential einer Population: Im Falle des aufgrund genetischer Kriterien empfohlenen schweizerischen Genreservates *Le Brassus* (*Müller-Starck et al.* 1995 und unveröffent-

licht) ergibt sich für MPGV unter Berücksichtigung der an 18 Genorten vorgefundenen Gene ein Wert von annähernd 18 Mrd. Individuen. Unter der Annahme, daß Gene mit einer Häufigkeit von unter 5% verlorengehen würden, beträgt dieser Wert nur noch 6,4 Mio. Die Relation zwischen diesen beiden Werten beträgt 2.800:1. Dieses Zahlenbeispiel verdeutlicht das große Potential von Waldbeständen zur Erzeugung genetisch unterschiedlicher Individuen. Es zeigt auch, wie gravierend sich Genverluste auf dieses Potential auswirken können.

Die in Waldbeständen realisierte hohe genetische Variation ermöglicht genetische Anpassung an Änderungen der Umweltverhältnisse (selektionsbedingter Verlust nicht-angepaßter Individuen). Die Variabilität von Waldbaumarten hat in der Vergangenheit bewirkt, daß Umweltänderungen in den meisten Fällen genetisch abgepuffert werden konnten. Wir können nur vermuten, daß die vielen seltenen Gene einen Teil der Erfahrung der Vergangenheit widerspiegeln und für Anpassung an künftige Umweltänderungen relevant sein könnten. Die **Erhaltung seltener Merkmale** in bewirtschafteten Beständen ist eine wichtige Risikoabsicherung – vor allem dann, wenn es sich um langlebige Waldökosysteme handelt. Flankierende Maßnahmen in Gestalt spezieller Erhaltungsbestände sind dann sinnvoll, wenn durch ihre Größe gewährleistet ist, daß auch solche seltenen Gene erhalten werden, die unter den Bedingungen der Bewirtschaftung nicht notwendigerweise in den Populationen verbleiben.

5. Empfehlungen

Die Diskussion über Konzepte zur wirksamen Erhaltung forstlicher Genressourcen und Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung hat in den vergangenen Jahren an Bedeutung gewonnen (z.B. *Ziehe et al.* 1989, *Hattermer* 1990). Initiativen wurden landesweit (z.B. *Müller*, 1993 für Österreich) oder für den Bereich von Landesforstverwaltungen (z.B. *Kleinschmit*, 1990 für Niedersachsen) in praktische Maßnahmen umgesetzt. Folgende Aspekte sollten verstärkt Berücksichtigung finden:

a) Förderung von Mosaikstrukturen

Die Schaffung vielgestaltiger und in sich heterogenen Umweltbedingungen sichert

die Erhaltung der genetischen Variation innerhalb einzelner Arten und damit auch die Anpassungsfähigkeit von Ökosystemen. Für den Waldbau bedeutet dies naturnahe Waldbewirtschaftung, kleinflächige Verjüngung, Förderung seltener Baumarten sowie einer stufigen Mischwaldstruktur. Die gezielte Begünstigung von Mosaikstrukturen, d.h. die Förderung der Habitatvielfalt sowie der Heterogenität innerhalb einzelner Habitatelemente sollte im Zentrum einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung stehen. Dies ist ein unverzichtbarer Beitrag für eine ökologische Stabilität komplexer Waldökosysteme.

b) Genetische Nachhaltigkeit

Um den genetischen Besonderheiten der Waldbäume Rechnung zu tragen, ist eine Neuorientierung der Konzeption der forstlichen Nachhaltigkeit notwendig geworden, weil den bisherigen Definitionen die ressourcenbezogene genetische Komponente fehlt. Genetisch nachhaltige Forstwirtschaft bedeutet Bewirtschaftung und Wiederbegründung der Wälder unter Wahrung ihres Anpassungspotentials, gezielter Schutz genetischer Ressourcen sowie Durchführung von Maßnahmen zur Erhöhung der genetischen Variation im Falle genetischer Destabilisierung (Müller-Starck 1993).

c) Erhaltung genetischer Variabilität *in situ*

Genetische Variation sollte nicht nur als Sicherheitsreserve archiviert werden, sondern muß in Waldbeständen präsent sein. Um sicherzustellen, daß auch seltene genetische Varianten erhalten bleiben, sind flankierende Maßnahmen in Form speziell gewidmeter Erhaltungsbestände (Genreservate, Biotopschutzwald, allgemeine Schutzwälder) erforderlich. Die Ergebnisse genetischer Inventuren sind wichtige Kriterien zur Deklaration solcher Wälder. Ein Beispiel hierfür sind die Genreservate in der Schweiz, die in der montanen bis subalpinen Zone ausgeschieden werden, autochthone Wälder betreffen und Flächengrößen von mindestens 100 ha aufweisen. Dabei werden sowohl Flächen mit maximaler genetischer Variabilität ausgeschieden als auch solche, die regionale Besonderheiten enthalten.

d) Keine Genmanipulation in Waldökosystemen

Die natürliche genetische Variation in Waldbeständen ist groß genug, um damit den gegenwärtigen ökologisch-genetischen Notwendigkeiten sowie den vielfältigen gesellschaftlichen Ansprüchen an die Leistungsfähigkeit des Waldes zu entsprechen. Es besteht gegenwärtig und sehr wahrscheinlich auch in Zukunft keine Notwendigkeit, transgene Pflanzen in langlebige Waldökosysteme einzubeziehen. Die von transgenen Pflanzengemeinschaften ausgehenden Gefährdungen des Anpassungspotentials und damit des ökologischen Gleichgewichtes werden durch die erwarteten – aber wegen der langen Lebensdauer nicht verifizierbaren – Ertragsverbesserungen nicht aufgewogen.

e) Mehr Dynamik im Naturschutz

Besonders wichtig ist die Verlagerung der Betrachtungsweise von Einzelobjekten auf Fortpflanzungsgemeinschaften. Dies verdeutlicht das Beispiel der Weißtanne in Sachsen: Die dort nur noch vorhandenen 2.000 Altbäume (Wolf, pers. Mitt.) sind häufig einzelbaum- oder gruppenweise vertreten. Die antropogene Einflußnahme hat hier eine Situation geschaffen, in der das natürliche Reproduktionssystem nur noch eingeschränkt funktionsfähig ist. Wegen der Beschränkung auf Windbestäubung sind an der Nachkommenschaft so wenige Bäume beteiligt, daß Inzuchtbelastungen unvermeidbar sind. Der Objektschutz allein kann diese einzelnen Exemplare nicht mehr in einem fortpflanzungsfähigen Zustand erhalten. Vordringlich ist hier die Ergänzung von Material, welches standörtlich geeignet ist und aus dem Genpool des dortigen Materials gewonnen wurde.

Die insgesamt zu fordernde größere Dynamik der Naturschutzpolitik betrifft auch eine größere Flexibilität hinsichtlich der Ausscheidung und Wiederaufhebung von Schutzgebieten. Die Grenze zwischen Naturschutz- und Landschaftsschutzgebieten könnte wesentlich offener gehalten werden. Diese Flexibilität betrifft auch die in Einzelfällen begründete Berücksichtigung „fremdländischer“ Arten. Das Motto des diesjährigen 2. Europäischen Naturschutzjahres – „Naturschutz außerhalb von Schutzgebieten“ – ist ein wichtiger erster Schritt in Richtung einer größeren Flexibilität im Naturschutz.

Literatur

- Charest, P.J. and Michel, M.-F., 1991: Basic of plant genetic engineering and its potential applications to tree species. Information Report PI-X-104 Petawawa Nat. For. Inst., Forestry Canada, 48 S.
- Geburek, Th., Thurner, G., 1993: Verändert sich der Genpool von Waldbeständen durch forstwirtschaftliche Maßnahmen? Centralbl. f. d. Ges. Forstwesen, 110, 49-62.
- Hamrick, J.L. and Godt, M.J., 1989: Allozyme diversity in plant species. In: Brown, H.D., Clegg, M.T., Kahler, A.L., Weir, B.S. (eds.), Plant Genetics, Breeding, and Genetic Resources, pp. 43-63, Sinauer Ass. Inc. Publ. Sunderland, Mass.
- Hattemer, H.H. 1982: Genetische Untersuchungen an Forstsamtgut, Allg. Forstzeitung, 177-179.
- Hattemer, H.H. 1990: Notwendige Bestandteile von Projekten zur Genkonservierung. In: Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg, Nr. 164.
- Hattemer, H.H., Bergmann, F., Kim, Z.S., Gregorius, H.-R. und Müller-Starck, G., 1981: Über genetische Merkmale von Ausgangsmaterial, Saatgut und Pflanzgut von Waldbäumen. Allg. Forstzeitung 36, 190-193.
- Hattemer, H.H., Bergmann, F. und Ziehe, M., 1993: Einführung in die Genetik für Studierende der Forstwissenschaft, J.D. Sauerländer's Verlag, 492 S.
- Hosius, B., 1993: Wird die genetische Struktur eines Fichtenbestandes von Durchforstungseingriffen beeinflusst? Forst und Holz 48: 306-308.
- Kleinschmit, J., 1990: Ein Programm zur Erhaltung forstlicher Genressourcen am Beispiel des Landes Niedersachsen: Gegenwärtiger Stand. In: Hattemer, H.H., Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 98, S. 141-154.
- Mitton, J., 1983: Conifers. pp. 443-472 in: Tanksley, S.D., Ortol, T.J. (eds.). Isozymes in Plant Genetics and Breeding. Part B. Elsevier Science Publ. B. V., Amsterdam.
- Müller, F., 1993: Auswahl und waldbauliche Behandlung von Gen-Erhaltungswäldern in: FBVA-Berichte, Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien, 22 S.
- Müller-Starck, G., 1982: Reproductive sys-

- stems in conifer seed orchards. I. Mating probabilities in a seed orchard of *Pinus sylvestris* L. *Silvae Genetica* 31, 188-197.
- Müller-Starck, G., 1991: Survey of genetic variation as inferred from enzyme gene markers, pp. 20-37 in: Müller-Starck, G., Ziehe, M. (eds.), *Genetic Variation in European Populations of Forest Trees*, J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.
- Müller-Starck, G., 1993: Auswirkungen von Umweltbelastungen auf genetische Strukturen von Waldbeständen am Beispiel der Buche (*Fagus sylvatica* L.). *Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Nds. Forstl. Versuchsanstalt*, Band 112, Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M., 163 S.
- Müller-Starck, G., 1994: Die Bedeutung der genetischen Variation für die Anpassung gegenüber Umweltstress. Schweiz. Z. Forstwes. 12, 977-997.
- Müller-Starck, G., Hussendörfer, E., Sperisen, Ch. 1995: Genetische Diversität bei Waldbäumen – eine Voraussetzung für das Überleben unserer Wälder. S. 23-32 in: *Erhaltung der Biodiversität – eine Aufgabe für Wissenschaft, Praxis und Politik*. Forum für Wissen, Eidgenöss. Forschungsanstalt f. Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf, Schweiz.
- Rotach, P., 1994: Genetische Vielfalt und praktische forstliche Tätigkeit: Probleme und Handlungsbedarf. Schweiz. Z. Forstwes. 12, 999-1021.
- Ziehe, M., Gregorius, H.-R., Glock, H., Hattemer, H.H., Herzog, S., 1989: Gene resources and gene conservation in forest trees: General concepts, pp. 173-185 in: Scholz, F., Gregorius, Rudin, D. (eds.), *Genetic Effects of Air Pollutants in Forest Tree Populations*, Springer-Verlag.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Gerhard Müller-Starck
Lehrbereich Forstgenetik,
Forstwissenschaftliche Fakultät der
Ludwig-Maximilians-Universität München
Am Hochanger 13
85354 Freising

Gefährdet Hybridisierung die Erhaltung von Baum- und Straucharten?

von Wolfgang Spethmann

1. Einleitung

Kreuzungsvorgänge zwischen unvollständig isolierten Sippen mit unterschiedlicher genetischer Struktur und Merkmalsausbildung werden als Hybridisierung bezeichnet. Hybridisierung ist ein wichtiges Element bei der Evolution der Pflanzen, gleichzeitig kann Hybridisierung und Introgression den Genpool einer Sippe so verändern, daß die ursprüngliche Art verändert und möglicherweise in ihrem Bestand gefährdet wird. Im folgenden wird versucht, eine Bestandsaufnahme zum Umfang der Hybridisierung von Gehölzen im mitteleuropäischen Raum durchzuführen. Diskutiert werden sollen Herkunftshybriden, Hybriden einheimischer Arten untereinander und Hybriden einheimischer mit nicht einheimischen Arten.

2. Herkunftshybriden

Herkünfte von Baum- und Straucharten sind durch morphologische und insbesondere durch physiologische und phänologische Eigenschaften unterschieden. Unterschiede in der Form sind forstlich von erheblicher Relevanz. Für die Vitalität spielen auch morphologische Merkmale eine Rolle, wenn z.B. Schmalkronigkeit der Fichte Schneebruch in Hochlagen verhindert oder schnelles Wachstum die Konkurrenzkraft gegenüber anderen Arten erhöht. Physiologische Eigenschaften, wie Winterhärte oder Anfälligkeit für biotische Schäden sind für das Überleben einer Population von grundlegender Bedeutung. Phänologie, wie Austrieb oder Vegetationsabschluß entscheiden z.B. über Spätfrost- oder Frühfrostempfindlichkeit.

Alle Eigenschaften haben sich über viele Generationen optimal an die spezifischen Standortbedingungen (Boden, Klima) einer Herkunft angepaßt. Hat ein Gehölz ein großes Areal, so kann es Herkünfte aus fremden Klimazonen geben, die hier versagen. Hybridisierung **ungeeigneter** nicht einheimischer Herkünfte

(von einheimischen Arten) mit angepaßten einheimischen Herkünften muß unbedingt vermieden werden. Nicht einheimische Herkünfte von Gehölzen sollten deshalb nur verwendet werden, wenn diese keine die Vitalität und die Standortseignung negativ beeinflussenden Merkmale besitzen.

Bei Forstbaumarten sind durch intensive Herkunftsversuche die für unser Gebiet nicht geeigneten Herkünfte weitgehend bekannt. In Einzelfällen können jedoch auch nicht einheimische Herkünfte einheimischen überlegen sein (Spethmann 1995).

Bei *Betula pendula* wurden nordische Herkünfte als ungeeignet für unser Gebiet erkannt. Die enge photoperiodische Bindung schränkt das Wachstum extrem stark ein, die Pflanzen sind hier subvital und extrem anfällig für *Myxosporium devastans*. Positive Beispiele für geeignete nicht einheimische Herkünfte sind kaukasische Fichtenherkünfte oder Weißtan-nenherkünfte aus Kalabrien, die sich besonders durch höhere Diversität als einheimische Herkünfte auszeichnen.

Bei Sträuchern und nicht forstlichen Baumarten wird nach eigenen Umfragen bis zu 90% des Saatgutes importiert (Tab. 3, Hanske 1991). Ohne Kenntnis von physiologischen oder phänologischen Eigenschaften werden die Gehölze eingesetzt. Negative Beispiele sind die mangelnde Frosthärte von türkischen und italienischen Herkünften von *Corylus avellana* und *Prunus spinosa*. Eigene Herkunftsvergleiche zeigten große phänologische Unterschiede zwischen deutschen und italienischen Herkünften von *Crataegus monogyna* und *Acer campestre* und besonders bei *Crataegus* größere Anfälligkeit für Mehltau und den Befall durch Blattläuse (*Höppener-Fidus* & Priebe 1994).

Der Eintrag solcher negativen Merkmale in den heimischen Genpool kann langfristig die Vitalität und das Überleben dieser Arten gefährden, denn Hybridisierung von Herkünften erfolgt i.d.R. ohne genetische Barrieren.

3. Arthybridisierung einheimischer Arten

Von den rund 80 Gehölzgattungen sind nur 27 mit mehr als einer Art im heimischen Areal vertreten. Bei zehn Gattungen sind keine oder nur unbedeutende Hybridbildungen bekannt (Tab. 1). Isolierte Areale, Inkompatibilitäten sind häufige Ursachen. Bei 17 Gattungen sind natürliche Hybriden in sehr unterschiedlichem Umfang bekannt (Tab. 2).

Acer

A. pseudoplatanus (Sect. *Acer*, Ser. *Acer*) und *A. platanoides* (Sect. *Platanoidea*) sind systematisch streng getrennt. Hybriden sind nicht bekannt. Obgleich *A. campestre* zur gleichen Section wie *A. platanoides* gehört, sind keine Hybriden bekannt. *A. opalus* und *A. monspessulanum* gehören zur Sect. *Acer* Ser. *Monspessulana*. Beide Arten sind sehr variabel, spalten in Unterarten auf und hybridisieren miteinander. Seltene Hybriden beider Arten mit *A. campestre* sind bekannt.

Die 111 Arten der Gattung *Acer* hybridisieren weltweit äußerst selten, selbst künstliche Hybriden sind kaum vorhanden. *van Gelderen et al.* (1994) führen für die gesamte Gattung *Acer* nur 18 benannte Arthybriden auf, von denen 9 zudem zweifelhaft sind.

Alnus

Von *A. glutinosa* und *A. incana* sind Hybriden bekannt, nicht jedoch das Ausmaß der natürlichen Hybridisierung. Mit der gebietsweise eingebürgerten nordamerikanischen *A. rugosa* hybridisieren beide

Tab. 1: Artenreiche einheimische Gattungen ohne Hybridisierung (nach Garcke 1972, Schmidt & Wilhelm 1995 u.v.a.).

Gattungen	Artenzahl
<i>Cornus</i>	4
<i>Cytisus</i>	4
<i>Daphne</i>	4
<i>Erica</i>	3
<i>Euonymus</i>	3
<i>Genista</i>	5
<i>Pinus</i>	3
<i>Rhamnus</i>	4
<i>Sambucus</i>	3
<i>Viburnum</i>	2

Arten, nicht jedoch mit *A. viridis*. *A. viridis* gehört einer anderen Sektion an als die genannten Arten (Garcke 1972).

Betula

Das Ausmaß der natürlichen Hybridisierung von *B. pendula* (2n = 28) mit *B. pubescens* (2n = 56) wird unterschiedlich eingeschätzt. Nach Natho (1959) erfolgen ständig Hybridisierung und kontinuierliche Introgression. Nach Eifler (1964), Clausen (1970), Furlow (1990) besteht eine Kreuzungsbarriere zwischen beiden Arten. Nach Kleinschmit und Otto (1980) treten die triploiden Hybriden in der Natur selten auf und sind dann hochgradig steril, nur ca. 5% der Samen sind keimfähig. Im Rahmen einer Aussaat von 251 Halbgeschwisterfamilien von 53 Herkünften aus 5 Ländern wurden bei einigen Nachkommenschaften Hybriden nachgewiesen. Der Anteil lag bei 12,7%.

Dagegen wird die Kreuzbarkeit von Arten der Sektion *Nanae* (*B. nana*, *B. humilis*) mit denen der Sektion *Albae* als leichter erachtet, Hybriden von *B. nana* und *B. humilis* mit *B. pendula* und von *B. nana* mit *B. pubescens* sind bekannt (Garcke 1972).

Crataegus

Bei *Crataegus* ist Hybridbildung weitverbreitet. Tatsächlicher Umfang ist nicht bekannt (Byatt 1976, Love & Feigen 1979). Ausgedehnte Hybridbildung und Introgression hatten vor allem in den durch menschliche Aktivitäten gestörten und veränderten Hainwaldzonen Nordamerikas und Europas zum Entstehen von Hybrid-, Polyploidie- und Agamiekomplexen geführt (Christensen 1984).

Früher gab es durch ökologische Barrieren, wie etwa dichten weitläufigen Waldbestand eine gute Trennung der ein-

zelnen Artareale. Durch großflächige Abholungen wurden immer mehr Korridore und Verbindungen zwischen den einzelnen Beständen geschaffen, so daß es in zunehmendem Maße zu Überschneidungen durch Hybridisierung kommen konnte. Für Apomixis gibt es in Europa noch keinen Nachweis. Vieles spricht für ständige Neubastardierung einschließlich Rückkreuzungen (Lippert 1978). In Nordamerika konnten Miniyamma & Phipps (1984) für *Cr. pruinosa* und sechs weitere Arten den cytologischen Nachweis für Apomixis (Apomixis) erbringen.

Durch Kreuzungen auch von Bastardsippen untereinander entstehen Mehrfachbastarde und damit Hybridschwärme, deren Repräsentanten eine mehr oder weniger lückenlose Übergangsreihe zwischen den Ausgangssippen bilden.

Reine Vorkommen von *Cr. laevigata* frei von Introgression durch *Cr. monogyna* gibt es in unserem Raum kaum noch, unter Umständen wird *Cr. laevigata* in seiner jetzigen Form in Europa nur noch begrenzte Zeit überleben, sofern es nicht möglich wird, große Areale von *Cr. monogyna* isoliert zu halten (Byatt 1976). In klimatisch extremen Randgebieten wird die Hybridbildung noch begünstigt.

In Polen und der Tschechei bildet *Cr. monogyna* oft Hybriden mit *Cr. laevigata* und zusätzlich mit *Cr. curvisepala*, so daß die genetisch reine Art kaum noch zu finden ist (Gostynska-Jakuszezowska & Hrabetova-Uhrova 1983). Die Hybriden zwischen *Cr. curvisepala* und *Cr. monogyna* kommen mittlerweile in ganz Mitteleuropa, einschließlich Westrußland, Südkandinavien, Balkan, Kleinasien und der Krim häufig vor.

Die Hybriden zeichnen sich durch eine reduzierte Pollenfertilität (48-55%) aus, für Hybridisierung spricht auch das Auftreten von bis zu 90% unbefruchteter Bäume (Lippert 1978). Eine Zusammenfassung der drei Arten zur Sammelart *Cr. oxyacantha* L. aggr. erscheint nicht abwegig.

In den USA haben sich viele Arthybriden apomiktisch vermehrt und eigene konstante Populationen ausgebildet. Die Zahl dieser stabilen Kleinarten wird dort von einigen Autoren mit 800 bis 900 angegeben.

3.5 Lonicera

Nach Green (1966) ist spontane Hybridisierung bei *Lonicera* nie beobachtet worden. Garcke (1972) nennt jedoch *L. xyl-*

Tab. 2: Hybridisierung bei einheimischen Gehölzen (nach Garcke 1972, Schmidt & Wilhelm 1995 u.v.a.).

Gattungen	Arten	Hybriden	Beispiele für Hybriden (s.a. Text)
	n	n	
<i>Acer</i>	5	3	op x mon, mon x camp, camp x op, (nicht plat, pseudopl)
<i>Alnus</i>	3	1	glut x inc, (glut x rug, inc x rug)
<i>Betula</i>	4	5	hum x pend, nana x pend, nana x pub, pub x pend, pub carp x pend
<i>Crataegus</i>	4	3	monogyna x laevigata, curvisepala x laevigata, curvisepala x monogyna
<i>Lonicera</i>	6	1	xylosteum x nigra
<i>Populus</i>	3	1	alb x trem, nigra mit NAM-Arten
<i>Prunus</i>	5	5	avium x cer, cer x frut, avium x mah, spin x dom, spin x ceras Hybr. mit Gartensorten
<i>Quercus</i>	3	3	rob x petr, pub x petr, pub x rob
<i>Rhododendron</i>	2	1	hirsutum x ferrugineum
<i>Rosa</i>	20 (31)	32	75 künstl., 60 neu
<i>Rubus</i>	4 (260)	große Zahl	
<i>Salix</i>	24 (34)	73 + 31 Trip + Quadr	häufig: alba x frag, tri x vim, tri x purp, aur x rep, aur x cin, cin x nigr, capr x app
<i>Sorbus</i>	7 (20)	4	aria x cham, aria x torm, cham x moug, aria x aucup (nicht dom.), z.T. konstante Hybriden
<i>Tilia</i>	2	1	cordata x platyphyllos (=x europ.)
<i>Ulmus</i>	3	1	minor x glabra (nicht laevis)
<i>Vaccinium</i>	5	1	vitis-idaea x myrtillus
<i>Ribes</i>	6		Hybr. mit Gartensorten
<i>Malus</i>	1		Hybr. mit Gartensorten
<i>Pyrus</i>	1		Hybr. mit Gartensorten

steum x *L. nigra* (= *L. x helvetica* Brueger). Kontrollierte Kreuzungen mit exotischen Arten wurden in sehr kleinem Rahmen erfolgreich durchgeführt: *L. caprifolium* x *etrusca*, *L. nigra* x *tatarica*, *L. tatarica* x *xylosteum*.

Populus

Die Graupappel *P. x canescens* wird oft als eigene Art geführt, hat ihren Ursprung jedoch wohl in der Hybride *P. alba* x *P. tremula*. Die Hybriden beider Arten bilden formenreiche Bastardpopulationen mit F₂ und gelegentlichen Rückkreuzungen. *P. nigra* hybridisiert mit beiden Arten nicht, allerdings mit nordamerikanischen Arten. *P. nigra* ist in Deutschland äußerst selten geworden und meist durch die häufigen Schwarzpappelhybriden verdrängt.

Prunus

Im Subgenus *Prunus* hybridisiert *P. spinosa* bei den südosteuropäischen Herkünften mit den dort gemeinsam vorkommenden *P. cerasifera* (Myrobalane). Auch Hybriden mit der Hauspflaume *P. domestica* und *P. avium* sind möglich. Crane & Lawrence (1930) haben die These aufgestellt, daß die Hauspflaume (2n = 48) als amphidiploider Bastard aus natürlicher Hybridisierung von *P. spinosa* (2n = 32) und *P. cerasifera* (2n = 16) hervorgegangen ist.

Im Subgenus *Cerasus* kommen Hybriden von *P. avium* mit *P. cerasus*, der Sauerkirsche (Heimat: SO-Europa) und *P. ma-*

haleb, *P. cerasus* mit *P. fruticosa* vor. Der Anteil in natürlichen Populationen wird jedoch als gering eingeschätzt. Der Grad der Introgression von Gartensorten in die Wildart *P. avium*, bzw. Verwilderung von Süßkirscharten ist äußerst schwer einzuschätzen. Saatgut aus der Marmeladenproduktion wurden und werden als *P. avium*-Saatgut gehandelt. Die Formeigenschaften von Wildpopulationen werden durch Introgression aus diesen Sortenabsaaten möglicherweise negativ beeinflusst.

Quercus

Hybriden aller drei Eichenarten miteinander sind bekannt. In Ungarn werden in gemeinsamen Vorkommen fließende Übergänge zwischen den Arten häufig beobachtet.

In Deutschland ist *Q. pubescens* selten, Hybriden sind bekannt, werden aber selten beobachtet. Natürliche Hybriden zwischen *Q. robur* und *Q. petraea* wurden von der Forstwirtschaft bis vor wenigen Jahren als äußerst selten eingeschätzt. Erst eine umfassende Inventur der zugelassenen Eichenbestände in Niedersachsen und später auch in anderen Bundesländern deckte einen erheblichen Anteil schwacher bis sehr starker Introgression und Hybridisierung zwischen beiden Arten auf (Spethmann 1987). Mehr als 20% der zugelassenen Bestände zeigten erhebliche Anteile an starker Introgression und Hybridisierung.

Umfangreiche Untersuchungen von *Quercus*-Hybridstandorten in den USA von Muller (1952) ergaben, daß Kompatibilität stets vorlag, die Überlebensrate von Hybriden jedoch streng edaphisch kontrolliert wird. Die Eichenarten sind durch unterschiedliche Boden- und Feuchtigkeitsansprüche an spezifische Areale gebunden. Innerhalb dieser optimalen Standorte wurden Hybriden nicht oder nur sehr selten gefunden. In Arealüberlappungen treten Hybriden nur dann auf, wenn die edaphischen Bedingungen beider Arten sich rasterförmig abwechseln. Hybridformen scheinen sich somit in ihren edaphischen Ansprüchen intermediär zu verhalten. In solchen edaphischen Intermediärzonen werden z.B. fast reine Hybridbestände zwischen *Q. havardi* und *Q. mohriana* gefunden. In den Arealüberlappungen finden auch wiederholt Rückkreuzungen statt. Die Hybriden produzieren i.d.R. fertiles Saatgut. Vergleichbare Beobachtungen machte Krahl-Urban (1959) in Schweden und besonders Jugoslawien. Dort fanden sich Übergangsformen nur in Randzonen zwischen den Gebirgen mit reiner Traubeneiche und den Flußniederungen mit reiner Stieleiche. Die langjährige Pflanzung von Eiche an intermediären oder für die Art nicht optimalen Standorten wird auch bei uns die Hybridisierung und Introgression gefördert haben. Die starke Hybridisierung zwischen *Q. robur* und *Q. petraea* und langjährige stabile Etablierung der Hybridpopulationen wird z.T. als beginnender Artbildungsprozess einer intermediären Art angesehen, von anderen Autoren aber wiederum als Ende des Artbildungsprozesses von *Q. robur* und *Q. petraea*.

Rhododendron

Die Arthybride *Rh. x intermedium* tritt häufig in den Überlappungsgebieten der Areale auf und ist dort seit Jahrhunderten fester Bestandteil der dortigen Flora. Rückkreuzungen und F₂ erfolgen häufig. *Rh. hirsutum* besiedelt Standorte von pH 5.8-7.2, *Rh. ferrugineum* von pH 4.0-6.2. Die Hybriden sind auf intermediären Aciditätsstufen von pH 4.8-6.3 zu finden (Zollitsch zit. in Strasburger 1991).

Rosa

Die Gattung *Rosa* umfaßt in Mitteleuropa 20 Arten, mit Kleinarten sogar 31 und ist äußerst variabel. Viele Arten sind schwer abzugrenzen. 32 spontane Hybriden wurden beschrieben. 75 künstliche Hybriden

Tab. 3: Saatgut-Herkunft einheimischer Gehölzarten (Hanske 1991).

ausschließlich in Deutschl. geerntet (3)	überwiegend importiert (18)	ausschließlich importiert (12)
<i>Castanea sativa</i>	<i>Berberis vulgaris</i>	<i>Acer monspessulanum</i>
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	<i>Colutea arborescens</i>	<i>Buxus sempervirens</i>
<i>Lonicera xylosteum</i>	<i>Cornus mas</i>	<i>Clematis vitalba</i>
	<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Cytisus scoparia</i>
	<i>Corylus avellana</i>	<i>Quercus pubescens</i>
	<i>Daphne mezereum</i>	<i>Ribes alpinum</i>
überwiegend aus Dt. (8)	<i>Hippophae rhamnoides</i>	<i>Rubus fruticosus</i>
	<i>Ilex aquifolium</i>	<i>Ulex europaeus</i>
	<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>Juniperus communis</i>
<i>Frangula alnus</i>	<i>Malus silvestris</i>	<i>Pinus cembra</i>
<i>Hedera helix</i>	<i>Mespilus germanica</i>	<i>Pinus mugo ssp. mugo</i>
<i>Prunus avium</i>	<i>Prunus mahaleb</i>	<i>P. mugo ssp. uncinata</i>
<i>Rosa glauca</i>	<i>Prunus padus</i>	
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	<i>Prunus spinosa</i>	
<i>Rosa rubiginosa</i>	<i>Pyrus pyraister</i>	
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Rosa pendulina</i>	
<i>Viburnum lantana</i>	<i>Sambucus nigra</i>	
	<i>Sambucus racemosa</i>	

wurden erzeugt. Im Artkreuzungsprogramm am Institut für Obstbau und Baumschule wurden 60 weitere Arthybridkombinationen realisiert (Feuerhahn & Spethmann 1995). Der Hybridnachweis ist bei *Rosa* äußerst schwierig, da erstens wie bei anderen *Rosaceae* Apomixis vorkommt, andererseits durch balancierte Heterogamie bei den pentaploiden Arten der Section *Caninae* die Hybriden selten intermediär, sondern meist muttergleich aussehen.

RAPD-Untersuchungen molekularer Marker (16 Primer) bei kontrollierten Kreuzungen haben jedoch bei allen untersuchten muttergleichen Hybriden große Zahlen väterlicher Fragmente ergeben. Apomixis wurde dabei in keinem Fall nachgewiesen (Bartels 1995). In der Natur werden jedoch konstante Hybridpopulationen gefunden, die sich vermutlich apomiktisch stabilisiert haben. Graham & Primavesi (1993) nennen 75 Arthybriden für die Britischen Inseln.

Diese Ergebnisse lassen vermuten, daß die tatsächliche Zahl natürlicher Hybriden erheblich größer ist als bisher angenommen.

Rubus

Wegen der Komplexität der Systematik der Gattung *Rubus*, bei der z.Zt. ca. 260 Kleinarten im Gebiet unterschieden werden, wird zur Hybridisierung der Gattung hier nicht Stellung genommen.

Salix

Die Gattung umfaßt 24 Arten, mit Kleinarten sogar 34. Meist kommen mehrere Arten in einem gemeinsamen Areal vor. Hybriden werden häufig gefunden. Insbesondere fertile Hybridschwärme von *S. alba* und *S. fragilis*. 73 Arthybriden wurden beschrieben, weitere 31 Tripelbastarde und mehrere Quadrupelbastarde. Sieben Arthybriden werden als häufig auftretend bezeichnet. Neumann (1981) warnt jedoch vor einer Überschätzung des Anteils von Hybriden in natürlichen Populationen und schätzt selber den Anteil auf höchstens 5%.

Sorbus

Sieben Arten, bzw. 20 mit Kleinarten werden für das Gebiet beschrieben. Mehrere kommen nur endemisch vor, mehrere Kleinarten sind als über Apomixis stabilisierte Arthybriden anzusehen (*S. x intermedia* (*aria x aucuparia*), *S. x latifolia* (*aria*

x torminalis). Von *S. domestica*, die in der Section *Cormus* monotypisch isoliert vorkommt, sind keine Hybriden bekannt. Alle vermuteten Hybriden haben sich nach Überprüfungen als falsch erwiesen (Karpatis 1960).

Arthybriden zwischen *S. aria* und *S. aucuparia*, *S. aria* und *S. torminalis*, *S. aria* und *S. chamaemespilus* kommen als primäre Hybriden und auch als fixierte Zwischenarten vor. Der Anteil der Hybriden und neuer Hybridisierung in natürlichen Populationen ist dennoch eher als gering einzustufen, da auch gemeinsame Habitate nicht sehr häufig sind. Künstliche Hybridisierung gelingt oft nicht.

Tilia

Die beiden Arten hybridisieren miteinander. Über das Ausmaß der Hybridisierung liegen jedoch keine Zahlen vor. Viele dieser Hybriden (*T. x europaea*, *hollandica*, *vulgaris*) sind als vitale und standortstolerante Straßenbaum-Sorten im Handel (z.B. ‚Pallida‘).

Ulmus

Ulmen sind funktionell selbststeril (Dichogamie). *U. laevis* ($2n = 2x = 28$) hybridisiert praktisch gar nicht mit anderen Arten. Ager und Guries (1982) führen dies auf gestörte Pollenschlauchkeimung und -entwicklung auf der Narbe zurück. *U. glabra* und *U. minor* hybridisieren relativ leicht. Eine Überprüfung der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt von Ulmen in Niedersachsen ergab einen Anteil von ca. 30% intermediären Genotypen. Insbesondere die Feldulmenbestände oder Einzelbäume erwiesen sich meistens als Hybriden. Wegen der Selbststerilität waren die Einzelbäume oder Einzelklonbestände aus Wurzelbrut steril oder wiesen nur geringe Keimfähigkeitsprozente auf (Brötje & Fellenberg 1993).

Einige Hybridsorten zwischen Feld- und Bergulme (z.B. ‚Groeneveld‘) werden als relativ ulmensterben-resistente Klone angesehen. Die Züchtung auf Ulmensterben-Resistenz erfolgt jedoch meistens mit *U. pumila* oder *U. japonica* (Heybroek 1993).

Vaccinium

Als einzige bekannte Hybride gilt *V. vitis-idaea* x *V. myrtillus*. Das Ausmaß von Hybridvorkommen wird als gering angesehen, da die Bastarde steril sind.

4. Arthybridisierung mit nicht einheimischen Arten

Arthybridisierung einheimischer mit nicht einheimischen Arten wird bei der großen Zahl von Exoten in Gärten und Parks und vieler eingebürgerter Exoten als große Gefahr angesehen. Eine kritische Analyse in der Literatur genannter Angaben zeigt jedoch, daß die tatsächliche Zahl von Hybriden zwischen beiden Gruppen eher gering ist.

Bei *Alnus* wurde die beobachtete spontane Hybridisierung mit der aus N-Amerika eingebürgerten *A. rugosa* genannt.

Bei Birke sind die bekannten Hybriden ausschließlich künstlich gekreuzt worden. Schwarzpappelhybriden wurden ebenfalls durch Kreuzung erzielt.

Als kritisch für den Bestand einheimischer Arten ist die Kreuzung einheimischer Wildobstarten mit Gartensorten anzusehen. Bei *Malus* und *Pyrus* ist die Hybridisierung und auch das Einwandern von Absaaten von Gartensorten in die natürlichen Bestände so weit fortgeschritten, daß die heimischen Arten *Malus sylvestris* bzw. *Pyrus pyraeaster* kaum noch rein anzutreffen sind.

Auch bei *Ribes* ist ein Einwandern aus Gärten häufig. Aus Wäldern rund um Hildesheim konnten bei ca. hundert gesammelten Genotypen von *Ribes uva-crispa* alle Übergänge von Fruchtgrößen, Fruchtfärbung, drüsenhaltigen oder drüsenlosen Haaren bis Borsten gefunden werden.

5. Gefährdung durch Hybridisierung

Hybridisierung ist ein Werkzeug aller evolutionären Vorgänge im Pflanzenreich und besonders bei der Neubildung von Arten. In Mitteleuropa findet natürliche Evolution kaum noch statt, da der Mensch alle Ökosysteme mehr oder weniger stark beeinflusst:

- Egalisierung oder sogar Zerstörung von natürlichen Biotopen durch Entwässerung, Bewässerung, Düngung, Schadstoffeintrag
- Schaffung neuer Biotope (Acker, Heiden, Siedlungsräume)
- Abbau von natürlichen Barrieren durch Entwaldung und Pflanzung außerhalb der autochthonen Areale.

Der Mensch hat dadurch eine anthropogen bedingte künstliche Evolution in-

ganggesetzt. Die Gefährdung der Arten selber durch diese Biotopveränderungen ist erheblich gravierender als die durch die Biotopveränderungen ermöglichten Hybridisierungen.

Bleibt zu fragen: In welchen Fällen gefährdet Hybridisierung wirklich das Überleben von einheimischen Arten? Die Antwort muß subjektiv sein. Es werden die Fälle aufgezählt, bei denen durch Hybridisierung die reinen Arten schon fast verdrängt wurden, bzw. bei denen, wie bei *Rosa* und *Salix*, schon viele Arten durch den Menschen verdrängt wurden und häufige Hybridisierung diesen Vorgang verschärft.

1. *Populus nigra*:

Die Pflanzung von Schwarzpappelhybriden statt der Art ist sicher mitverantwortlich am Rückgang reiner *P. nigra*-Bestände. Nur gezielte Erhaltungsarbeit kann das Überleben dieser stark gefährdeten Art sichern.

2. *Malus silvestris*, *Pyrus pyraeaster*:

Die Verdrängung der reinen Wildobstarten durch Kulturformen, deren Hybriden mit den Wildarten hat zu einer starken Gefährdung der Wildarten geführt. Eine ähnliche Gefährdung ist bei Arten der Gattung *Ribes* ebenfalls zu vermuten.

3. *Crataegus*:

Bei *Crataegus* hat die Zerstörung natürlicher Barrieren und künstlicher Pflanzungen zu einer großflächigen Vermischung der drei Arten *Cr. monogyna*, *Cr. laevigata* und *Cr. curvisepala* geführt. Die Artgrenzen werden weiter verschwimmen, so daß in Zukunft die Arten in einer umfassenden Sammelart kaum noch trennbar sind.

4. *Rosa* und *Salix*:

Bei diesen Gattungen ist die Biotopzerstörung schwerwiegender als die Hybridisierung. Generhaltende Maßnahmen sollten unbedingt eingeleitet werden, um die gefährdeten Arten zu erhalten und sie für wiederhergestellte Biotope verfügbar zu machen. 8 Rosenarten und 5 Weidenarten werden in der Roten Liste der gefährdeten Arten aufgeführt.

Bei allen anderen Gattungen erscheint mir eine unmittelbare Gefahr für den Bestand durch Hybridisierung nicht vorzuliegen.

Die Hybridisierung einheimischer Arten mit nicht einheimischen Arten wird sicher

meistens überschätzt. Sie stellt nur einen sehr geringen Anteil der Hybridisierung im Vergleich zu der Hybridisierung einheimischer Arten miteinander dar.

Als bedrohlich für den Erhalt des genetischen Anpassungspotentials einheimischer Arten wird jedoch das unkontrollierte Einbringen von Herkünften aus anderen Klimaräumen bei Sträuchern angesehen. Hier müssen Maßnahmen ergriffen werden, um durch Verfügbarmachen einheimischen Saatgutes durch Samenplantagen diese Importe zu reduzieren. Nur gezielte Herkunftsversuche mit Pflanzen aus den Hauptimportländern im Vergleich zu einheimischen können klären, ob gravierende physiologische und phänologische Unterschiede bestehen, oder ob wie bei einigen Forstbaumarten sogar überlegene Vitalität bei bestimmten Fremdherkünften vorliegt.

Zum Schluß kann die Frage gestellt werden: Kann sich Hybridisierung auch positiv auswirken?

Im Fall der Eiche könnten stark introgressive oder hybridisierte Populationen einen verbesserten Anbauwert für Standorte besitzen, die zwischen den optimalen Standorten der Arten liegen. Gezielte Versuche sollten diese These klären helfen.

Arthybriden der Ulme scheinen Vorteile im Überleben gegenüber dem Ulmensterben zu besitzen. Lindenhybriden z.B. *T. x europaea* ‚Pallida‘ sind standortstoleranter als die Elternarten.

Ob heutige Arthybriden jedoch den evolutiven Ausgangspool für zukünftige Artbildung darstellen, vermag ich nicht zu beantworten.

Literatur

Ager, A.A. & Guries, R.P., 1982: Barriers to interspecific hybridization in *Ulmus americana*. *Euphytica* 31, 909-920
 Bartels, C., 1995: Charakterisierung von Rosengenotypen mit Hilfe molekularer Marker. Diplomarbeit Inst. Obstb. Baumsch. Univ. Hannover.
 Brötje, H. & Fellenberg, U., 1993: Erste Erfahrungen mit der Ulmenerhaltung in Norddeutschland. *Berichtsband des ersten Ulmensymposiums in Hann. Münden. Forschungsber. Hess. Forstl. Versuchsanst.* 16, 39-43
 Byatt, J.I., 1976: The structure of some *Crataegus* populations in north-eastern France and south-eastern Belgium. *Watsonia* 11, 105-115

Christensen, K.I., 1984: The morphological variation of some *Crataegus* populations in Greece and Jugoslavia. *Nordic J. Botany* 4, 5, 585-595
 Clausen, K.E., 1970: Interspecific crossability tests in *Betula*. IUFRO-Section 22; Working group on sexual reproduction of forest trees. *Vaparenta Finland* 1-10
 Crane, M.B. & Lawrence, W.J.C., 1930: *J. Genet.* 22, 153-163
 Eifler, I., 1964: Untersuchungen zum Bestäubungsvorgang und der Samenentwicklung bei Birkenartkreuzungen. *Der Züchter* 34, 8, 305-312
 Feuerhahn, B. & Spethmann, W., 1995: Kreuzungen bei Wildrosenarten. *Gehölzforschung, Inst. Obstb. Baumsch. Sarstedt*, 3, 1-151
 Furlow, J.J., 1990: The genera of *Betula*-*ceae* in the southeastern United States. *J. Arnold Arbor.* 71, 3-55
 Garcke, A. (Begr.), 1972: *Illustrierte Flora, Deutschland und angrenzende Gebiete*. Parey, Berlin und Hamburg, 23. Aufl.
 Gelderen, D.M. van; Jong, P.C. de; Oterdoom, H.J.; Hoey Smith, J.R.P. van, 1994: *Maples of the world*. Timber Press, Portland
 Gostynska-Jakuszevska, M. & Hrabetova-Uhrowa, A., 1983: Distribution of *Crataegus* species in Poland and Czechoslovakia. *Preslia, Praha*, 55, 9-24
 Graham, G.G. & Primavesi, A.L., 1993: *Roses of Great Britain and Ireland*. Botanical Society of the British Isles, London. *Handbook No. 7*. pp. 208
 Green, P.S., 1966: Identification of species and hybrids in the *Lonicera tatarica* complex. *J. Arnold Arboretum* 47, 1, 75-88
 Hanske, C., 1991: Verfügbarkeit, Herkünfte und Qualität von heimischem Gehölzsaatgut. Diplomarbeit, Inst. Obstb. Baumsch. Univ. Hann.
 Heybroek, H.M., 1993: Die Züchtung von resistenten Ulmen. *Berichtsband des ersten Ulmensymposiums in Hann. Münden. Forschungsber. Hess. Forstl. Versuchsanst.* 16, 51-58
 Höppener-Fidus, B. & Priebe, M., 1994: Herkunftsunterschiede heimischer Feldgehölze. Diplomarbeit, Inst. Obstb. Baumsch. Univ. Hann.
 Karpati, Z., 1960: Die *Sorbus*-Arten Ungarns und der angrenzenden Gebiete. *Feddes Repertorium* 62, 2/3, 71-334
 Kleinschmit, J. & Otto, H.-J., 1980: Prüfung von Birkenherkünften und Einzelbau-

- men sowie Züchtung mit Birken. Forst- u. Holzwirt 35, 5, 81-90
- Krahl-Urban, J.*, 1959: Die Eichen. Parey, Hamburg und Berlin, pp. 288
- Lippert, W.*, 1978: Zur Gliederung und Verbreitung der Gattung *Crataegus* in Bayern. Ber. Bayer. Botan. Ges. 49, 165-198
- Love, R. & Feigen, M.*, 1979: Interspecific hybridization between native and naturalized *Crataegus* (*Rosaceae*) in Western Oregon. Madrono 25, 211-217
- Muller, C.J.*, 1952: Ecological control of hybridization in *Quercus*: a factor in the mechanism of evolution. Evolution 6, 147-161
- Muniyamma, M. & Phipps, J.B.*, 1984: Studies in *Crataegus* XI: Further cytological evidence for the occurrence of apomixis in North American Hawthorns. Canad. J. Botany 62, 2316-2324
- Natho, G.*, 1959: Variationsbreite und Bastardbildung bei mitteleuropäischen Birkensippen. Feddes Repertorium 61, 3, 211-273
- Neumann, A.*, 1981: Die mitteleuropäischen *Salix*-Arten. Mitteilg. Forstl. Bundes-Versuchsanst. Wien 134. Heft, pp. 152
- Schmidt, P.A. & Wilhelm, E.G.*, 1995: Die einheimische Gehölzflora – ein Überblick. Beiträge zur Gehölzkunde 1995: 50-75
- Spethmann, W.*, 1987: Artbestimmung von zugelassenen Eichen-Beständen durch Untersuchung von Eichenblättern und Fruchtständen. Nieders. Forstl. Vers. Anst. Escherode, Forschungsbericht pp. 25
- Spethmann, W.*, 1995: In-situ/ex-situ Erhaltung von heimischen Straucharten. Symposium Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen in der Land- und Forstwirtschaft Nov. 1994, Schriften zu genetischen Ressourcen 1:68-87
- Zollitsch zit. in Strasburger, E. (Begr.)*, 1991: Lehrbuch der Botanik. 33. Auflage. Fischer Verlag Stuttgart

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Wolfgang Spethmann
 Institut für Obstbau und
 Baumschule der Universität Hannover
 Abteilung Baumschule
 Am Steinberg 3
 31157 Sarstedt

Erhaltungsarbeit für seltene Baumarten

von Ute Fellenberg

Sowohl klimatische als auch anthropogene Faktoren haben die Baumartenzusammensetzung unserer Wälder bestimmt. In der jüngeren Vergangenheit ist ein besorgniserregender Rückgang der Artenvielfalt und der genetischen Mannigfaltigkeit innerhalb der Arten eingetreten.

Das betrifft im besonderen Maße die seltenen Baumarten. In der forstlichen Praxis werden als selten alle Baumarten verstanden, die im Betriebswerk der Forstämter einen Flächenanteil von weniger als 1% aufweisen. Dabei muß man allerdings beachten, daß Vorkommen unterhalb einer Flächengröße von 0,1 ha in den Bestandeslagerbüchern gar nicht erwähnt werden (NFV 1995).

Zu den seltenen Baumarten in Mitteleuropa zählen Eibe, Winter- und Sommerlinde, die Schwarzpappel, die *Sorbus*-Arten Vogelbeere, Elsbeere und Speierling, Vogelkirsche, Wildapfel, Wildbirne und die drei heimischen Ulmenarten. Häufiger aber auch noch unter 1%, sind Rot-erle und andere Erlenarten, Sand- und Moorbirke.

In erster Linie strebt man bei Waldbaumarten die Erhaltung in situ an. Dabei ist bei der Auswahl von Beständen und Einzelbäumen das Ziel nicht nur die Artenerhaltung sondern auch die Erhaltung der genetischen Mannigfaltigkeit innerhalb der Arten, möglichst in ökologischer Strukturierung. Das ist eine wichtige Voraussetzung für die Anpassungsfähigkeit der Arten an sich ändernde Umweltverhältnisse und für die weitere evolutionäre Entwicklung (Kleinschmit 1994a). Diese Methode erreicht bei den seltenen Arten aber häufig ihre Grenzen dort, wo keine Bestände (d. h. mindestens 20 Exemplare mehr vorhanden sind).

Das gilt auch für die bereits 1892 als „aussterbender Baum“ bezeichnete Eibe. In Europa kommt sie als eine einzige Art, *Taxus baccata*, vor. Ihre stärkste Verbreitung war vor 3000-4000 Jahren vor allem in Bruch- und Eichenmischwäldern. Gegen Ende der den glazialen Kaltzeiten folgenden Wärmezeit wurde die Buche klimatisch begünstigt, so daß die Eibe in Mitteleuropa durch diesen Konkurrenz-

druck hauptsächlich auf trockene Fels- hänge und feuchte dunkle Standorte zurückgedrängt ist (Abb. 1).

Bundesweit sind bisher nur 7 Bestände mit einer Fläche von 33,8 ha und rd. 300 Einzelexemplare für die In-situ-Erhaltung ausgewiesen (Stand 31.12.93). Die Abteilung Forstpflanzenzüchtung der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt hat bisher 64 Eibenvorkommen, meist Einzelbäume oder Baumgruppen, erfaßt. Die größten Relikte in Nordwestdeutschland mit mehr als 10 Bäumen wurden in den Forstämtern Bovenden, Stadtforst Münden, Binnen, Hessisch Oldendorf, Hasbruch, Wennigsen und im Privatwald Berlepsch (südlich Göttingen) gefunden (Thoma & Kleinschmit 1994). Serienbriefe an die Forstämter mit der Bitte, Eiben zu melden, Literaturarbeit und die flächendeckende Erfassung von Erhaltungsobjekten in den Forstämtern seit 5 Jahren führten zur Aufnahme der Eibenvorkommen. Dabei werden auch Eiben außerhalb des Waldes, z.B. in Parks und Gärten, in die Erhaltungsdateien aufgenommen, wenn sie ein Alter von mehr als 50 Jahren haben und/oder höher als 5 m sind (NFV 1995).

Zum Schutz der Eiben sind bereits und müssen weiterhin Maßnahmen ergriffen

werden. Ein Runderlaß des Niedersächsischen Ministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten von 1970 ordnet an, daß kein Schmuckreisig von Eiben geschnitten werden darf, auf die Erhaltung der Eiben bei allen forstlichen Betriebsmaßnahmen Rücksicht genommen werden muß und daß Produktions- und Nutzungsplanungen an den Erhalt der Eibe angepaßt werden sollen (Niedersächsisches Ministerium 1970).

Die Naturverjüngung der Eiben wurde in vergangener Zeit durch eine Waldwirtschaft mit Kahlschlägen und schnellen Verjüngungshieben und durch die Nadelholzaufforstung weitgehend verhindert. Wichtig ist es, die Eibensämlinge in den ersten 5 Jahren durch Gatterung und Herabsetzen des Wildbestandes vor Verbiß zu schützen. Auch das wieder ausgesetzte Muffelwild beschädigt durch Fegen und Schälen die Eibenstämme.

Zur Erhaltung in situ trägt auch das Ausweisen von Naturwäldern und Naturschutzgebieten bei. Es können jedoch Zielkonflikte auftreten, wie z.B. beim Eibenwald an der Plesse bei Göttingen, wo es nötig war, die Buchen in ihrem Wachstum zugunsten der konkurrenzschwächeren Eiben z.T. herauszuhauen. Hier müssen daher von seiten des Naturschutzes Kompromisse gemacht werden, wie es z.B. im Naturschutzgebiet „Totenberg“ im Bramwald der Fall ist, wo forstliche Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen unter gegenseitiger Absprache vertraglich verankert sind (Schmidt 1993). Durch die Kenntnis des ökologischen Verhaltens der Eibe kann man aber auch Fehler

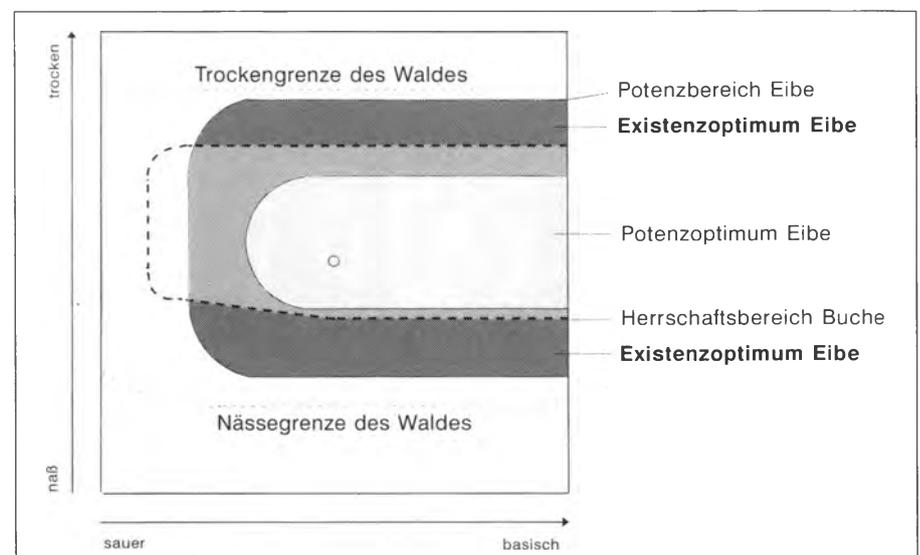


Abb. 1: Ökogramm für *Taxus baccata* und *Fagus silvatica* nach Ellenberg 1978

vermeiden. So sterben z.B. vollkommen freigestellte ältere Bäume meist ab.

Weil die Einzelbäume keine Bestäubungspartner mehr haben und sehr kleine Populationen auf die Dauer nicht überlebensfähig sind, reichen In-situ-Maßnahmen allein nicht aus, die Eiben zu erhalten und ihre Vorkommen auszuweiten. So begann die NFV 1988 und 89 in Südniedersachsen autochthone Eibenbestände zu beernten und mit dem so gewonnenen Saatgut Erhaltungspflanzungen zu begründen. 1989 und 90 führten dann Reisergewinnung und umfangreiche Pfropfungen zur Anlage von Samenplantagen.

Sowohl bei der In-situ- als auch bei der Ex-situ-Erhaltung ist das Bestreben, vitale Bestände und Bäume, die optimal an Ihren Standort angepaßt sind und eine größtmögliche genetische Vielfalt aufweisen, auszuwählen. Isoenzym-Untersuchungen an Samenmaterial geographisch voneinander getrennter autochthoner Eibenvorkommen unterschiedlicher Standorte zeigten, daß die Eibe verglichen mit anderen Waldbaumarten, einen hohen Heterozygotiegrad und eine deutliche genetische Differenzierung zwischen ihren Teilpopulationen aufweist. Von vier bisher in einer Diplomarbeit elektrophoretisch untersuchten Eibenpopulationen ist diejenige an der Plesse bei Göttingen wegen ihrer großen genetischen Vielfalt beson-

ders interessant (Thoma 1995). Solche Untersuchungen müssen noch in stärkerem Maße nicht nur für die Eibe, sondern auch für andere Baumarten herangezogen werden, um damit die morphologischen Evaluierungen zu ergänzen und Grundlagen für eine gezielte Erhaltungsarbeit zu schaffen.

Erhaltungsbestände sollen bei Hauptwaldbaumarten (das sind Baumarten, die im Betriebswerk mit einem Flächenanteil von mehr als 10% ausgewiesen sind, wie z.B. Stiel- und Traubeneiche, Buche, Fichte und Kiefer) 1 bis 2% der Baumartenfläche ausmachen. Für Nebenbaumarten (1 bis 10% Flächenanteil im Betriebswerk) und für die seltenen Baumarten, muß der prozentuale Anteil der Fläche, der für die Erhaltung vorgesehen ist, sehr viel größer sein – in Extremen bei sehr seltenen Baumarten wie Eibe und Wildobst bis zu 100% betragen (Kleinschmit 1994b).

Bundesweit entfallen von den 1992/93 ausgewiesenen In-situ-Beständen 8% auf seltenere Laubbaumarten. In Niedersachsen und Schleswig-Holstein sind es 11% (Abb 2). Ihr Anteil dürfte in den nächsten Jahren weiter zunehmen.

Erhaltungsbestände müssen aus sich selbst heraus verjüngt werden. Für Elsbeere (*Sorbus torminalis*) wird dazu eine praxisnahe waldbauliche Methode entwickelt. Die Elsbeere ist eine selten ge-

wordene Baumart, deren Verbreitungsgebiet sich über ganz Mitteleuropa erstreckt. Sie kann nur durch die Hilfe und Förderung des Menschen erhalten werden (Ewald, Zander & Jander 1994). Es hat sich gezeigt, daß durch Übernahme und Pflege von Wurzelbrut, die besonders nach Fällung des Altbaumes spontan auftritt, eine Erhaltung von autochthonen Elsbeerenvorkommen in situ möglich ist. Um diese Verjüngungshorste näher zu untersuchen, wurden von der NFV Escheroode im Forstamt Liebenburg 5 Versuchsfelder angelegt. Das Wachstum dieser Wurzelbrutpflanzen wird mit parallel dazu gepflanzten Sämlingen verglichen (NFV 1994).

Die Erhaltung der drei heimischen Ulmenarten wird durch die seit 1920 auftretende Holländische Ulmenkrankheit immer schwieriger. Der Pilz *Ceratocystis ulmi*, der mit seinen Hyphen die Leitungsbahnen des Baumes verstopft (Welkekrankheit) wird durch Ulmensplintkäfer der Gattung *Scolytus* verbreitet. Seit den 60'er Jahren ist eine wesentlich virulentere Form des Pilzes (*Ceratocystis novo-ulmi*) aufgetreten, die den Ulmenbestand noch stärker gefährdet. Vor allem auch bisher gesunde ältere Bäume werden noch befallen und sterben ab.

Addiert man die Flächenanteile der Ulme, die sie in den jeweiligen Bestandestypen eines Wuchsgebietes einnehmen,

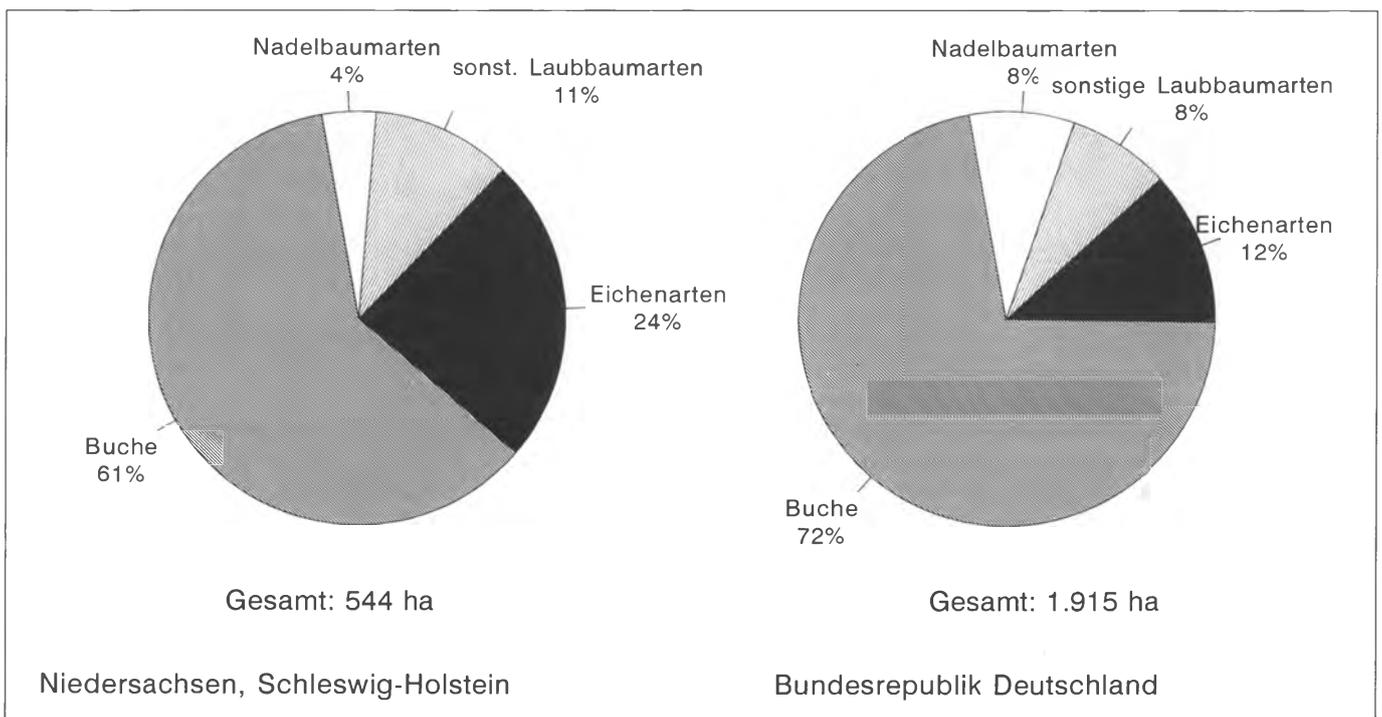


Abb. 2: Flächenanteile der 1992/93 ausgewiesenen In-situ-Bestände nach Baumarten

so ergibt sich, daß verglichen mit anderen sehr seltenen Baumarten, wie Eibe, Elsbeere oder Wildobst, noch erhebliche Flächen vor allem in Südniedersachsen, registriert sind (Abb. 3). Überprüft werden muß jedoch, inwieweit diese Bäume gesund, bzw. überhaupt noch vorhanden sind, und ob die Bestände eine Bestäubungseinheit bilden und Naturverjüngung möglich ist.

Im Frühjahr 1991 wurden alle niedersächsischen Forstämter gebeten, Ulmenvorkommen zu melden. Durch diese Umfrage und durch flächendeckende Aufnahmen in einer Reihe von Forstämtern konnten bisher 131 Bestände mit einer Fläche von zusammen 78,5 ha und fast

600 Vorkommen mit Einzelexemplaren kartiert und in die Datenbank aufgenommen werden (Abb. 4). Bei einem Großteil von Ihnen wurden Erhaltungsmaßnahmen vor Ort veranlaßt, wie z.B. Entfernen welker, vom Pilz befallener Äste. Außerdem wurde für Einlagerungsversuche bei unterschiedlichen Temperaturen und für die Aussaat beerntet. Die NFV hat im Frühjahr 1994 drei Versuchsflächen mit zusammen 1,5 ha Fläche für Nachkommenschaftsprüfungen angelegt. In solchen Flächen besteht allerdings die Gefahr, daß sich die Krankheit ausbreitet und eine weitere Erhaltung dann nur über Wurzelbrut – vor allem bei Feldulme – oder durch Nachbesserungen möglich ist. Da-

neben werden zahlreiche Jungbäume truppweise zwischen andere Bestände über ganz Nordwestdeutschland verteilt gepflanzt, um dem Käfer das Auffinden zu erschweren.

Am stärksten in ihrem Bestand ist die Feldulme gefährdet. Sie bastardiert mit Bergulme, so daß die unterschiedlichsten Hybriden nachgewiesen werden können, aber Aussagen über den wirklichen Bestand reiner Feldulmen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein bisher nicht möglich sind. Zum besseren Erkennen der Ulmenarten und Bastarde über die gängige Bestimmungsliteratur hinaus, die dabei wenig hilfreich ist, wurden 1994 umfangreiche morphologische Untersuchungen

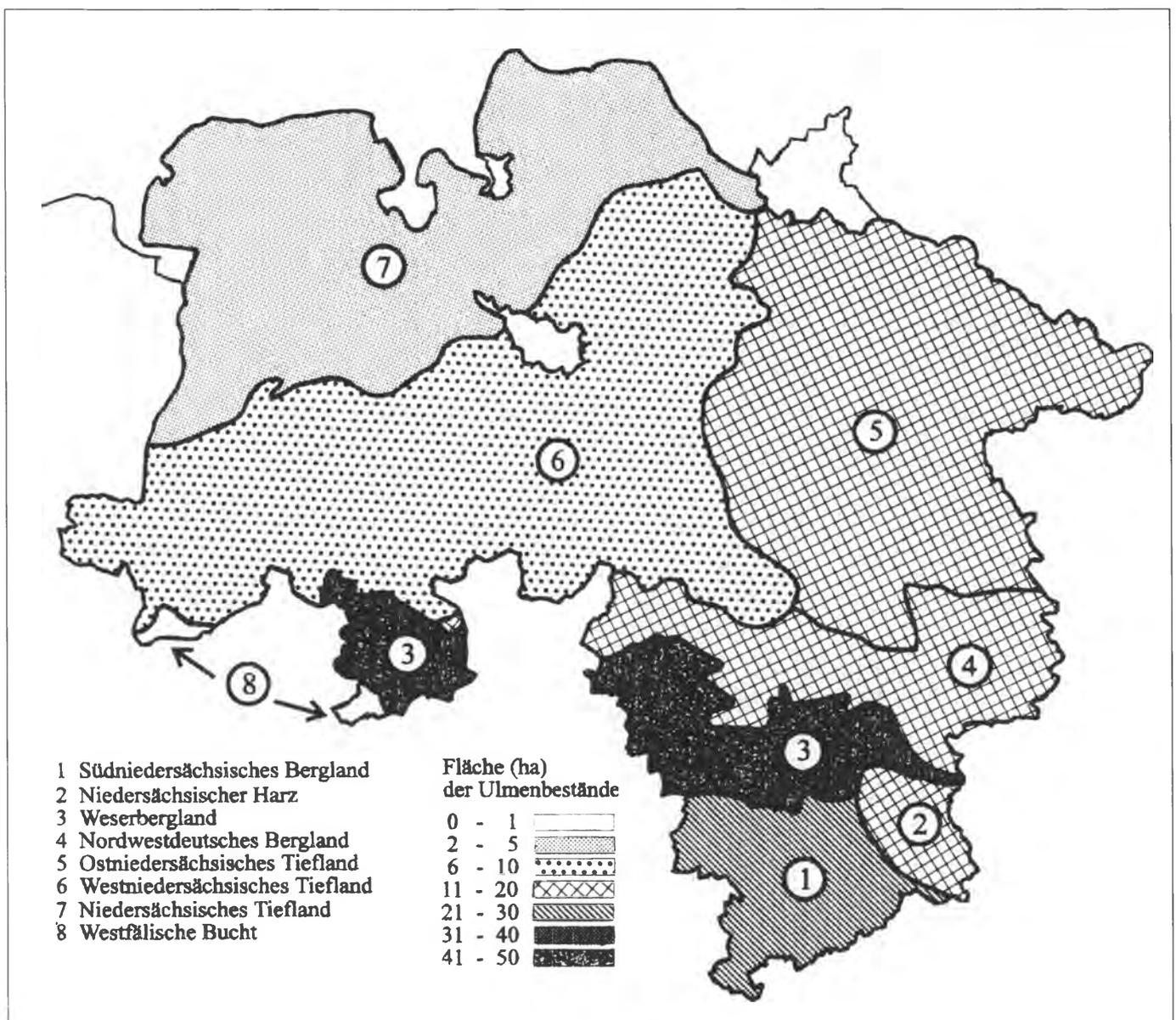


Abb. 3: Flächenanteile der Ulme in den niedersächsischen Wuchsgebieten, registriert vom Forstplanungsamt in Wolfenbüttel (Stand 1.10.1989)

an der NFV Escherode durchgeführt (Ramisch 1994). Die Schwierigkeiten bei der Artidentifizierung beruhen nicht nur auf der natürlichen und künstlichen (Holländische Ulme) Bastardierung zwischen Berg- und Feldulme, sondern auch auf der beträchtlichen innerartlichen Variabilität der reinen Arten. Auf diese Weise werden die typischen Merkmale für die reinen Arten über Zwischenformen mehr oder weniger fließend miteinander verbunden. So entsteht durch introgressive Hybridisation ein Formenschwarm (Rothmaler 1988, 4, 138-139 zitiert bei Ramisch 1994), der die eindeutige Artbestimmung anhand eines oder nur weniger Merkmale unmöglich macht.

Als besonders aussagekräftig zur Artidentifizierung bei Ulme gelten neben dem Erscheinungsbild des Baumes, Knospen, Blätter, Blüten, Früchte, Blattstellung bei den Sämlingen und Merkmale an verholzten Teilen, wie z.B. die Beschaffenheit von Rinde, Borke und Korkleisten und das Vorhandensein von Wurzelbrut (Ramisch 1994). Für diese Merkmale wurden Boniturschemata mit der internationalen Bewertung 1 bis 9 entwickelt. Dabei wurde 1 für reine Bergulmen- und 9 für reine Feldulmenmerkmale vergeben. Bei den 92 auf diese Weise bewerteten Ulmen erhielten über die Hälfte mittlere Boniturnoten (Fellenberg 1991 und 1994; Trautmann 1992; Ramisch 1994). Werden

die Bäume nach diesen Bewertungen auf eine Skala „bergulmennah – intermediär – feldulmennah“ geordnet, ergeben sich unterschiedliche Reihenfolgen. Bei demselben Baum können also sowohl bergulmen- als auch feldulmennah Merkmale auftreten. Das wurde auch durch Meßwerte an Blättern und Früchten, die sich mit statistischen Methoden auswerten ließen, bestätigt (Ramisch 1994). Zwischenmerkmale müssen nicht notwendigerweise Hybridisierung anzeigen, es können einerseits Extreme der Variation einer der beiden Arten, andererseits auch hybridogene Formen sein (Aas 1990 zitiert bei Ramisch 1994).

Am Institut für Forstgenetik in Göt-

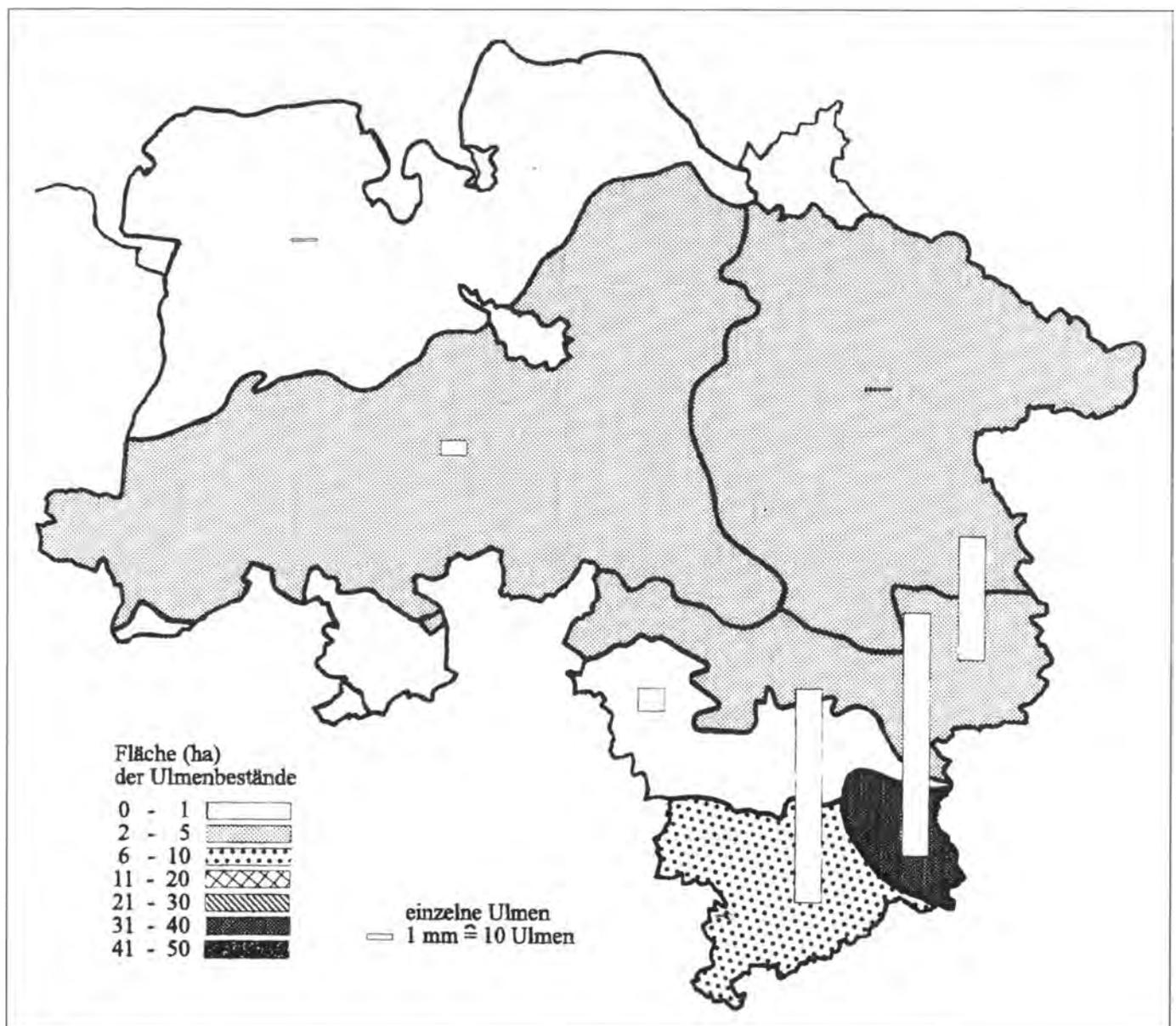


Abb. 4: Flächenanteile und Einzelexemplare der Ulme in den niedersächsischen Wuchsgebieten, registriert von der NFV Abt. C Escherode (Stand 1.6.1995)

tingen sollten RFLP-Analysen (Restriktionsfragment-Längenpolymorphismen) die morphologischen Untersuchungen auf DNA Ebene ergänzen. Diese Methode gelang bisher an Pappeln und Buchen (*Vornam* 1993), führte bei Ulme aber infolge methodischer Schwierigkeiten zu keinem Ergebnis. Vielleicht lassen sich in den nächsten Jahren durch Laboruntersuchungen weitere Differenzierungen vornehmen. Möglich wäre, daß sich gerade im Bereich der Hybriden Formen ausbilden, die gegen die Holländische Ulmenkrankheit resistent sind. Jedenfalls sind bei der Erhaltung der heimischen Ulmenarten noch viele Fragen zu klären.

In der Roten Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen (*Garve* 1993) wird die Bergulme nicht erwähnt, während Flatter- und Feldulme als gefährdet, bzw. stark gefährdet 1993 neu aufgenommen wurden. Als gefährdete Arten sind daneben Wildapfel (*Malus sylvestris*) und Wildbirne (*Pyrus pyraeaster*) in der Liste längst enthalten. Hier wird ebenso wie bei den Ulmenarten vermerkt, daß sie leicht mit synanthropen Vorkommen (durch den Menschen gezüchteten Kulturformen) bastardieren.

In Escherode wurden 1986 die Forstdienststellen aller Waldbesitzarten angeschrieben mit der Bitte, Wildobstvorkommen zu melden (*Schumann* 1989). Dadurch und durch die 1989 begonnene flächendeckende Kartierung in Nordwestdeutschland konnten bisher rd. 600 Wildäpfel und etwa 320 Wildbirnen-Einzelexemplare erfaßt werden. Das größte Vorkommen mit 40 Wildapfelbäumen wurde im Forstamt Lüchow registriert. Es hängt vermutlich, wie ähnlich große Fundorte in Bleckede und Lauenburg, mit dem Elbaue-Standort zusammen (*Wagner & Kleinschmit* 1995).

Wildobstbäume bilden am natürlichen Standort häufig keine Bestäubungseinheiten mehr. Außerdem besteht die Gefahr, daß sie sich mit Kulturformen kreuzen. Besonders trifft das auf die Wildbirne zu, die selbststeril ist und wegen ihres Lichtbedürfnisses häufig Waldränder bevorzugt. Eine Ex-situ-Erhaltung wurde daher Ende der 80'er Jahre in Escherode begonnen. Durch die Beerntung von 156 Wildobstbäumen konnten 7 Erhaltungspflanzungen in 5 niedersächsischen Forstämtern angelegt werden (*Schumann* 1989). Von 1990 bis 1994 wurden rd. 7600 Pfropfungen von fast

500 Klonen mit einem Anwuchserfolg von 50 bis 70% durchgeführt. Das führte zur Anlage von 6 Pfropflings-Samenplantagen. Bei der Klonzusammensetzung wurde dabei auf die Herkünfte geachtet, z.B. ist in Eutin eine Samenplantage mit Wildbirnen aus dem Flachland, in Liebenburg eine mit Bergherkünften angelegt worden. Außerdem wurden Bäume für Aussaat (Anlage von Sämlingssamenplantagen) und zur Einlagerung von Saatgut beerntet. Die vegetative Vermehrung in vitro ist beim Wildobst ebenfalls erfolgreich, dient aber zur Zeit noch der Methodenentwicklung und noch nicht der gezielten Erhaltung bestimmter Klone.

Die Voraussetzung für eine erfolgreiche Erhaltungsarbeit ist das Erkennen der Wildform bzw. der wildnahen Exemplare, da durch den Einfluß des Menschen vermutlich keine ganz reinen Wildformen mehr existieren. Aus zahlreichen aktuellen schriftlichen und mündlichen Quellen und aus der Literatur sind daher Erkennungs- und Unterscheidungsmerkmale zusammengetragen worden und in 2 Tabellen getrennt für Apfel- und Birnbaum jeweils für Frucht, Zweig, Blatt und Blüte aufgelistet worden (*Wagner* 1995).

Beim Apfelbaum wird als häufigstes Merkmal die unterschiedliche Behaarung herangezogen. Während der Wildapfel am Ende der Vegetationszeit keine oder nur leichte Behaarung der Blattunterseite zeigt, zeichnet sich der Kulturapfel durch eine deutliche, oft wollige Behaarung aus. Die Früchte des Wildapfels mit ihrem adstringierenden sauren Geschmack und der meist fehlenden roten Deckfarbe wurden in größerem Umfang seit 1988 an der NFV bewertet, um wildnahe Formen weiter zu vermehren und solche mit stärkerem Kultureinfluß auf Streuobstwiesen auszusortieren (*Bedarff* 1989). Die Abgrenzung zwischen Wild- und Kulturform ist beim Birnbaum schwieriger als beim Apfelbaum, da die meisten europäischen Birnensorten auf die einheimische Wildbirne *Pyrus pyraeaster* zurückgehen, während *Malus sylvestris* nur mit einem geringen genetischen Anteil an der Entstehung der Kultursorten beteiligt war (*Wagner & Kleinschmit* 1995).

Die Erhaltung seltener Baumarten ist auf lange Sicht besser gesichert, wenn ein wirtschaftlicher Nutzen vorliegt. Apfel- und Birnbaum waren in geschichtlicher Zeit als Masthölzer bedeutend, d.h. sie

dienten Weidetieren als Nahrung. Birnbaum ist ebenso wie Rüster und die im Vergleich häufiger vorkommende Vogelkirsche (220 ha Fläche in Niedersachsen) als Furnierholz wertvoll. Einzelne Elsbeerstämmchen, die als „Schweizer Birnbaumfurnier“ gehandelt werden, erzielten bei der Versteigerung hohe Preise bis zu 1.200,- DM/fm). Die Früchte des Speierlings, der in Niedersachsen seine nördliche Verbreitungsgrenze hat, geben dem Apfelwein seinen typischen Geschmack, so daß auch deshalb ein Interesse am Erhalt der Art besteht.

Es ist auf jeden Fall unsere Pflicht, die genetische Vielfalt auch der seltenen Baumarten zu erhalten. Einerseits bereichern sie unsere Landschaft, andererseits wissen wir nicht, welche Bedeutung sie für künftige Generationen haben können. So enthält z.B. eine amerikanische Eibenart, *Taxus brevifolia*, einen Inhaltsstoff, das Taxol, bei dem man eine krebshemmende Wirkung nachgewiesen hat. Mit einer vielseitigen und vor allem nachhaltigen Forstwirtschaft lassen sich nachwachsende Rohstoffe auch für künftige Generationen erhalten.

Im Konzept zur ‚Erhaltung Forstlicher Genressourcen‘ ist die Erhaltungsarbeit für die Waldbaumarten in der Bundesrepublik Deutschland seit 10 Jahren verankert. Die Maßnahmen zur Erhaltung der seltenen Baumarten erfolgen daher auch in gegenseitiger Absprache und Koordination. *Ellenberg* definiert ein Ökosystem als ein von Lebewesen und deren anorganischer Umwelt gebildetes Wirkungsgefüge, das sich weitgehend selbst reguliert (*Ellenberg, H. jr.* 1973 b, S. 236 zitiert bei *Dierschke* 1994). Da das aber nur „weitgehend“ geschieht, ist es unbedingt notwendig, bei der Problematik der Erhaltung seltener Baumarten steuernd einzugreifen und die Entwicklung in unseren Waldökosystemen nicht passiv laufen zu lassen und zuzusehen, wie der Holzmarkt durch Übernutzung von borealen und tropischen Wäldern abgedeckt wird.

Literatur

Bedarff, U., 1989: Boniturschema für Früchte und Sämlinge des Wildapfels – Zusammenstellung einiger Merkmale für Wild- und Kulturapfel aus gängigen Floren – NFV Escherode, unveröffentlicht

- Dierschke, H.*, 1994: Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden – Ulmer Stuttgart: 683 S.
- Ellenberg, H. sen.*, 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht – 2. völlig neu bearb. Aufl. (3. Aufl. 1982) – Ulmer, Stuttgart: 989 S.
- Ewald, Ch. & Zander, M. & Jander, A.*, 1994: Die Elsbeere (*Sorbus torminalis* [L.] Crantz) in Brandenburg – Der Wald 44, 7, 232-235, Berlin
- Fellenberg, U.*, 1991: Boniturschema für Ulmenfrüchte, Arbeitsanweisungen für die NFV, Abt. C, Escherode – unveröffentlicht
- Fellenberg, U.*, 1994: Erhaltung forstlicher Genressourcen unter besonderer Berücksichtigung von Wildobst und Ulme – Stand der Arbeiten in Norddeutschland – Vortr. Pflanzenzüchtg. 27, 136-142
- Garve, E.*, 1993: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen – Inform. d. Naturschutz Nieders. 13, 1, 1-37, Hannover
- Kleinschmit, J.*, 1994a: Waldbau – neue züchterische Strategien – Erhaltung forstlicher Genressourcen – Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten 1, 57-76
- Kleinschmit, J.* 1994b: Sicherung der genetischen Ressourcen im Wald, Kongressforum „Holz“, 153-162
- Kleinschmit, J.* 1995: Erhaltung forstlicher Genressourcen bisherige Maßnahmen des Bundes und der Länder – Holz-Zentralbl. 19, 322
- Nieders. Forstl. Versuchsanstalt (NFV) Abt. C*, 1994: Tätigkeitsbericht Göttingen, 157 S.
- Nieders. Forstl. Versuchsanstalt (NFV) Abt. C*, 1995: Interne Arbeitsanweisung zur Erhaltung von Genressourcen bei Baum- und Straucharten – unveröffentlicht
- Niedersächs. Ministerium f. Landw. und Forsten*, 1970: Runderlaß zum Erhalt der Eibe – Nds. MBl. 17, 461
- Ramisch, H.*, 1994: Hybridbildung bei Ulmenarten – Artidentifizierung der reinen Arten und der Hybriden – unveröffentlicht
- Schmidt, W.*, 1993: Erhaltung von Arten in (Natur-) Schutzgebieten – Forstarchiv 64, 51-57, Hannover
- Schumann, K.*, 1989: Obstgehölze und Nußbäume – die vergessenen Baumarten – AFZ 38-39, 1036-1039, München
- Thoma, S. & Kleinschmit, J.*, 1994: Grundlagen für die Erhaltung der Eibe (*Taxus baccata* L.) – Forst und Holz 49, 6, 147-150
- Thoma, S.*, 1995: Genetische Unterschiede zwischen vier Reliktbeständen der Eibe (*Taxus baccata* L.) – Forst und Holz 50, 1, 19-24
- Trautmann, L.*, 1992: Boniturschema für Knospen, Blüten und verholzte Teile von Ulmen, Arbeitsanweisungen für die NFV, Abt. C, Escherode – unveröffentlicht
- Vornam, B.*, 1993: Genmarker als Entscheidungshilfen für Genkonservierung, III. Restriktionsfragmentlängenpolymorphismen als Genmarker für die Ausweisung forstlicher Genressourcen – Allg. Forst- u. J.-Ztg. 164, 9/19, 186-190, Frankfurt
- Wagner, I.*, 1995: Identifikation von Wildapfel (*Malus sylvestris* (L.) Mill.) und Wildbirne (*Pyrus pyraeaster* (L.) Burgsd.) Voraussetzungen zur Generhaltung des einheimischen Wildobstes – Forstarchiv 66, 39-47
- Wagner, I. & Kleinschmit, J.*, 1995: Erhaltung von Wildobst in Nordwestdeutschland – Stand der Generhaltungsarbeiten – ‚Der Wald‘ – im Druck

Anschrift der Verfasserin

Ute Fellenberg
Wissenschaftliche Mitarbeiterin
Niedersächsische Forstl. Versuchsanstalt
Abt. C – Forstpflanzenzüchtung
Forstamtstraße 6
D-34355 Staufenberg-Escherode

Generhaltungsarbeit bei einheimischen Straucharten

von Hendrik Rumpf

Neben der Generhaltungsarbeit bei den Baumarten werden seit knapp 2 Jahren auch die einheimischen Straucharten durch die NFV-Abt. C bearbeitet. Vorab sollen einige grundlegende Ausführungen zur Bedeutung und Verwendung von einheimischen Sträuchern gemacht werden. Sträucher werden vorwiegend in folgenden Bereichen verwendet:

1. Im Landschaftsbau, bei Straßenbepflanzungen, zur Uferbefestigung, bei der Anlage von Windschutzstreifen, beim Lebendverbau von Industriebesiedlungen.
2. Bei der Anlage von Hecken und Feldgehölzen, die besondere Trittsteinfunktion für seltene Tierarten haben.
3. Bei der Gestaltung von Waldinnen- und Waldaußenrändern, wobei ein stufiger Aufbau mit ineinandergreifenden Zonen von Sträuchern, Bäumen zweiter Ordnung sowie Bäumen erster Ordnung erwünscht ist. Ziele sind hier, die Stabilität der Wälder zu erhöhen sowie einen wesentlichen Beitrag zur Biotopvernetzung zu lei-

sten. Bei der Erteilung von Erstaufforderungsgenehmigungen wird heute die Anlage von Saumzonen mit Sträuchern meist zwingend vorgeschrieben.

Um bei dem weiten Verwendungsspektrum die Nachfrage an Strauchpflanzgut decken zu können, werden von den Baumschulen bedeutende Mengen an einheimischen Sträuchern angezogen. Hierbei wird überwiegend auf Saatgut aus ost- und südosteuropäischen Herkunftsländern zurückgegriffen, da dieses aufgrund des dort wesentlich niedrigeren Lohnniveaus viel billiger ist als in heimischen Vorkommen geerntetes Saatgut. Außerdem gibt es im Gegensatz zu den Hauptwaldbaumarten zur Zeit keine gesetzlichen Regelungen für den Handel mit Saat- und Pflanzgut von Straucharten sowie Bestimmungen mit Herkunftsempfehlungen für verschiedene Wuchsgebiete.

In Tab. 1 ist die Saatgutherkunft heimischer Gehölzarten dargestellt.

Es stellt sich die Frage, ob Strauchherkünfte, die weit außerhalb ihres ursprünglichen Herkunftsgebietes ange-

pflanzt werden, an die klimatischen und standörtlichen Bedingungen in Norddeutschland optimal angepaßt sind. Häufig zu beobachtende Ausfälle von Strauchpflanzungen aufgrund von Frostschäden oder allgemein schlechtem Anwuchserfolg, legen die Vermutung nahe, daß zu früher Austrieb und zu später Vegetationsabschluß Folgen der Nichtangepasstheit an die hiesigen klimatischen und standörtlichen Bedingungen sein könnten. Bis heute gibt es jedoch nur ansatzweise Untersuchungen hierzu. Bei diesen deutet sich aber schon eine Überlegenheit der heimischen Strauchherkünfte gegenüber südeuropäischen und südosteuropäischen Herkünften an.

Über die Ausbringung solcher Herkünfte in Norddeutschland besteht die Gefahr, daß die genetische Struktur bodenständiger, angepaßter Strauchvorkommen verfälscht (Herkunftshybridisierung) und deren Anpassungsmuster verändert wird. Zur Erhaltung der genetischen Vielfalt heimischer Populationen und ihrer Anpassungsfähigkeit sollten daher niedersächsische Vorkommen heimischer Herkünfte gefördert werden. Die NFV hat deshalb im Herbst 1993 damit begonnen, bodenständige einheimische Strauchvorkommen, sowohl seltener (Rote Liste Arten, z.B. *Cornus mas*), wie auch noch weit verbreiteter und häufig gepflanzter Massenstraucharten (*Prunus spinosa* oder *Crataegus monogyna*), im Rahmen der Generhaltung zu bearbeiten.

Als erster Schritt wurde hierzu eine

Tab. 1: Saatgutherkunft heimischer Gehölzarten (Hanske 1991)

ausschließlich in Deutschl. geerntet (3) (exclusively from Germany)	überwiegend aus Deutschl. (8) (mostly from Germany)	überwiegend importiert (18) (mostly imported)	ausschließlich importiert (12) (exclusively imported)
<i>Castanea sativa</i> <i>Cotoneaster integerrimus</i> <i>Lonicera xylosteum</i>	<i>Frangula alnus</i> <i>Hedera helix</i> <i>Prunus avium</i> <i>Rosa glauca</i> <i>Rosa pimpinellifolia</i> <i>Rosa rubiginosa</i> <i>Sorbus aucuparia</i> <i>Viburnum lantana</i>	<i>Berberis vulgaris</i> <i>Colutea arborescens</i> <i>Cornus mas</i> <i>Cornus sanguinea</i> <i>Corylus avellana</i> <i>Daphne mezereum</i> <i>Hippophae rhamnoides</i> <i>Ilex aquifolium</i> <i>Ligustrum vulgare</i> <i>Malus silvestris</i> <i>Mespilus germanica</i> <i>Prunus mahaleb</i> <i>Prunus padus</i> <i>Prunus spinosa</i> <i>Pyrus pyraster</i> <i>Rosa pendulina</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Sambucus racemosa</i>	<i>Acer monspessulanum</i> <i>Buxus sempervirens</i> <i>Clematis vitalba</i> <i>Cytisus scoparia</i> <i>Quercus pubescens</i> <i>Ribes alpinum</i> <i>Rubus fruticosus</i> <i>Ulex europaeus</i> <i>Juniperus communis</i> <i>Pinus cembra</i> <i>Pinus mugo ssp. mugo</i> <i>Pinus mugo ssp. uncinata</i>

Umfrage bei allen Waldbesitzarten mit dem Ziel gestartet, Hinweise auf vermutlich autochthone Strauchvorkommen zumindest aber heimischer Herkünfte, in Niedersachsen zu bekommen. Die Resonanz auf diese Umfrage war erfreulicherweise sehr positiv, so daß im Laufe eines Jahres über 100 Meldungen eingegangen sind.

Die gemeldeten Strauchvorkommen werden zur Zeit vor Ort durch die NFV auf ihre Herkunft und Beerntungswürdigkeit hin überprüft und erfaßt.

Um bei der Herkunftsfrage ein sehr hohes Maß an Sicherheit zu erreichen, bewegen wir uns bei der Erfassung überwiegend in älteren Wäldern am Waldrand, weniger in der freien Landschaft. Wir unterstellen dabei, daß die genetische Durchdringung durch künstliche Anpflanzungen (Flurbereinigung, Straßenbepflanzungen) in der freien Landschaft wahrscheinlicher ist. Historisch gewachsene alte Heckenzüge in der Feldmark jedoch werden auch berücksichtigt. Die wesentliche, wenn auch sehr schwierige Aufgabe vor Ort liegt vornehmlich in der Klärung der Frage, wovon die Vorkommen abstammen, wobei eine 100%ig gesicherte Aussage nicht immer möglich ist.

Um eine hohe Treffsicherheit hinsicht-

lich möglicher Autochthonie, zumindest aber hoher Angepaßtheit, zu erreichen, werden die folgenden Auswahlkriterien angewendet:

1. Das Alter des Strauchvorkommens

Man kann davon ausgehen, daß der Saatgutimport erst vor etwa 50 Jahren verstärkt eingesetzt hat, so daß Bestände, die nachweislich älter sind, entweder autochthon sind oder sich mit großer Wahrscheinlichkeit aus heimischen Herkünften zusammensetzen.

2. Hinweise aus historischen Karten

Die Kurhannoversche Landesaufnahme aus dem 18. Jh. bietet z. B. über eingetragene Heckenzüge, Flurnamen und Forstortsbezeichnungen die Möglichkeit, alte Strauchvorkommen zu erfassen.

3. Die Deckung mit dem natürlichen Verbreitungsgebiet der Art

Beispielsweise kommt *Sambucus racemosa* im Flachland nördlich der Linie Celle-Gifhorn nicht natürlich vor. Gemeldete Vorkommen müssen dort sehr kritisch geprüft werden.

4. Abstand zu künstlichen Strauchpflanzungen, wie Straßenbegleitgrün oder Lebendverbau von Industrieanlagen

Gerade in diesen Bereichen kann es zu unkontrollierten Herkunftshybridisierungen kommen.

5. Unterwanderung durch Gartenflüchter in der Nähe menschlicher Siedlungen

Als häufig auftretendes Problem ist besonders die Arthybridisierung mit Kulturformen zu nennen (z.B. bei den *Ribes*-Arten).

6. Vorkommen in den natürlichen Waldgesellschaften Niedersachsens

Hier ist eine Orientierung an der natürlichen Artenzusammensetzung sehr hilfreich. Von der Waldbiotopkartierung als sehr naturnah eingestufte Wälder (Nähe zur potentiell natürlichen Waldgesellschaft) können interessante Objekte für heimische und auch autochthone Strauchvorkommen sein.

Tab. 2: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen für Niedersachsen und Bremen reduziert auf Sträucher (NLÖ, 1993)

ROTE LISTE DER GEFÄHRDETEN FARN- UND BLÜTENPFLANZEN IN NIEDERSACHSEN UND BREMEN		
Gefährdete Straucharten		
Gefährdete Art	Gefährdungskategorie	Bemerkungen
<i>Andromeda polifolia</i> (Rosmarienneide)	3	
<i>Berberis vulgaris</i> (Gewöhnliche Berberitze)	2	neben ursprünglichen auch synanthrope Vorkommen
<i>Betula nana</i> (Zwergbirke)	1F, 2H	neben ursprünglichen auch synanthrope Vorkommen, besonders geschützte Art nach BNatschG
<i>Cornus mas</i> (Kornelkirsche)	2	neben ursprünglichen auch synanthrope Vorkommen
<i>Daphne mezereum</i> (Gemeiner Seidelbast)	2F	besonders geschützte Art nach BNatschG
<i>Genista germanica</i> (Deutscher Ginster)	1	
<i>Genista tinctoria</i> (Färberginster)	2F, 3H	
<i>Genista anglica</i> (Englischer Ginster)	3F, 2H	
<i>Genista pilosa</i> (Behaarter Ginster)	3F, 2H	
<i>Juniperus communis</i> (Gewöhnl. Wacholder)	3	
<i>Ledum palustre</i> (Sumpf-Porst)	2	besonders geschützte Art nach BNatschG
<i>Myrica gale</i> (Gagelstrauch)	3F, 1H	
<i>Rhamnus cathartica</i> (Purgier-Kreuzdorn)	3F	neben ursprünglichen auch synanthrope Vorkommen
<i>Taxus baccata</i> (Eibe)	3	neben ursprünglichen auch synanthrope Vorkommen, besonders geschützte Art nach BNatschG
<i>Salix repens</i> (Kriech-Weide)	3B	
<i>Amelanchier ovalis</i> (Gewöhnliche Felsenbirne)	0	
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i> (Echte Bärentraube)	2F, 0H	besonders geschützte Art nach BNatschG

7. Vorkommen aufgrund historischer Waldnutzungsformen

Durch bestimmte Bewirtschaftungsformen geförderte Straucharten, wie *Corylus avellana* aufgrund der guten Stockauschlagfähigkeit im Mittelwald, lassen auf entsprechenden Standorten auf heimische Vorkommen schließen.

Ist die Herkunftsfrage hinreichend geklärt, werden die Strauchvorkommen hinsichtlich Vitalität, Entwicklungstendenz und Beerntungswürdigkeit bewertet.

Erfasste Strauchvorkommen, insbesondere der häufig bei Anpflanzungen verwendeten Arten, sollen in einem zweiten Schritt durch die Forstsaatgutberatungsstelle Oerrel sowie private Baumschulen beerntet werden. Mittelfristig soll eine Zusammenfassung der besten heimischen Herkünfte, aus Praktikabilitätsgründen in Großgebietssamenplantagen für jeweils Flachland oder Bergland, dazu beitragen, die Beerntungskosten zu reduzieren und somit die Verwendung heimischen Saatgutes zu fördern.

Hierbei ist besonders wichtig, den Dialog zwischen den Baumschulen und der meist staatlichen Nachfrageseite (Straßenbauverwaltung, behördlicher Naturschutz, Landwirtschaftskammern) weiter zu vertiefen, um das derzeitige Ungleichgewicht im Saatgutaufkommen (etwa 90% aus Importen, nach *Hanske* 1991) zugunsten heimischer Herkünfte zu verbessern. Fragen einer möglichen Zertifizierung solchen Saatgutes und der Akzeptanz auf der Nachfrageseite, für heimische Strauchherkünfte auch einen höheren Preis zu zahlen, werden eine entscheidende Rolle für die weitere Entwicklung spielen.

Die Situation bei den selteneren und weniger häufig ausgepflanzten Straucharten, die teilweise schon in die Rote Liste aufgenommen worden sind, stellt sich aus Sicht der Generhaltung folgendermaßen dar (siehe Tab. 2).

Bei diesen selteneren Arten handelt es sich häufig um kleine Einzelvorkommen von teilweise nur 1-2 Individuen, die zwar kaum durch Hybridisierung mit fremden Herkünften beeinträchtigt sind, die aufgrund des Rückganges artspezifischer

Standorte (z.B. Aue) jedoch meist sehr isoliert liegen, wodurch ein genetischer Austausch mit anderen Vorkommen nicht mehr möglich ist. Die Folgen sind größere Inzuchtdepressionen und Verluste der genetischen Diversität innerhalb der Art, welche die Überlebensfähigkeit der Vorkommen einschränken und zu deren Auslöschern führen können.

Ein Beispiel ist *Betula nana* im Randbereich von Mooren. Bei diesen Arten geht es zur Zeit vorrangig darum, die genetische Information, die in den verschiedenen Einzelobjekten noch vorhanden ist, zu sichern, indem man dieses Material über vegetative Vermehrungsmethoden zusammenführt. Die genetische Basis der selteneren Arten kann so erweitert und die einzelne Art in ihrem Bestand gestärkt werden.

Die zur Zeit erfassten Vorkommen der verschiedenen Straucharten sind in den Abbildungen 1 und 2 dargestellt, wobei Bestandsobjekte bei Sträuchern eine Mindestfläche von 0,01 ha und eine Einzelindividuenzahl von mehr als 20 aufweisen müssen. Vorkommen mit 1-20 Individuen gelten als Einzelobjekte.

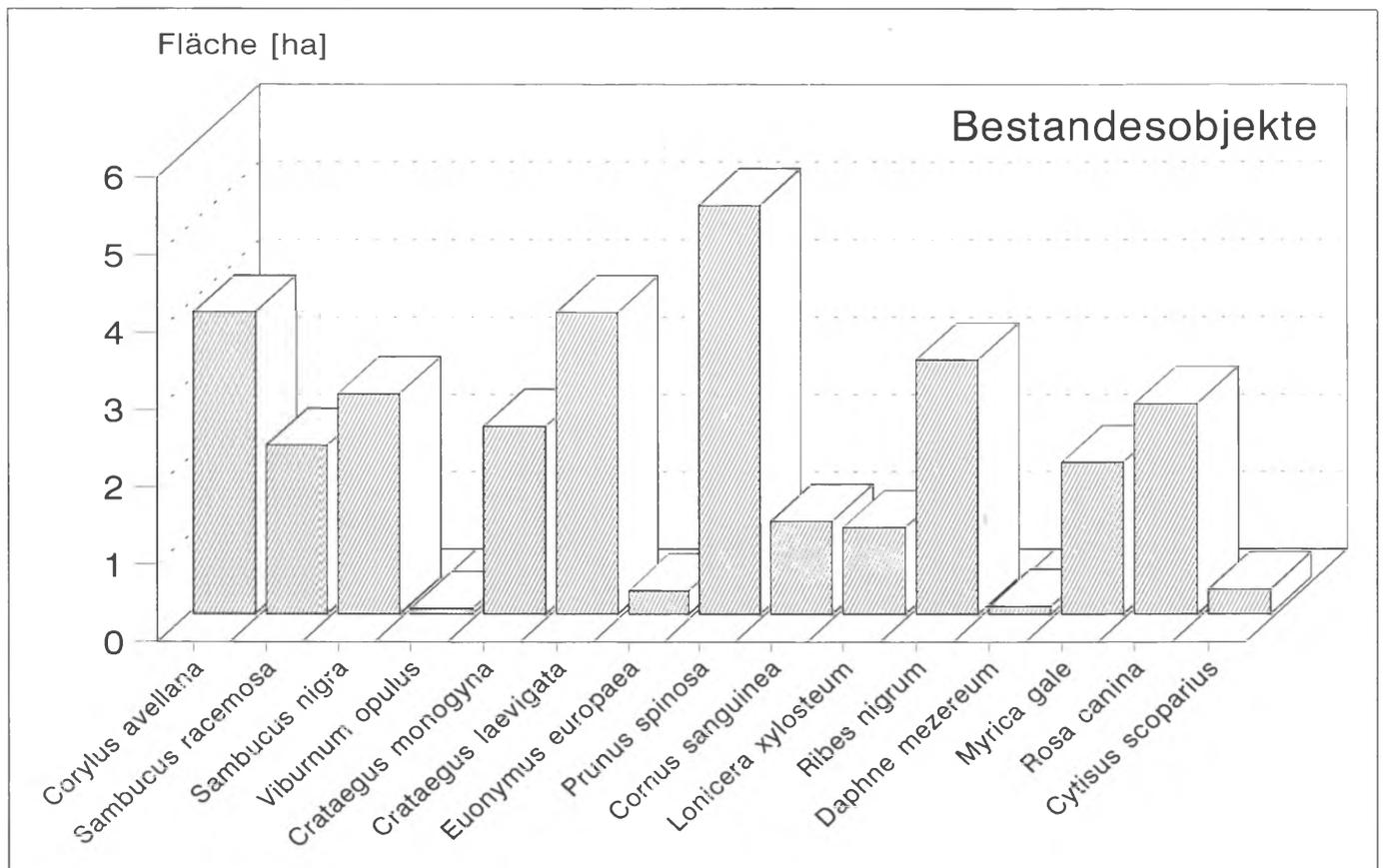


Abb. 1: Übersicht über die Strauchvorkommen von Objekten zur Generhaltung aus den Erhebungen in Niedersachsen (Stand 7.6.1995)

Es fällt auf, daß bestimmte Arten, wie der Kreuzdorn oder die Kornelkirsche, nur als Einzelobjekte erfaßt worden sind. Die Individuenzahl lag beim Kreuzdorn beispielsweise meist unter 5. Da die Einzelvorkommen überwiegend isoliert und weit voneinander entfernt liegen, kann kein genetischer Austausch mehr stattfinden, obwohl die Art durchaus noch weit verbreitet ist.

Die bisherigen Erfassungen sind hauptsächlich im Bergland gelaufen. Zur Zeit

wird das nordwestdeutsche Flachland bearbeitet.

Literatur

Hanske, C., (1991): Verfügbarkeit, Herkünfte und Qualität von Gehölzsaatgut. Diplomarbeit, Univ. Hannover, Inst. Obstb. u. Baumschule.

NLÖ, (1993): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen für Niedersachsen und Bremen.

Anschrift des Verfassers

Hendrik Rumpf
 Assessor des Forstdienstes
 Nieders. Forstliche Versuchsanstalt
 Abt. C
 34355 Escherode

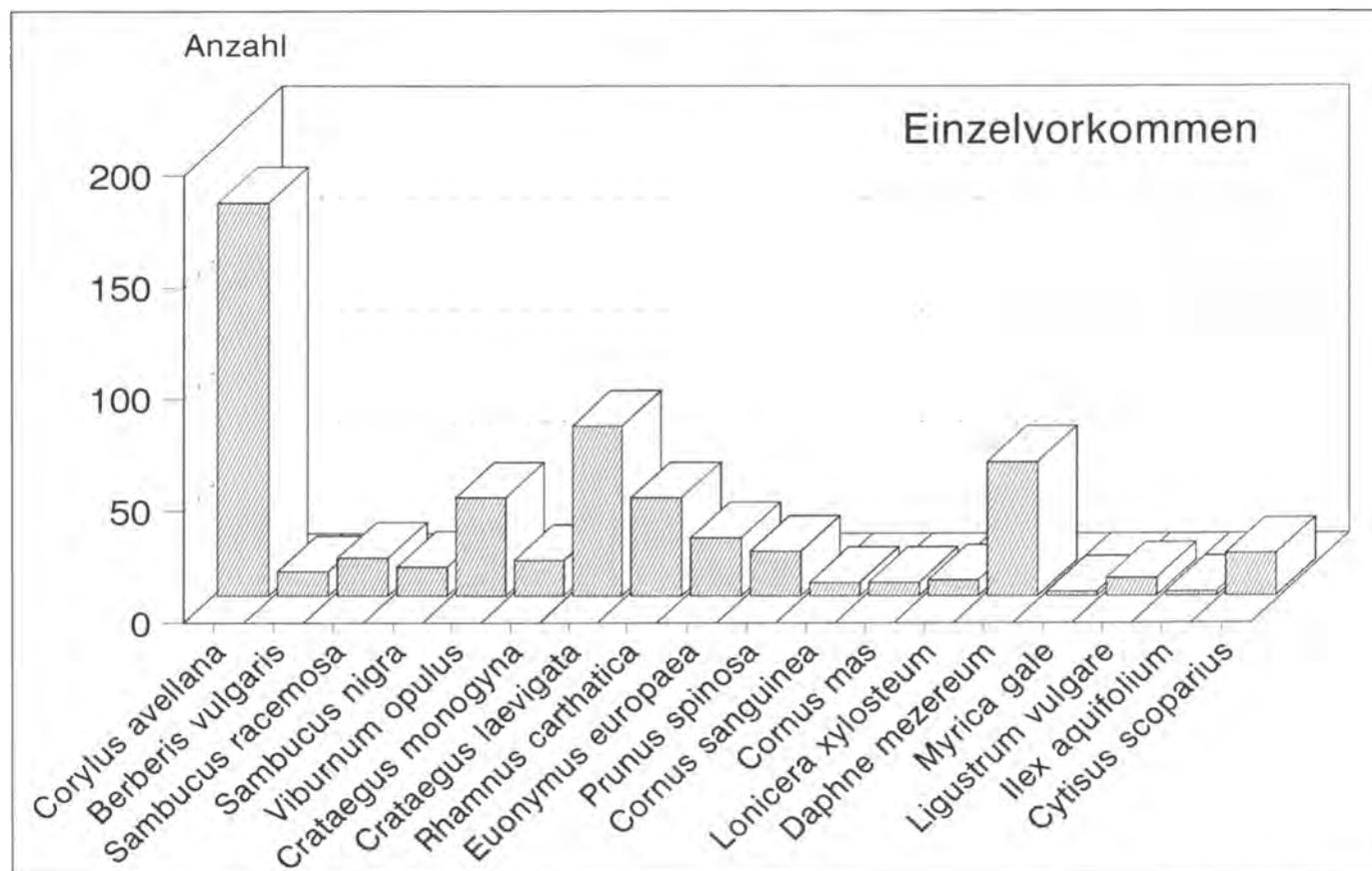


Abb. 2: Übersicht über die Strauchvorkommen von Objekten zur Generhaltung aus den Erhebungen in Niedersachsen (Stand 7.6.1995)

Erfassung seltener Baum- und Straucharten im Rahmen des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogrammes und die Erhaltung der heimischen Gehölzartenvielfalt

von Dietmar Zacharias

2. Die niedersächsischen Gehölzarten und ihre natürliche Verbreitung

Für Niedersachsen wurde 1991 durch die Fachbehörde für Naturschutz erstmalig eine Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen vorgelegt (Garve & Letschert 1991), in der neben der Auflistung der Arten jeweils ihr Status (einheimisch einschließlich archäophytisch, eingebürgerter Neophyt, unbeständiger Neophyt) angegeben ist. Aus dieser Liste ist somit die Gruppe der wildwachsenden, einheimischen Gehölze direkt abzulesen. Unter den 1532 aufgeführten Pflanzenarten befinden sich 32 Baum- und 61 Straucharten. Arten wie Speierling (*Sorbus domestica*) oder Mispel (*Mespilus germanica*) sind in dieser Liste nicht genannt, da sie in Niedersachsen nach heutigem Kenntnisstand nur kultiviert vorkamen und auch keine beständigen Verwildierungen bekannt sind. Bei den 93 wildwachsenden Gehölzarten sind die große Gruppe der Brombeerarten (s. Pedersen & Weber 1993) sowie Zwergsträucher nicht mit einbezogen. Die artenreichsten Gattungen stellen mit 18 Arten die Rosen (*Rosa spec.*) gefolgt von 15 Weidenarten der Gattung *Salix* dar. Unterarten blieben hierbei unberücksichtigt. 33 der 93 Gehölzarten werden in der Roten Liste der gefährdeten Farn und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen (Garve 1993) sowie vier weitere in deren Anhang aufgeführt (Tabelle 1). Die in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brombeerarten sind bei Weber (1993) aufgelistet.

Die früheren Vorkommen der vier in Niedersachsen ausgestorbenen Gehölzarten (s. Tabelle 1) waren auf kleine Areale und in diesen auf Sonderstandorte beschränkt. So gibt Peter (1901) in seiner Flora von Südhannover als Wuchsort der Gewöhnlichen Felsenbirne (*Amelanchier ovalis*) Felsabstürze im Ith an, die Mehlbeere (*Sorbus aria*) fand sich nach ihm im Südhartzbereich bei Scharzfeld. Die aktuell als gefährdet eingestufte Elsbeere (*Sorbus torminalis*) war damals nach Peter (1901) noch „im ganzen Gebiet häufig“. Die ursprünglichen Wildvorkommen der Schwarz-Weide (*Salix myrsinifolia*) am Leineufer bei Göttingen und im Ricklinger Holz bei Hannover und vermutlich an einigen weiteren Orten sowie diejenigen der Zweifarbigen Weide (*Salix phylicifolia*) am Abbegraben beim Torfhaus im Harz (vgl. Brandes 1897) sind heute aus-

1. Einleitung

Das Niedersächsische Naturschutzgesetz gibt, basierend auf dem Bundesnaturschutzgesetz, als ein maßgebliches Ziel unter dem Stichwort „Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege“ (§ 2, 10.) vor: „Die wildlebenden Tiere und Pflanzen und ihre Lebensgemeinschaften sind als ein Teil des Naturhaushalts in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt zu schützen. Ihre Lebensstätten und Lebensräume (Biotope) sowie ihre sonstigen Lebensbedingungen sind zu schützen, zu pflegen, zu entwickeln und wiederherzustellen.“ Das Naturschutzgesetz konzentriert seine Zielvorgaben auf wildlebende Arten und darüber hinaus auf deren Erhaltung im Bereich ihres natürlichen Verbreitungsgebietes. Dies spiegelt sich auch in § 44 des NNatsG, in dem Aussagen zu gebietsfremden Tieren und Pflanzen gemacht werden, wider: „Tiere und Pflanzen dürfen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes nur mit Genehmigung der oberen Naturschutzbehörde ausgesetzt oder in der freien Natur und Landschaft angesiedelt werden.“ Bei dieser Vorgabe wird jedoch der Anbau von Pflanzen in der Land- und Forstwirtschaft, im Erwerbsgartenbau, in Gärten und in Parks ausgenommen. Schmitt & Woike (1994) führen hierzu aus: „Zur Erhaltung der genetischen Vielfalt ist es notwendig, diejenigen Lokalrassen und Sorten zu erhalten und zu vermehren, die sich im Zuge der Evolution bei uns entwickelt haben, also die ‚natürliche Intelligenz‘ angepasster Herkünfte von Bäumen und Sträuchern.“

Um den im Gesetz formulierten Zielvorgaben gerecht werden zu können,

sind folgende Grundlageninformationen notwendig:

1. Welche Arten kommen aktuell in Niedersachsen wildwachsend vor?
2. Welche Arten sind in Niedersachsen heimisch und wie sind in jedem Einzelfall ihre natürlichen Verbreitungsgebiete?
3. Welche Arten sind gefährdet und bedürfen daher spezieller Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen?

Hierbei ist die genetische Vielfalt der Arten, das Auftreten von Unterarten und genotypischen Besonderheiten (Ökotypen), zu berücksichtigen. Das Gesagte gilt in besonderem Maße für die Gehölze. Sie prägen zum einen die Naturlandschaft auf ca. 80% der Fläche als Wald, sind auch heute noch prägend und werden durch den Menschen genutzt, gepflanzt, gefördert aber auch verdrängt oder anderweitig beeinflusst. Vor dem Hintergrund des Gesagten spielen gerade bei den in großem Umfang gepflanzten Gehölzarten Herkunftsfragen des Pflanzgutes eine naturschutzrelevante Rolle.

Im folgenden soll zunächst dargestellt werden, welche Informationen beim Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ – Fachbehörde für Naturschutz) zusammengetragen und aufbereitet werden, um die drei o.g. Fragen zu beantworten. Darauf aufbauend werden Schlußfolgerungen für die Erhaltung der Gehölzartenvielfalt heimischer Arten abgeleitet und das Problem der Herkunftsfragen von Pflanzgut diskutiert.

Für Anmerkungen und Hinweise zum Text danke ich Herrn E. Garve (Hannover).

Tab. 1: In Niedersachsen und Bremen gefährdete Gehölzarten (Garve 1993). Gefährdungskategorien: „0“ = ausgestorben, „1“ = vom Aussterben bedroht, „2“ = stark gefährdet, „3“ = gefährdet, „4“ = potentiell durch Seltenheit gefährdet, „F“ = Gefährdung im Tief- und Flachland, „H“ = Gefährdung im Berg- und Hügelland, „B“ = Gefährdung im Binnenland, „()“ = Arten des Anhangs der Roten Liste mit Angabe der vermuteten Gefährdungskategorie.

In Niedersachsen gefährdete Gehölzarten	Einstufung Rote Liste Niedersachsen	Deutscher Artname
<i>Amelanchier ovalis</i>	0	Gewöhnliche Felsenbirne
<i>Salix phylicifolia</i>	0	Zweifarbige Weide
<i>Salix myrsinifolia</i>	0	Schwarz-Weide
<i>Sorbus aria</i> agg.	0	Artengruppe Mehlbeere
<i>Rosa agrestis</i>	0F,2H	Acker-Rose
<i>Betula nana</i>	1F,2H	Zwerg-Birke
<i>Rosa arvensis</i>	1F,2H	Kriechende Rose
<i>Berberis vulgaris</i>	2	Gewöhnliche Berberitze
<i>Cornus mas</i>	2	Kornelkirsche
<i>Ledum palustre</i>	2	Sumpf-Porst
<i>Malus sylvestris</i>	2	Wild-Apfel
<i>Rosa caesia</i> +	2	Lederblättrige Rose
<i>Rosa elliptica</i>	2	Keilblättrige Rose
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	2	Bibernell-Rose
<i>Ulmus minor</i>	2	Feld-Ulme
<i>Daphne mezereum</i>	2F	Gewöhnlicher Seidelbast
<i>Myrica gale</i>	3F,1H	Gagel
<i>Rosa sherardii</i> +	3F,2H	Sammet-Rose
<i>Juniperus communis</i>	3	Gewöhnlicher Wacholder
<i>Populus nigra</i>	3	Schwarz-Pappel
<i>Pyrus pyraeaster</i>	3	Wild-Birne
<i>Rosa subcollina</i>	3	Hügel-Rose
<i>Rosa villosa</i> +	3	Apfel-Rose
<i>Rosa vosaglaea</i> +	3	Blaugrüne Rose
<i>Rosa tomentosa</i> +	3	Filz-Rose
<i>Rosa obtusifolia</i>	3	Stumpfbältrige Rose
<i>Rosa scabruscula</i> +	3	Kratz-Rose
<i>Sorbus torminalis</i>	3	Elsbeere
<i>Taxus baccata</i>	3	Eibe
<i>Ulmus laevis</i>	3	Flatter-Ulme
<i>Salix repens</i>	3B	Kriech-Weide
<i>Rhamnus cathartica</i>	3F	Purgier-Kreuzdorn
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	4	Gewöhnliche Zwergmispel
<i>Rosa micrantha</i>	(3)	Kleinblütige Rose
<i>Salix pentandra</i>	(3)	Lorbeer-Weide
<i>Lonicera xylosteum</i>	(3F)	Röte Heckenkirsche
<i>Ribes nigrum</i>	(3H)	Schwarze Johannisbeere

Mit einem „+“ sind Kleinarten einer Sammelart in Anlehnung an Ehrendorfer (1973) gekennzeichnet.

gestorben. *Salix phylicifolia* wurde jedoch am Abbegeben nach einer mündlichen Mitteilung von Prof. W. Schmidt (Göttingen) wieder sekundär ausgebracht.

Unter den aktuell noch in Niedersachsen und Bremen vorkommenden Gehölzarten, die als gefährdet eingestuft werden, befinden sich überwiegend Arten, die eine Bindung an Extremstandorte und Sonderbiotope aufweisen. In Mooren und Bruchwäldern finden sich *Betula nana*, *Ledum palustre*, *Myrica gale*, *Salix pentandra* und *Ribes nigrum*, in Auenwäldern *Malus sylvestris* (auch in trockenwarmen lichten Wäldern), *Ulmus minor*, *Populus nigra* und *Ulmus laevis*. Die allermeisten Arten sind jedoch an trockenwarme Standorte z.B. auf Trockenrasen in Verbindung mit Trockengebüschen, auf Heiden, Dünen, südwestexponierte Waldränder oder felsige Standorte gebunden. Dies gilt vor allem für die gefährdeten Rosenarten. Zu nennen sind *Rosa agrestis*, *R. arvensis* (auch in lichten Wäldern, Mittelwäldern), *R. caesia*, *R. elliptica*, *R. pimpinellifolia* (auf Küstendünen), *R. subcollina*, *R. villosa*, *R. vosagiaca*, *R. tomentosa*, *R. obtusifolia*, *R. scabruscula*, *R. sherardii*, *R. micrantha*, *Berberis vulgaris* (seltener in Feuchtwäldern), *Cornus mas*, *Juniperus communis*, *Pyrus pyraeaster* (seltener in Auenwäldern) und *Cotoneaster integerrimus* (an Felsen). Der Erhalt dieser Arten ist unabdingbar mit dem Erhalt der genannten Standorte und Biotope verbunden.

Wie bereits am Beispiel der ausgestorbenen Arten dargestellt, haben viele der heimischen Gehölze eine natürliche Verbreitung, die auf Teilbereiche von Niedersachsen beschränkt ist. Dies gilt vor allem für die gefährdeten Arten. Die Fachbehörde für Naturschutz erfaßt im Rahmen des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogrammes die Vorkommen aller wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen. Für die Gruppe der gefährdeten Arten werden hierbei die Vorkommen geographisch Minutenfeldern (60stel Meßtischblatt) zugeordnet und die Wuchsorte zusätzlich in topographische Karten eingetragen (s. Garve 1994). Die Populationsgrößen werden in einer achteiligen Skala angegeben. Die entsprechenden Ergebnisse aus dem Kartierzeitraum 1982 bis 1992 sind in Form von Verbreitungskarten mit Angaben zu den Populationsgrößen in Form eines Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen von der Fachbehörde veröffentlicht worden

(Garve 1994), der ein sehr gutes Bild der natürlichen Areale dieser Arten innerhalb von Niedersachsen wiedergibt. Auf der Basis dieser im wesentlichen von ehrenamtlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern erhobenen Daten wurde die Rote Liste der Gefäßpflanzen überarbeitet und liegt nunmehr in der 4. Fassung vor (Garve 1993). Für die in dieser neuen Roten Liste genannten gefährdeten Arten wird die oben beschriebene sehr genaue Erfassung der Wuchsorte seit 1993 fortgesetzt. Sie dient nicht nur der aktuellen Naturschutzarbeit als Grundlagendatenbank (Umgrenzung für den Naturschutz wertvoller Flächen, Landschaftsrahmenpläne, Artenhilfsmaßnahmen etc.) sondern ist auch die Basis für die Fortschreibung der Roten Liste.

Die nicht gefährdeten Arten werden seit 1982 ebenfalls im Rahmen des Pflanzenarten-Erfassungsprogrammes auf der Basis von Meßtischblattquadranten (Viertelmeßtischblatt) kartiert. Diese Kartierung wird voraussichtlich bis zum Jahr 2002 laufen und anschließend ein entsprechender Verbreitungsatlas vorgelegt werden. Die Ergebnisse der 1981 abgeschlossenen Floristischen Kartierung Westdeutschlands wurden von Haeupler & Schönfelder (1988) in Form eines Atlas mit Arealkarten aller Arten auf der Basis von Meßtischblättern wiedergegeben. Dieses Standardwerk informiert über die Verbreitung der Farn- und Blütenpflanzen innerhalb der alten Bundesländer (s.a. Haeupler 1979).

Im folgenden wird exemplarisch für einige gefährdete Gehölzarten aus Niedersachsen deren derzeitige Verbreitung wiedergegeben. Die Arealkarten sind Garve (1994) entnommen. Aus dem Zeitraum 1982-1992 wurden insgesamt 2508 Meldungen des Gagel (*Myrica gale*) aus 1343 verschiedenen Minutenfeldern an die Fachbehörde für Naturschutz gesandt. Darunter befanden sich 234 Minutenfelder mit über 1000 Individuen (Abb. 1). Der Gagel besiedelt natürliche Moorrandbereiche sowie entwässerte Moore mit eindeutigen Schwerpunkt im Flachland. Trotz der noch relativ großen Anzahl an Vorkommen ist im Vergleich zum Bestand bis 1981 ein deutlicher Rückgang festzustellen (Meßtischblätter mit Vorkommen bis 1981 sind grau hinterlegt, aus Haeupler & Schönfelder 1988). Der Gagel gilt aktuell im Flachland als gefährdet und im Berg- und Hügelland als vom Aussterben bedroht.

Der als stark gefährdet eingestufte Wild-Apfel (*Malus sylvestris*) findet sich nur in kleinen Populationen (Abb. 2). Bei einigen Vorkommen konnte nicht zweifelsfrei entschieden werden, ob es sich um verwilderte Kulturäpfel oder Wildvorkommen handelt (s. a. Wagner 1995). In diesen Fällen wurde ein „Z“ in die Verbreitungskarte eingetragen.

Die Keil-Rose (*Rosa elliptica*) gilt ebenfalls als stark gefährdet. Ihre natürlichen Vorkommen sind weitgehend auf Südniedersachsen beschränkt und finden sich dort vor allem im Bereich von Kalktrockenrasen und ehemaligen Weidetriften (Abb. 3). Um die Sippen aus der Gruppe der Wildrosen sicher unterscheiden zu können, bedarf es sehr guter Spezialkenntnisse (vgl. Henker & Schulze 1993). Dies gilt auch für die sieben Sippen der Gattung Weißdorn (*Crataegus*), die für Niedersachsen angegeben werden (s. Garve & Letschert 1991). Für einige schwer zu unterscheidende Artengruppen ist auch trotz des vergleichsweise sehr guten Kenntnisstandes in Niedersachsen die aktuelle Verbreitung nur unzureichend bekannt.

3. Die Erhaltung der gefährdeten heimischen Gehölzarten

Die Erhaltung von Arten in der freien Landschaft ist unabdingbar mit der Erhaltung ihrer Standorte und damit bestimmter Biotopqualitäten verbunden. Vorrangig ist hierbei, die Kontinuität geeigneter Lebensräume zu sichern, d.h. die Bedingungen für vorhandene Populationen an bestehenden Wuchsorten zu erhalten und zu verbessern, so daß hier eine Regeneration des Bestandes gewährleistet ist (Riecken 1992, Zacharias 1992, 1993). Nur so ist die aktuell vorhandene genetische Vielfalt zu erhalten und damit den Zielen des Naturschutzgesetzes gerecht zu werden. Für den Bereich des Staatswaldes ist dies im Runderlaß zur langfristigen, ökologischen Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten (NMELF 1994) aufgegriffen und als eine Zielvorgabe definiert:

„2.7.6 Seltene, in ihrem Bestand bedrohte heimische Baumarten dürfen nicht genutzt werden, soweit dies nicht aus Forstschutzgründen erforderlich ist. Ihre natürliche Verjüngung ist zu fördern....“

2.7.7 Wälder, in denen seltene und gefährdete Tier- und Pflanzenarten durch Bio-

topkartierungen und andere Erhebungen bekannt werden, sind im Rahmen einer dynamischen ökologischen Waldentwicklung so zu gestalten, daß diese Arten dort geeignete Lebensräume finden.

2.7.8 Einzelne aktive Schutz und Hilfsmaßnahmen für besonders schützenswerte Arten bleiben vorbehalten und sind zu unterstützen.“

Ist eine Regeneration von Populationen stark gefährdeter Gehölzarten trotz Biotopverbesserung nicht zu erreichen, können gezielte Hilfsmaßnahmen, wie z.B. die Gewinnung und Vermehrung von heimischem Pflanzmaterial über die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt in Verbindung mit der Forstsaatgutberatungsstelle im Staatlichen Forstamt Oerrel eine Maßnahme zur Arterhaltung sein. Die generative Vermehrung ist zur Erhaltung der genetischen Vielfalt ergänzend zur Schaffung von Klonen auf vegetativem Wege notwendig. Entsprechende Maßnahmen machen aber nur dann Sinn, wenn es gelingt, die Art an geeignetem Standort innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes in ihrer Population zu stärken und wieder dauerhaft zu etablieren. Diese Fälle werden relativ selten sein und sollten in jedem Fall in enger Zusammenarbeit mit den Naturschutzbehörden erfolgen. **Vorrang muß die Erhaltung der Populationen vor Ort am aktuellen Wuchsort und die Schaffung geeigneter potentieller Wuchsorte in der unmittelbaren Umgebung sein.** Hier sind eher waldbauliche Methoden gefragt.

4. Die Beschränkung auf heimisches Pflanzmaterial bei Gehölzpflanzungen in der freien Landschaft

Häufig ist eine Bestandesbegründung aus Naturverjüngung nicht möglich oder führt nicht zu dem angestrebten Bestandesziel: Z.B. bei Erstaufforstungen, bei der Förderung von Eichenwäldern auf Buchenwaldstandorten oder der Anlage von Gehölzstrukturen im Landschaftsbau (Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Flurbereinigungsverfahren etc.), bei denen eine Entwicklung über die Sukzession nicht möglich oder nicht gewollt ist. In diesen Fällen ist entsprechend der Intention des Naturschutzgesetzes auf heimische Arten aus regionalen, heimischen Herkünften zurückzugreifen. Während

dies im Bereich der wichtigsten Forstbaumarten heute mit einigen Ausnahmen durch das Gesetz über forstliches Saat- und Pflanzgut festgelegt wird, findet im Landschaftsbau aus Kostengründen überwiegend importiertes Vermehrungsgut Verwendung. Gesetzliche Vorgaben für anerkannte Herkünfte von Straucharten gibt es bisher nicht.

Auch die Vorgabe bei Pflanzungen, z.B. im Rahmen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Gehölzarten der potentiellen natürlichen Vegetation zu verwenden, wird bislang nur unzureichend berücksichtigt. So findet häufig der in Niedersach-

sen nicht ursprünglich einheimische Wollige Schneeball (*Viburnum lantana*) Verwendung. Ein anderes Beispiel sind die Rote Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*) und die Alpen-Johannisbeere (*Ribes alpinum*), die bis auf einzelne isolierte Vorkommen im Flachland natürlich nur in Südniedersachsen vorkommen, die aber in großem Umfang, z.B. entlang der Autobahnen, auch außerhalb ihres natürlichen Arealen gepflanzt wurden.

Bei Vorgaben für Pflanzungen sollte in Zukunft verstärkt auf heimisches, herkunftsgesichertes Material zurückgegriffen werden. Ziel muß es sein, daß in der

freien Landschaft ausschließlich entsprechende Pflanzen Verwendung finden. Hier liegen Anspruch und Wirklichkeit allerdings heute weit auseinander. Ein Problem ist, daß importiertes Vermehrungsgut kostengünstiger ist und heimisches Material aktuell bei weitem nicht ausreichend zur Verfügung steht. Fehlende Kontrollmöglichkeiten anerkannter Herkünfte mit Ausnahme von forstlichen Hauptbaumarten wurden bereits angesprochen. Einen Schritt, um hier Abhilfe zu schaffen, hat das Land Nordrhein-Westfalen durch den Erlaß „Hinweise für das Anlegen, den Schutz und die Pflege

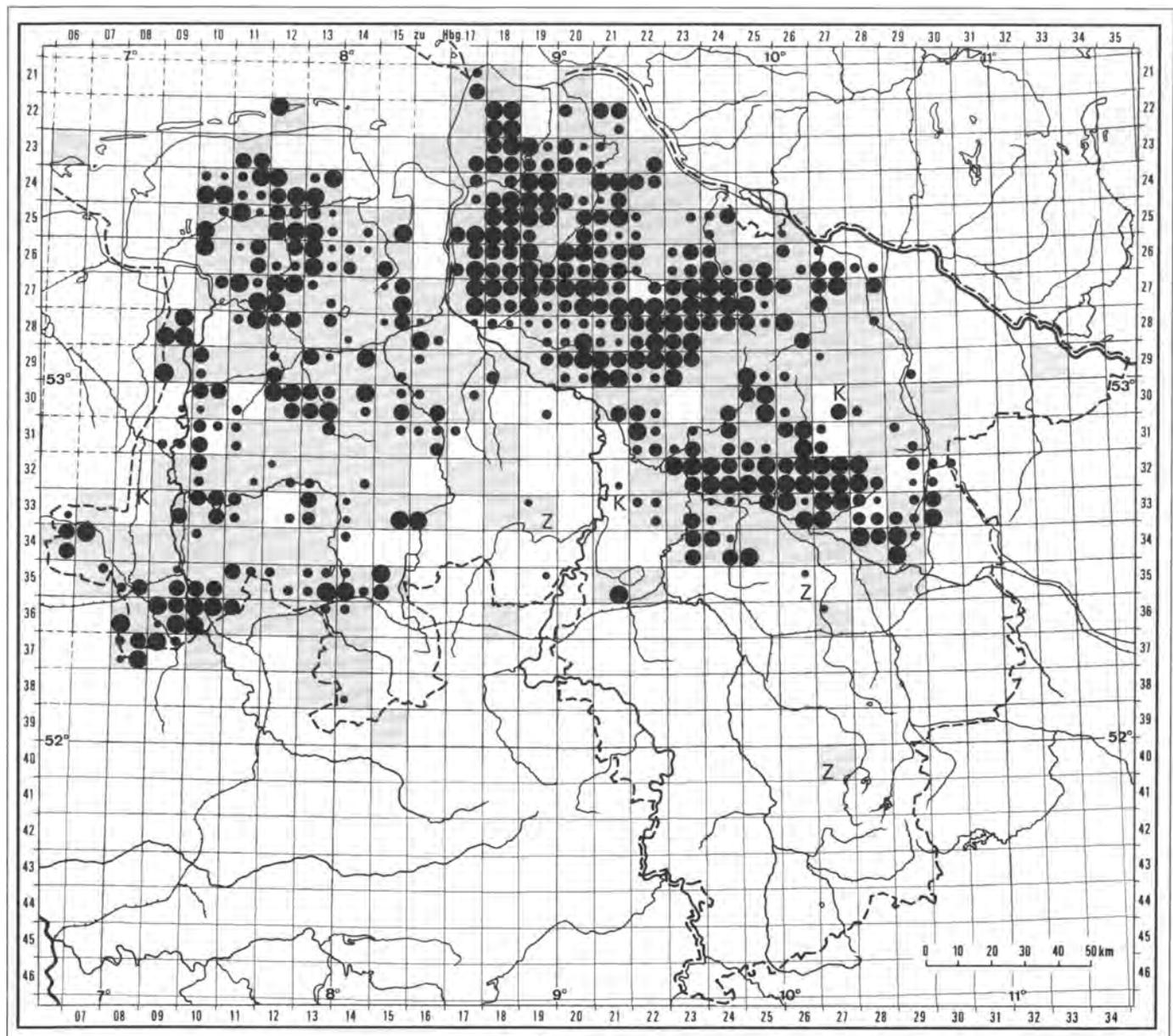


Abb. 1: Nachweise des Gagel (*Myrica gale*) für Niedersachsen aus dem Zeitraum 1982 bis 1992. Meßtischblätter mit älteren Vorkommen vor 1982 sind grau hinterlegt. „K“ = kultiviert, „Z“ = zweifelhafter Status. Größere Punkte stehen für größere Populationen, aus Garve (1994).

von Anpflanzungen im baulichen Außenbereich" vollzogen (MBL. NW 1994, S. 1113). Festgelegt ist hierin: „Soweit verfügbar, sollen Bäume und Sträucher als herkunftsgesichertes Vermehrungsgut des jeweiligen Wuchsgebietes verwendet werden.“

Entsprechende Vorgaben finden auch in Niedersachsen bei konkreten Einzelplanungen bereits Verwendung und sollten bei allen landschaftsgestaltenden Anlagen, die mit öffentlichen Mitteln gefördert werden, gefordert werden. Eine verbindliche Regelung ist auch für Niedersachsen anzustreben. Durch die Forstsaat-

gutberatungsstelle des Staatlichen Forstamtes Oerrel wird bereits seit einigen Jahren Saatgut heimischer Gehölze einschließlich einer Auswahl von Straucharten angeboten (Gille et al. 1994), das dann in Forstbaumschulen angezogen und von diesen angeboten wird. Als sehr hilfreich erweist es sich hierbei, wenn der Bedarf für eine konkrete Pflanzung sehr rechtzeitig ermittelt wird und somit für die Anzucht eine ausreichende Vorlaufzeit vorhanden ist (vgl. Schmitt & Woike 1994). Sinnvoll ist der Abschluß von Anzuchtverträgen, um auch dem Anbieter eine Absatzgarantie für das zwangs-

läufig im Vergleich zu importiertem Material teurere Pflanzgut zu sichern. Der Bedarf an herkunftsgesichertem Pflanzmaterial wird aber mit Sicherheit in Zukunft stark ansteigen, und auch die erhöhten Preise für entsprechendes Pflanzmaterial werden ohne weiteres akzeptiert werden, nicht zuletzt bei der Vorgabe, dieses bei Ausschreibungen vorrangig verwenden zu müssen (s.a. Reif 1993).

Wichtig ist für die nahe Zukunft die Bereitstellung größerer Mengen der weit verbreiteten und damit häufig zu pflanzenden Gehölzarten. Die Anzucht von Raritäten oder gefährdeten Arten ist hier-

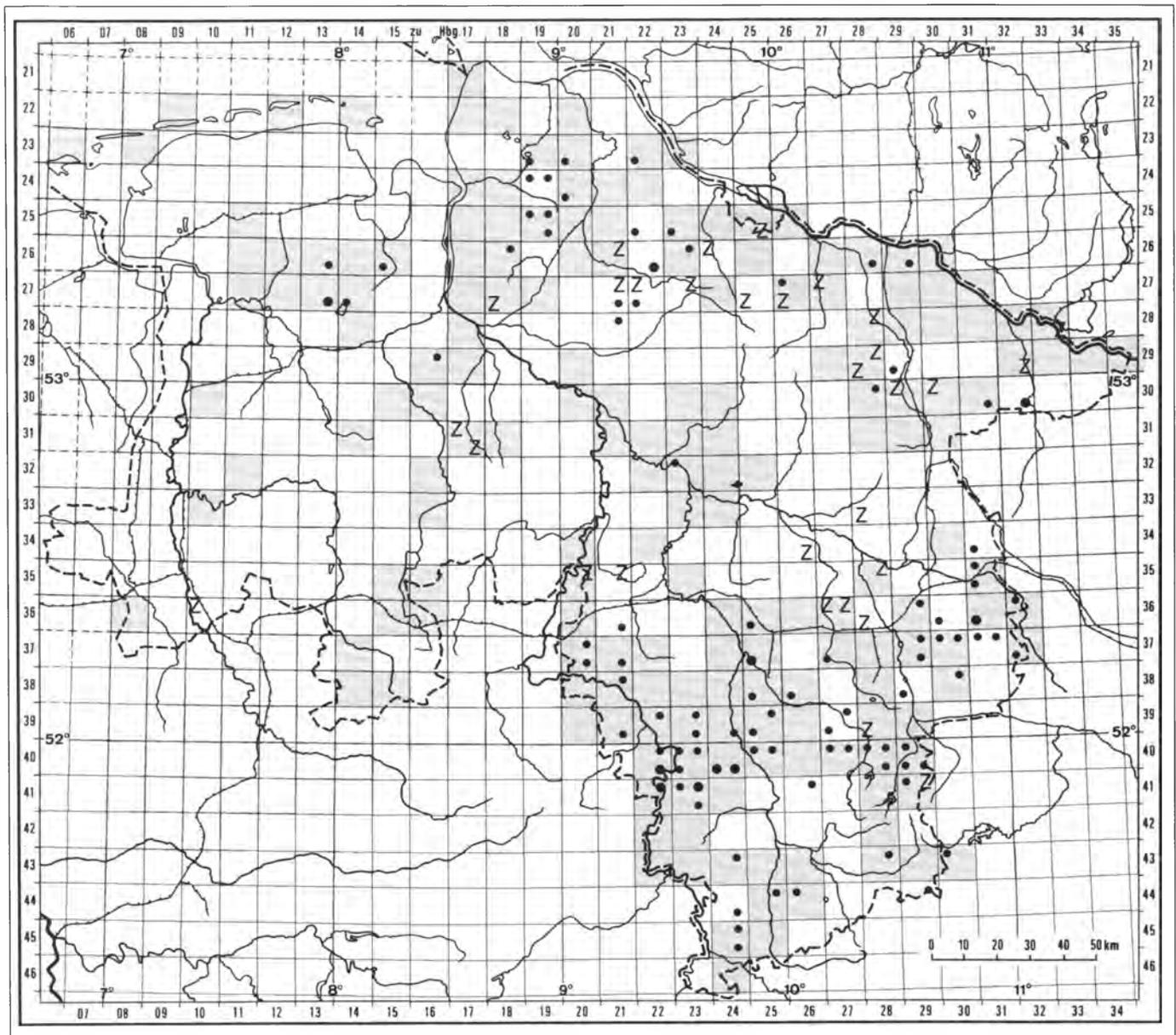


Abb. 2: Nachweise des Wild-Apfels (*Malus sylvestris*) für Niedersachsen aus dem Zeitraum 1982 bis 1992. Meßtischblätter mit älteren Vorkommen vor 1982 sind grau hinterlegt. „Z“ = zweifelhafter Status. Größere Punkte stehen für größere Populationen, aus Garve (1994).

bei kein vorrangiges Ziel, die wie oben dargestellt an ihren Wuchsorten durch Erhalt und Optimierung von Standort und Biotop zu sichern sind. Es spricht nichts dagegen, wenn durch die Forstwirtschaft auch seltenere Baumarten wie Elsbeere, Wild-Apfel oder Wild-Birne vermehrt und im Bereich ihres natürlichen Areals wieder ausgepflanzt werden. Eine Anreicherung von Gehölzstrukturen im Landschaftsbau mit seltenen Arten, die häufig weder den Bereich noch den Standort einer Pflanzung besiedelt haben, ist nicht im Sinne des Naturschutzes. Hier sollten die landschaftstypischen und prägenden häufigen Arten Verwendung finden. An-

zustreben ist, dabei auf Material aus dem jeweiligen forstlichen Wuchsgebiet (Görge 1969) zurückzugreifen. Dieses wird aber zunächst nicht in jedem Falle zur Verfügung stehen, so daß dann auf Material aus angrenzenden Wuchsgebieten zurückzugreifen ist.

Zusammenfassung

Um entsprechend der Vorgaben des Naturschutzgesetzes die wildlebenden Pflanzen in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt zu schützen, ist es notwendig, eine Übersicht über die wildwachsenden Arten, deren Wuchsorte

und natürliche Areale sowie deren Gefährdung zu haben. Durch das Niedersächsische Landesamt für Ökologie – Fachbehörde für Naturschutz – werden die entsprechenden Informationen für Niedersachsen und Bremen gesammelt, aufbereitet und veröffentlicht. Die gefährdeten Arten sind vorrangig durch die Sicherung der Kontinuität geeigneter Lebensräume an ihren aktuellen Wuchsorten zu sichern und langfristig zu erhalten. Bei Pflanzungen von Gehölzen, insbesondere auch von Sträuchern in der freien Landschaft sollte ausschließlich auf Material aus regional heimischen Herkünften zurückgegriffen werden. Bei landschafts-

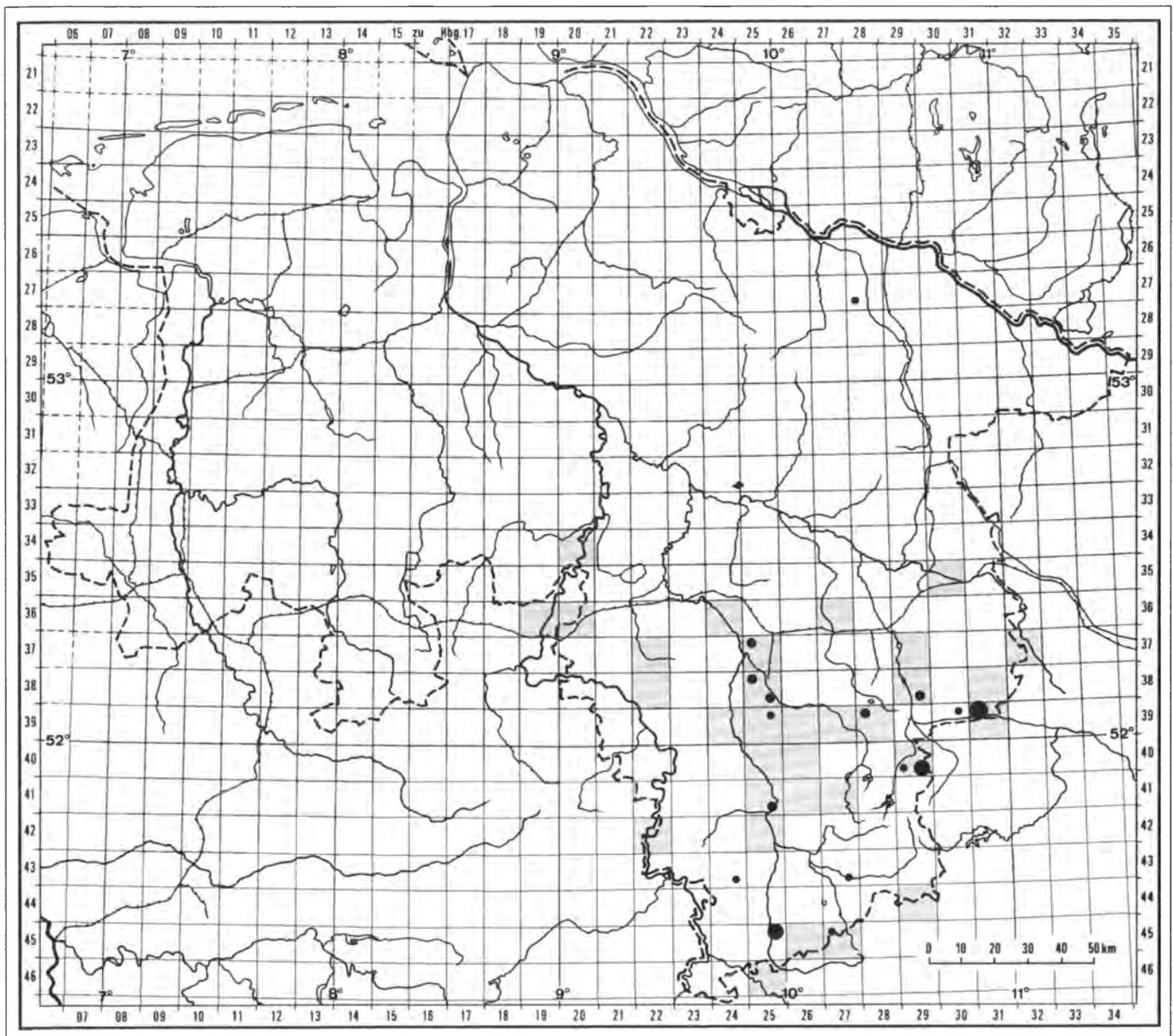


Abb. 3: Nachweise der Keil-Rose (*Rosa elliptica*) für Niedersachsen aus dem Zeitraum 1982 bis 1992. Meßtischblätter mit älteren Vorkommen vor 1982 sind grau hinterlegt. Größere Punkte stehen für größere Populationen, aus Garve (1994).

gestaltenden Anlagen von Gehölzen sollte die Verpflichtung bestehen, bei der Auftragsvergabe vorrangig auf Anbieter entsprechendes Pflanzmaterials zurückzugreifen.

Literatur

- Ehrendorfer, F.* (Hrsg.) (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. — 2., erw. Aufl. Stuttgart. 318 S.
- Garve, E.* (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 4. Fassung vom 1.1.1993. — Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 13 (1): 1-37.
- Garve, E.* (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982-1992. — Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs., 30: 1-895.
- Garve, E. und Letschert, D.* (1991): Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsens. 1. Fassung vom 31.12.1990. — Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs., 24: 1-152.
- Gille, K., Haase, H., Nowag, A. & Pinnow, H.* (1994): Vorkommen heimischer Sträucher erhalten. Saatgut von Sträuchern in Niedersachsen. — AFZ, 18/1944: 980-982.
- Görge, H.* (1969): Forstliche Wuchsbezirke in Niedersachsen. — Neues Arch. Nieders., 18: 27-45.
- Haeupler, H.* (1976): Atlas zur Flora von Südniedersachsen. — Scripta Geobotanica, 10: 367 S.
- Haeupler, H. & P. Schönfelder* (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. — Stuttgart. 768 S.
- Henker, H. & G. Schulze* (1993): Die Wildrosen des norddeutschen Tieflandes. — Gleditschia 21: 3-22.
- NMELF (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten)* (1994): Langfristige ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten. — Runderlaß des ML vom 05.05.1994. Hannover. 38 S.
- Reif, A.* (1993): Autochthone Gehölzherkünfte — Markt für Baumschulen vor Ort. — Deutsche Baumschule, 1: 44-46.
- Riecken, U.* (1992): Grenzen der Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand“. — Natur und Landschaft, 67 (11): 527-535.
- Schmitt, H.P. & M. Woike* (1994): Verwendung von Gehölzen heimischer Herkunft bei biotopgestaltenden Pflanzungen. — LÖBF-Mitteilungen, 3/94: 68-71.
- Wagner, I.* (1995): Identifikation von Wildapfel (*Malus sylvestris* (L.) Mill.) und Wildbirne (*Pyrus pyraeaster* (L.) Burgsd.). Voraussetzung zur Generhaltung des einheimischen Wildobstes. — Forstarchiv, 66: 39-47.
- Zacharias, D.* (1993): Zum Pflanzenartenschutz in Wäldern Niedersachsens. — NNA-Mitteilungen, 4 (5): 21-29.
- Zacharias, D.* (1994): Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens — ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenartenschutz. — NNA-Berichte, 7 (3): 76-88.

Anschrift des Verfassers

Dr. Dietmar Zacharias
Nieders. Landesamt für Ökologie
Abteilung Naturschutz
Scharnhorststraße 1
30175 Hannover

Bedeutung von Schutzgebieten für die Arterhaltung bei Baum- und Straucharten

von Wolfgang Schmidt

1. Einleitung: Schutzgebietsformen und Schutzstatus

Zum Schutz, zur Pflege und Entwicklung bestimmter Teile von Natur und Landschaft sieht das Bundesnaturschutzgesetz verschiedene Formen von Schutzgebieten vor (Tab. 1). Wichtigste Schutzgebietsform – auch für die Erhaltung von Baum- und Straucharten – ist zweifellos das Naturschutzgebiet. Landschaftsschutzgebiete, Naturparke, Naturdenkmale und geschützte Landschaftsbestandteile sind von der Zielsetzung anders ausgerichtet bzw. bieten vom Verordnungsinhalt nur wenige Möglichkeiten zur Erhaltung bestimmter Lebensgemeinschaften oder Arten. § 13 deckt dagegen mit seinen Ausführungen über die Naturschutzgebiete die wesentlichen Ziele des Naturschutzes und insbesondere des Arten- und Biotopschutzes ab (Erz 1978, Jedicke 1990, Kaule 1991, Plachter 1991):

Naturschutzgebiete sind rechtsverbindlich festgesetzte Gebiete, in denen ein besonderer Schutz von Natur und Landschaft in ihrer Ganzheit oder in einzelnen Teilen

1. zur Erhaltung von Lebensgemeinschaften oder Lebensstätten bestimmter wildwachsender Pflanzen- oder wildlebender Tierarten,
2. aus wissenschaftlichen, naturgeschichtlichen oder landeskundlichen Gründen oder
3. wegen ihrer Seltenheit, besonderen Eigenart oder hervorragenden Schönheit erforderlich ist.

In diesem Zusammenhang hervorzuheben sind:

- Erhaltung von Lebensgemeinschaften (Biotopschutz) steht im Vordergrund;
- „Bestimmte“ Pflanzenarten: hier spielen in einer Bewertung Seltenheit, besondere Eigenart (z.B. auch genetische Eigenart), Gefährdungsgrad usw. eine Rolle (Artenschutz);

■ „Wildwachsende“ Pflanzenarten: berücksichtigt werden vorrangig indigene (einheimische, alteingebürgerte, autochthone), nicht synanthrope (Neophyten, eingebürgerte, kultivierte, allochthone) Arten.

Für die Erhaltung von Gehölzarten in Schutzgebieten nach dem Bundesnatur-

schutzgesetz sind neben dem Naturschutzgebiet noch der Nationalpark (§ 14) und die besonders geschützten Biotope (§ 20c) von Interesse:

Nationalparke sind rechtsverbindlich festgesetzte einheitlich zu schützende Gebiete, die

1. großräumig und von besonderer Eigenart sind,
2. im überwiegenden Teil ihres Gebietes die Voraussetzungen eines Naturschutzgebietes erfüllen,
3. sich in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand befinden und
4. vornehmlich der Erhaltung eines möglichst artenreichen heimischen Pflanzen- und Tierbestandes dienen.

Tab. 1: Rechtliche Schutzformen nach dem Bundesnaturschutzgesetz und ihre Eignung zur Erhaltung von Baum- und Straucharten.

Schutzform	Schutzintensität	Fläche (Größe)	zuständige Behörde	Eignung zur Erhaltung von Baum- und Straucharten
§ 13 Naturschutzgebiet	hoch	zu 2/3 kleiner als 50 ha	Bezirksregierung bzw. Land	ja, bei großräumiger Abgrenzung und klarer Zielsetzung im Rahmen der Verordnung
§ 14 Nationalpark	sehr hoch	>10.000 ha	Land bzw. Bund	ja, besonders als überregional wichtige Schutzgebietsform, Ausweisung meist jedoch politisch schwer durchsetzbar
§ 15 Landschaftsschutzgebiet	gering bis hoch	im Mittel ca. 1300 ha	Bezirksregierung	gering, da eine auf Generhaltung orientierte Schutzverordnung meist fehlt, sinnvoll zur Ergänzung von Naturschutzgebieten
§ 16 Naturpark	nahe Null	im Mittel ca. 860 qkm	Landkreis	nein, da vorrangig im Sinne einer Erholungsnutzung
§ 17 Naturdenkmal	hoch	maximal 5 ha	Landkreis	kaum, da meist nur Sicherung von Einzelindividuen
§ 18 Geschützter Landschaftsbestandteil	mittel bis hoch		Gemeinde bzw. Landkreis	gering, entspricht dem Landschaftsschutzgebiet auf lokaler Ebene
§ 20c Besonders geschützte Biotope	hoch		Landkreis	ja, allerdings begrenzt auf wenige Waldbiotoptypen (Trockenwarme Wälder, Bruch-, Sumpf-, Au- und Schluchtwälder)

Der Nationalpark ist die einzige Schutzgebietskategorie des deutschen Naturschutzrechts, die international eingeführt ist. Für die Ausweisung von Nationalparks hat die International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) 1969 Richtlinien erarbeitet, die aber nur z.T. eingehalten bzw. durch ein Zonenkonzept oder Begriffen wie „Ziel-Nationalpark“ angegangen werden.

Zu den **besonders geschützten Biotopen** zählen u.a. Wälder und Gebüsche trockenwarmer Standorte, Bruch-, Sumpfund Auwälder sowie Krummholzgebüsche im alpinen Bereich. In diesen Lebensräumen sind Maßnahmen unzulässig, die zu einer Zerstörung oder sonstigen erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigung führen können. Diese Schutzgebietskategorie existiert erst seit der letzten Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes 1987. Dementsprechend sind die zuständigen Behörden, meist die Unteren Naturschutzbehörden bei den Landkreisen, noch damit beschäftigt, diese Biotope geländemäßig zu erfassen und die Eigentümer darüber zu informieren.

Neben dem Nationalpark existieren z.Zt. neun weitere internationale Schutzgebietskategorien, deren Deklarationen primär politische oder fachliche Willenserklärungen sind, nicht aber einen gesetzlichen Schutzstatus darstellen (*Plachter* 1991). Hierunter sind für die Erhaltung von Baum- und Straucharten von Bedeutung:

Biosphärenreservate: Auf der Grundlage des Unesco-Programms „Man and Biosphere“ (MAB) wurde seit 1970 ein weltweites Netz großflächiger Schutzgebiete initiiert, das ursprünglich dazu diente, die Belastbarkeit von Ökosystemen zu untersuchen und Entscheidungshilfen für Politik und Planung zu erarbeiten. Heute steht in Biosphärenreservaten der Schutz, die Pflege und Entwicklung von Natur- und Kulturlandschaften sowie die Umweltbeobachtung (Biomonitoring) im Vordergrund (*Erdmann* 1993).

Dementsprechend gliedern sich Biosphärenreservate meist in Kern-, Puffer- und Entwicklungszone; z.T. gibt es Überschneidungen mit Nationalparks, Naturschutzgebieten oder Naturwaldreservaten.

Biogenetische Reservate: Das europaweite System Biogenetischer Reservate wurde 1973 vom Europarat ins Leben gerufen. In der Bundesrepublik Deutschland ist man über Vorüberlegungen zur Be-

Tab. 2: Statistik der Naturschutzgebiete (1991, nach Jedicke 1992) und Naturwaldreservate (1994, nach Bücking 1994) für die alten und die neuen Länder der Bundesrepublik Deutschland.

Kriterium	alte Länder	neue Länder	Bundesrepublik
Naturschutzgebiete			
Zahl	3.821	907	4.728
Flächengröße (ha)	409.520	183.770	593.290
mittlere Größe (ha)	107	203	125
Landesfläche (ha)	24.862.562	10.833.182	35.695.744
%-Anteil Gesamtfläche	1,65	1,70	1,66
Naturwaldreservate			
Zahl	488	149	637
Flächengröße (ha)	13.816	5.564	19.380
mittlere Größe (ha)	28,3	37,3	31,4
Waldfläche (ha)	7.513.000	2.614.000	10.127.000
%-Anteil Waldfläche	0,184	0,213	0,191

nennung von Gebieten bisher nicht hinausgekommen.

Naturwaldreservate (je nach Bundesland auch als Bannwald, Naturwald, Naturwaldparzelle, Naturwaldzelle, waldbestocktes Totalreservat bezeichnet): Sie stellen keine internationale Schutzgebietsform dar, obgleich sie in vielen mitteleuropäischen Ländern eingerichtet worden sind. In der Bundesrepublik Deutschland sind Naturwaldreservate entweder in den Landeswaldgesetzen rechtlich verankert oder werden durch die staatlichen Forstverwaltungen auf dem Erlaßwege ausgewiesen (*Bücking* 1994). Herausragendes Merkmal ist die Einstellung jeglicher forstlichen Nutzung. Primäres Ziel ist die Erforschung der Sukzession von Waldökosystemen (ökologische Grundlagenforschung auf Dauerflächen, *Wolf & Bohn* 1991). Die Überschneidungen mit Naturschutzgebieten und besonders geschützten Biotopen, weniger Nationalparks oder Biosphärenreservaten (soweit in der Zone der Totalreservate gelegen) führen z.T. zu Konflikten mit der Naturschutzverwaltung, insbesondere bei der Verfolgung des Schutzzieles und bei der Durchführung von Forschungsarbeiten (*Böttcher* 1985, *Stodte* 1991, *Schmidt* 1993).

2. Zahl, Größe und Lage der Schutzgebiete

Nach der letzten statistischen Zusammenstellung bestanden nach *Jedicke*(1992) am 1.1.1991 in der Bundesrepublik Deutschland 4728 Naturschutzgebiete (Tab. 2), mehr oder weniger dicht verteilt in allen

Landschaftsräumen (*Haarmann & Pretscher* 1988). Sie nahmen mit 593.290 ha 1.66% der Landfläche ein. Ein Vergleich zwischen den neuen und alten Bundesländern zeigt, daß der Anteil an der Gesamtfläche etwa gleich groß ist. Unterschiede bestehen in der mittleren Naturschutzgebietsgröße: Mit 107 ha in den alten Bundesländern sind hier die Naturschutzgebiete im Mittel nur halb so groß wie in den neuen Bundesländern mit im Mittel 203 ha. Infolge einzelner Großflächen ergeben diese Mittelwerte ein verzerrtes, zu optimistisches Bild über die tatsächliche Größenverteilung. Ausgewiesen wurden aber bevorzugt kleine Gebiete (Abb. 1): Fast 49% aller Naturschutzgebiete in Westdeutschland sind kleiner als 20 ha, mehr als zwei Drittel sind unter 50 ha groß und fast 83% erreichen nicht 100 ha (*Haarmann & Pretscher* 1988).

Die Zahl der Naturschutzgebiete ist in den vergangenen 50 Jahren ständig und immer stärker gestiegen. Die jährliche Steigerungsrate lag im vergangenen Jahrzehnt bei etwa 200 neuen Naturschutzgebieten und wachsender Tendenz, häufig nach dem verständlichen Motto „retten, was noch zu retten ist...“ (*Jedicke* 1992). In den neuen Bundesländern sind noch vor der Wiedervereinigung eine große Zahl von Naturschutzgebieten (vor allem im Grenzstreifen-Bereich) einstweilig sichergestellt, aber bisher ist noch keine endgültige Verordnung erlassen worden. Die politischen Vorgaben für Naturschutzgebietsflächen reichen – je nach Bundesland verschieden – von 2 und 15% Anteil an der Landesfläche (*Jedicke* 1992).

Nicht in die Naturschutzgebietsstatistik einbezogen sind die großflächigen Nationalparke. In Westdeutschland existieren drei Nationalparke mit Waldanteil (Bayerischer Wald 13.000 ha, Berchtesgaden 20.800 ha, Niedersächsischer Harz 15.800 ha), in den neuen Bundesländern sind fünf (Vorpommersche Boddenlandschaft, Jasmund-Rügen, Müritzer, Hochharz, Sächsische Schweiz) mit einer Gesamtfläche von 129.513 ha und einem Waldanteil von 32,4% ausgewiesen (Reichhoff & Böhnert 1991).

Überschneidungen mit Naturschutzgebieten und Nationalparks bestehen in jedem Fall bei den Biosphärenreservaten. Wälder, die vom Totalreservaten bis zu forstlich genutzten Beständen reichen, finden sich in folgenden Biosphärenreservaten (Ständige Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland 1995):

■ alte Bundesländer:

Bayer. Wald (13.300 ha, 96% Wald)
Berchtesgaden (46.742 ha, 56% Wald)
Pfälzerwald (179.800 ha, 75% Wald)

■ neue Bundesländer:

Südost-Rügen (23.500 ha, 12% Wald)
Schorfheide-Chorin (129.199 ha, 48% Wald)

Spreewald (48.463 ha, 28% Wald)
Mittlere Elbe (43.000 ha, 27% Wald)
Vessertal (17.242 ha, 88% Wald)
■ alte und neue Bundesländer:
Rhön (166.674 ha, 41% Wald).

1994 gab es im vereinigten Deutschland 637 Naturwaldreservate mit einer Gesamtfläche von 19.380 ha, mehr oder weniger gleichmäßig verteilt auf die forstlichen Wuchsgebiete in allen Flächenstaaten (Bücking 1994). Dies entspricht 0,191% der Waldfläche. Mit einer durchschnittlichen Flächengröße von 31 ha sind viele Naturwaldreservate noch kleiner als die Naturschutzgebiete (Tab. 2, Abb. 1).

3. Qualität der Schutzgebiete

Die Statistik der Schutzgebiete sagt zunächst nichts aus über ihre Qualität, sowohl im Sinne der Flächenschutzbemühungen als auch im Hinblick auf ihren Bestand an Baum- und Straucharten. Eine Trendstudie zur historischen Entwicklung der Naturschutzgebiete von Haarmann & Pretscher (1991) zeigt, daß zu Beginn der Naturschutzausweisung die geologische und geomorphologische Ziel-

setzung im Vordergrund stand. Moor-Naturschutzgebiete erlebten in den fünfziger Jahren, Feuchtwiesen- und Gewässerschutzgebiete in den letzten beiden Jahrzehnten einen deutlichen Boom. Geschützte Wälder sind bis 1970 mit etwa 20% bei den Neuausweisungen ziemlich konstant vertreten gewesen. Danach ging ihr Anteil zurück, z.T. verbergen sie sich aber auch noch in den komplexen Naturschutzgebieten. Eine genaue Auflistung der in den Naturschutzgebieten der Bundesrepublik Deutschland vertretenen Ökosystemtypen mit ihren Flächenanteilen fehlt bis heute (Jedicke 1992), ist auch nicht zu erwarten, nachdem das Naturschutzgebiets-Archiv bei der damaligen BFANL 1991 schließen mußte (Haarmann 1992). Auf Grund der Ausweisungsstatistik kann man aber davon ausgehen, daß mindestens 20% oder etwa 1000 der insgesamt 4728 Naturschutzgebiete Wälder tragen.

Günstiger ist der Kenntnisstand über die Zuordnung der Naturwaldreservate zu bestimmten Waldgesellschaften. Eine Gegenüberstellung des potentiellen Flächenanteils der natürlichen Waldtypen und des Anteils des betreffenden Anteils

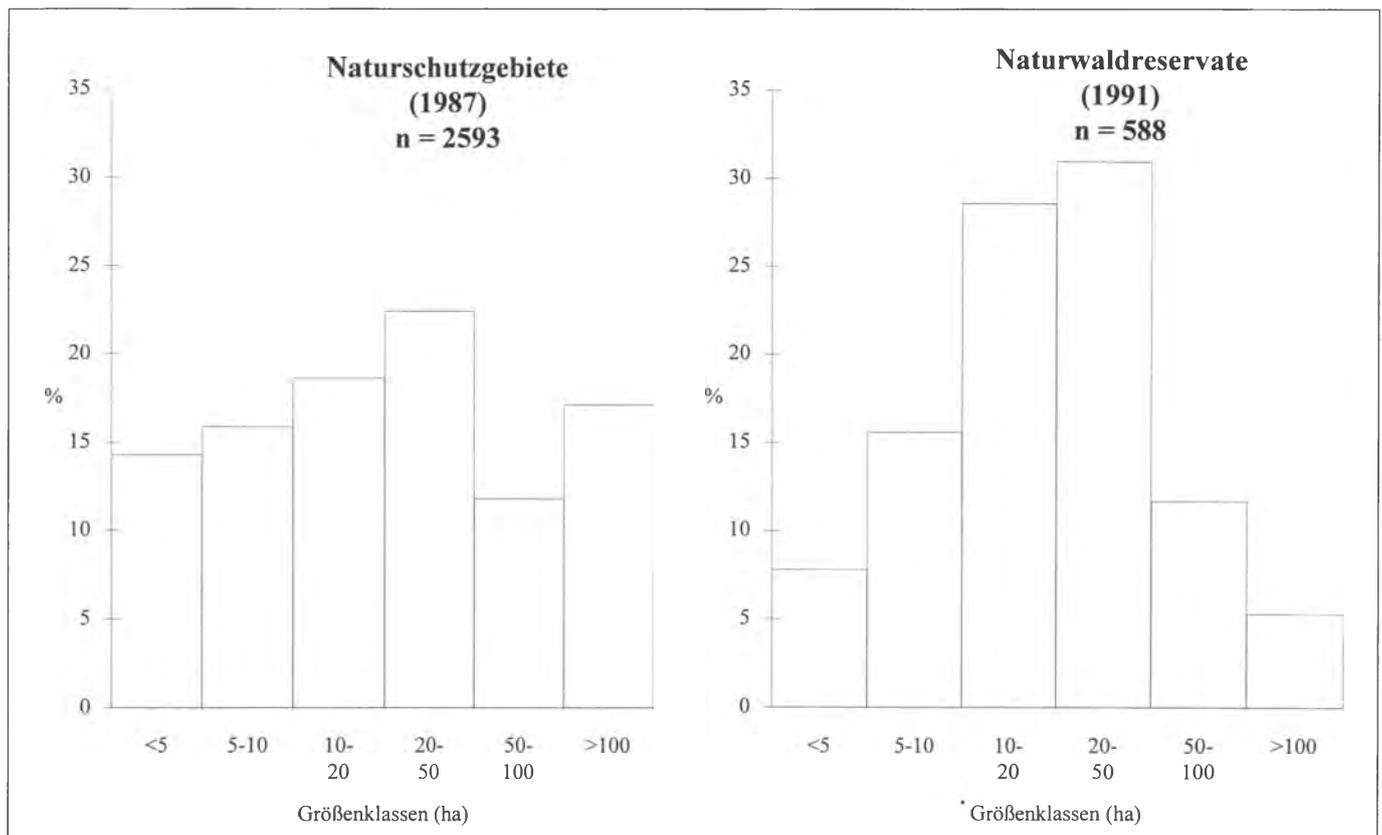


Abb. 1: Gliederung der Naturschutzgebiete (alte Bundesländer, Stand: 1987, nach Haarmann & Pretscher 1988) und Naturwaldreservate (alte und neue Bundesländer ohne Schleswig-Holstein, Stand: 1994, nach Bücking 1994) nach Größenklasse.

des betreffenden Waldtyps an der Gesamtfläche der Naturwaldreservate zeigt nach Wolf & Bohn (1991), daß in Westdeutschland bodensaure Laubmischwälder deutlich unterrepräsentiert, Wälder auf Sonderstandorten dagegen deutlich überrepräsentiert sind. Dies dürfte auch für die neuen Bundesländer zutreffen. Bei der Auswahl vieler Naturwaldreservate ließ man sich in der Vergangenheit häufig auch von dem Gedanken leiten, bestimmte Waldgesellschaften der mitteleuropäischen Kulturlandschaften in ihrem jetzigen Zustand zu erhalten. Eichen-Hainbuchenwälder oder Eichen-Niederwälder z.B. benötigen jedoch eine bestimmte Bewirtschaftung, sonst ändert sich ihre Artenzusammensetzung mehr oder weniger rasch (Schmidt 1993). Andererseits kann die Regenerationsphase in bisher vom Menschen genutzten Wäldern nach den Beobachtungen in Bialowieza (Falinski 1986, 1988) und in Bann-Wäldern Baden-Württembergs (Bücking 1982) viele Jahrzehnte dauern.

Ungenügend bekannt ist neben der Biozönose-Struktur auch das biotische Inventar (Taxa) der Schutzgebiete (Plachter 1991, Jedicke 1992). Die Kenntnis der aktuellen Artenbestände und – bei Waldbäumen – auch ihrer Herkunft und genetischen Struktur ist aber eine wichtige Voraussetzung zur Erhaltung von Genressourcen. Als Beispiel für die geringe Kenntnis der Artenbestände in den Schutzgebieten kann die Auswertung der Literaturdatenbank „Naturwaldreservate“ des Bundesamtes für Naturschutz dienen (Tab. 3). Sie umfaßte zwar 1990 1173, 1995 sogar 1716 Titel, davon entfiel jedoch ein großer Teil auf Sekundärliteratur mit zumeist allgemeinen Überlegungen zur Naturwaldforschung. Konkrete Angaben zur Flora finden sich überwiegend in den vegetationskundlichen Arbeiten (weniger als 10% der Zitate), d.h. sie konzentrieren sich auf kleine, wenn auch meist repräsentative Ausschnitte der Naturwaldreservate. Vollständige Artenlisten werden selten veröffentlicht (< 1% Zitate), vielfach werden nur Artenzahlen genannt. Ergebnisse aus niedersächsischen Naturwaldreservaten (Schmidt 1995) zeigen, daß sich mit Hilfe des Arteninventars nicht nur standörtliche Vergleiche ziehen lassen, sondern auch eine wichtige Voraussetzung dafür ist, wenn man Aussagen über den aktuellen und zukünftigen Naturschutzwert des Naturwaldreservats treffen möchte.

Tab. 3: Auswertung der Literaturdatenbank „Naturwaldreservate“ des Bundesamtes für Naturschutz (Bearbeiter: D. Meuthen; G. Wolf) im Hinblick auf Angaben zur Flora der Naturwaldreservate.

	1990	1995
Gesamtzahl (einschl. Sekundärliteratur)	1173	1716
Vegetationskunde*	106 (9.0%)	141 (8.2%)
Artenliste*	10 (0.9%)	19 (1.1%)
Gefäßpflanzen*	7 (0.6%)	16 (0.9%)
Moose*	5 (0.4%)	14 (0.8%)
Flechten*	4 (0.3%)	6 (0.3%)
Pilze*	7 (0.6%)	15 (0.9%)

* Alte Bundesländer (ohne Sekundärliteratur)

Neben Zuordnungs- und Inventarisierungsproblemen zeigen sich auch in der Verwirklichung der Schutzziele in den Schutzgebieten große Schwierigkeiten. Der Schutzstatus eines Naturschutzgebietes oder eines Naturwaldreservats bedeutet nicht automatisch vollständigen und besten Schutz (Griese 1991, Jedicke 1992). Da nach Erlaß von Naturschutzverordnungen weiterhin Nutzungen (z.B. Land- und Forstwirtschaft, Jagd, Fischerei) zugelassen bleiben und da Eingriffe oft nicht wieder rückgängig zu machen sind (z.B. Holzeinschlag oder Düngung), ist eine vollkommen den Erfordernissen des Naturschutzes entsprechende Entfaltung der Natur in Naturschutzgebieten fast nirgendwo voll gewährleistet. Haarmann & Pretscher (1988) haben bei ihren Erhebungen an 867 süddeutschen Naturschutzgebieten nur bei einem Fünftel der Stichprobe einen guten Erhaltungszustand vorgefunden. Bei über der Hälfte der Gebiete drohte das Schutzziel bereits durch kleinere Eingriffe in Gefahr zu geraten. 41 der bestehenden Naturschutzgebiete mußten als gestört geführt werden. Unter den Belastungsfaktoren hat dabei die Erholungsnutzung in den letzten Jahren an Bedeutung stark zugenommen und rangiert inzwischen weit vor den traditionellen Landnutzern Land- und Forstwirtschaft. Zu noch deprimierenderen Ergebnissen kam Döring-Mederake (1991) bei der Begutachtung der 60 Feuchtwald-Naturschutzgebiete (Bruch-, Auen- und Moorwälder) im nordwestdeutschen Tiefland: Nur 8 (= 13%) wiesen noch intakte Wälder auf, 23 (= 38%) waren mit Einschränkungen geeignet, 29 (= 48%) mußten dagegen als ungeeignet eingestuft werden. Die zu kleinflächige Ausweisung mit negativen Einflüssen von benachbarten Flächen oder die Entwässerung

der Gebiete waren hier die häufigsten Ursachen für die Verfehlung des Schutzzieles.

4. Forstliche Genressourcen und Naturschutz: eine Bewertung der Baumarten aus der Sicht des Flächenschutzes

Die wesentlichen Grundlagen für die Genetik und den Naturschutz liefert die wissenschaftliche Biologie. Im Gegensatz zur Genetik (ebenso wie der Biologie, Ökologie) mit der wertfreien Erkenntnis als Basissystem ist der Naturschutz (ebenso wie die Forstwirtschaft oder die angewandte Genetik) wertbezogen und handlungsorientiert. Die Bewertungskriterien im Naturschutz sind vielfältig und können im Einzelfall zu ganz unterschiedlichen Handlungsanweisungen führen. Häufig genannte Bewertungskriterien sind: Artenreichtum, Seltenheit, Strukturvielfalt, Größe, Isolation, Vernetzung, Naturnähe, Selbstregulation, Reaktion auf Störungen. Die Handlungsanweisungen reichen von „Laufen (sich Entwickeln) lassen“ bis „ständigem Eingreifen, Pflegen“ (Kaule 1991, Plachter 1991).

Sollen die Möglichkeiten zur Erhaltung von Baum- und Straucharten in Waldschutzgebieten geprüft werden, so ist auch das Konzept zur Erhaltung forstlicher Genressourcen mit zu berücksichtigen, welches von einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Erhaltung forstlicher Genressourcen“ (1989) veröffentlicht wurde. Das Konzept konzentriert sich auf die Bäume und wird in Tab. 4 auf zwei vom Naturschutz häufig angewandten Bewertungskriterien – Naturnähe und Seltenheit – hin beurteilt. Naturnähe und Seltenheit lassen sich anhand von Status-

angaben und Gefährdungskategorien in Florenlisten leicht überprüfen. Diese beiden Bewertungskriterien decken sich auch mit den Zielen, die der Gesetzgeber mit der Einrichtung von Naturschutzgebieten verbunden hat (s. Einleitung): bestimmte wildwachsende Pflanzenarten sollen geschützt werden.

Von den 87 in Tab. 4 aufgeführten Baumarten i.w.S. sind 63 (72.4%) indigen (einheimisch oder alteingebürgert), 7 (8.0%) eingebürgerte Neophyten und 17 (19.6%) angepflanzt, d.h. sind nicht in der von *Korneck & Sukopp* (1988) herausgegebenen Liste der in Deutschland einheimischen und eingebürgerten 2728 Pflanzenarten erhalten. Unter Berücksichtigung der unsicheren taxonomischen Angaben bei einigen Gattungen (*Populus*, *Salix*, *Ulmus*) unterliegen 13 indigene (20.6%), eine neophytische (14.2%) und 7 kultivierte (41.2%) Taxa dem Gesetz über forstliches Saat- und Pflanzgut. In die Prioritätenliste zur in-situ-Erhaltungswürdigkeit und -notwendigkeit nach dem Genressourcen-Konzept aufgenommen sind 45 indigene (71.4%) (und zwei Sträucher: *Alnus viridis*, *Pinus mugo*), 4 neophytische (57.1%) und (verständlicherweise) alle der genannten 17 kultivierten (100%) Bäume. In der Roten Liste sind sechs ausschließlich indigene Baumarten (9.5%) vertreten: *Abies alba*, *Acer opalus agg.*, *Populus nigra*, *Salix daphnoides*, *Taxus baccata* und *Ulmus minor*.

Diese Gegenüberstellung zeigt deutlich die unterschiedliche Zielsetzung zwischen Naturschutz und forstlicher Genressourcen-Erhaltung: Der Naturschutz ist vor allem an der Erhaltung aller indigenen Arten interessiert. An erster Stelle stehen dabei diejenigen Bäume, die als gefährdet gelten (Rote-Liste-Arten) oder eine zentrale Rolle bei der Erhaltung von naturnahen oder auch gefährdeten Waldökosystemen einnehmen (Biotop- und Ökosystemschutz). Neophyten und insbesondere die kultivierten Arten kennzeichnen für den Naturschutz naturferne Lebensgemeinschaften, die nicht der Zielsetzung von Naturschutzgebieten entsprechen (vergl. *Sukopp* 1971, *Kowarik & Sukopp* 1986, *Kowarik* 1987). Die Forstwirtschaft hat demgegenüber auch ein hohes Interesse an fremdländischen Baumarten, wie dies auch in der Auflistung im Gesetz über forstliches Saat- und Pflanzgut und in der Prioritätenliste (*BLAG Erhaltung forstlicher Genressourcen* 1989) zum Ausdruck kommt.

5. Beispiele

Erhaltung von Arten in Naturschutzgebieten ist vor allem in-situ-Erhaltung durch Erhaltung der Bestände mit Naturverjüngung. Welche Möglichkeiten und Grenzen hier gegeben sind, soll an konkreten Beispielen gezeigt werden. Zu unterscheiden ist hier zwischen dem Naturschutzleitbild und dem Maßnahmenkonzept. Das Naturschutzleitbild ist häufig nach der potentiell natürlichen Vegetation oder an kulturhistorisch interessanten Waldbewirtschaftungsformen (z.B. Niederwald, Mittelwald) ausgerichtet. Das Maßnahmenkonzept schreibt die Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen vor, die zur Erreichung des Leitbildes notwendig sind. Naturschutzleitbild und Maßnahmenkonzept finden sich auch in den heutigen Naturschutzverordnungen wieder.

Als Beispiel sei hier das Naturschutzgebiet „Totenberg“ (Landkreis Göttingen) angeführt. Es handelt sich um ein erst 1989 ausgewiesenes Naturschutzgebiet im FoA Bramwald mit einer Größe von 420 ha (also relativ groß). Darin enthalten ist ein Naturwaldreservat von 82 ha (Naturwald Totenberg). Laut Verordnung ist das Schutzziel (§ 3) die Erhaltung und Förderung naturnaher und natürlicher Buchenwälder der submontanen und montanen Stufe unter Berücksichtigung der Standortbedingungen sowie die Erhaltung und Förderung seltener und schutzbedürftiger Arten und Lebensgemeinschaften, die Verringerung menschlicher Einflüsse auf den Wald sowie seine forstwissenschaftliche Erforschung.

Als Teil des ehemaligen Universitäts-Lehrforstamtes enthält das Naturschutzgebiet eine große Zahl forstlicher Versuchsflächen, nicht nur mit fremdländischen Baumarten wie *Abies grandis*, *Quercus rubra*, *Pseudotsuga*, *Tsuga*, *Sequoiadendron*, sondern auch unterschiedlicher Herkunft bei den einheimischen Arten. Dies gilt insbesondere für die bekannten Eichen-Provenienzversuchen. Nach der Verordnung soll nicht naturnahe Bestockung nach Hiebsreife in naturnahe umgewandelt werden, wobei offen gelassen wird, welche Arten hierunter konkret fallen und ob dies auch für die fremden Eichenherkünfte gilt. Hier geht z.B. die Verordnung für das Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ weiter, indem sie den Anbau von Douglasie, Strobe und Lärche explicit verbietet. Privatwaldbesitzer sehen allerdings hierin eine zu starke

Einschränkung ihrer forstlichen Möglichkeiten und klagen bereits dagegen. Die Verordnung für das Naturschutzgebiet „Totenberg“ fördert mit ihrem Maßnahmenkonzept die Erhaltung der einheimischen Baum- und Straucharten auch dadurch, daß durch die kleinflächige Holzentnahme und die Erhöhung des Totholz-Anteils die natürliche Sukzession mehr Spielraum erhält. Die Verordnung für das Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ sieht sogar vor, daß Sturmwurflöcher auch im Rahmen der ordnungsgemäßen Forstwirtschaft sich völlig selbst überlassen bleiben können (*Tönnissen* 1992).

Der Naturwald „Totenberg“ wird von einem relativ naturnahen *Luzulo-Fagetum* geprägt. Zahlreiche Eichen (überwiegend *Quercus petraea*) sind eingestreut, werden aber bei fehlender forstlicher Pflege rasch verschwinden. Ob dies auch für die nicht autochthone *Picea abies* zutrifft, ist offen (*Griese* 1995). Dort wo die Fichte einen gewissen Anteil am Altbestand innehat, findet sich auch eine nennenswerte, nicht zu übersehende Verjüngung. Über deren weitere Entwicklung in Konkurrenz zur Buche kann zur Zeit jedoch keine Prognose abgegeben werden.

Daß in Naturwaldreservaten ohne forstliche Maßnahmen in Einzelfällen förderungswürdige, ja sogar gefährdete Baumarten nicht erhalten werden können, zeigt das frühere Naturwaldreservat „Eibenberg“ im FoA Bovenden. 1970 wurde hier eines der größten Eibenvorkommen in Mitteleuropa als Naturwaldreservat ausgewiesen. Über die Beteiligung der Eibe in den natürlichen Waldgesellschaften und ihren Erhalt auch über Naturverjüngung gab und gibt es unterschiedliche Meinungen (*Leuthold* 1980, *Korpel & Saniga* 1994). Die Erfahrungen der nachfolgenden beiden Jahrzehnte haben gezeigt, daß die vorhandenen Eiben nur zu erhalten sind, wenn man ihnen durch entsprechend vorsichtige Eingriffe im Oberstand (meist sehr konkurrenzkräftige Buche), genügend Licht gibt. Eine Naturverjüngung überlebt nur in sicher und langfristig gezäunten Flächen (*Wagenhoff* 1985, *Köpp* 1991). Die damit ständig notwendig werdenden forstlichen Maßnahmen haben dazu geführt, daß das Naturwaldreservat „Eibenberg“ 1988 aufgelöst wurde. Sinnvoll (und wohl auch vorgeschlagen) ist es, dieses Gebiet als Naturschutzgebiet auszuweisen und in einer entsprechenden Verordnung

Tab. 4: Liste der Baumarten, aufgeführt im Konzept zur Erhaltung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland (BLAG Erhaltung forstlicher Genressourcen 1989) bzw. in der Liste der in der Bundesrepublik Deutschland und in Berlin (West) einheimischen und eingebürgerten Farn- und Blütenpflanzen (Korneck & Sukopp 1988).

	Lebensform	FSaatG	in-situ-Priorität	Status	Gefährdungsgrad
<i>Abies alba</i>	P	x	1	I	3
<i>Abies grandis</i>	P	x	4	K	
<i>Abies procera</i>	P		4	K	
<i>Acer campestre</i>	P		3	I	
<i>Acer monspessulanum</i>	P		3	I	
<i>Acer negundo</i>	P			N	
<i>Acer opalus</i> agg.	P			I	4
<i>Acer platanoides</i>	P		3	I	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	P	x	2	I	
<i>Aesculus hippocastanum</i>	P		3	N	
<i>Ailanthus altissima</i>	P			N	
<i>Alnus glutinosa</i>	P	x	2	I	
<i>Alnus incana</i>	P		3	I	
(<i>Alnus viridis</i>)	N		2	I	
<i>Betula pendula</i>	P		3	I	
<i>Betula pubescens</i>	P		3	I	
- ssp. <i>pubescens</i>	P,N			I	
- ssp. <i>carpatica</i>	P,N			I	
<i>Carpinus betulus</i>	P		2	I	
<i>Carya alba</i>	P		4	K	
<i>Castanea sativa</i>	P		4	I	
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	P		4	K	
<i>Cornus mas</i>	N,P			I	
<i>Crataegus laevigata</i> agg.	N,P			I	
<i>Crataegus monogyna</i> agg.	N,P			I	
<i>Fagus sylvatica</i>	P	x	1	I	
<i>Fraxinus excelsior</i>	P	x	2	I	
<i>Fraxinus ornus</i>	P			N	
<i>Ilex aquifolium</i>	P			I	
<i>Juglans nigra</i>	P		4	K	
<i>Juglans regia</i>	P		4	I	
<i>Larix decidua</i>	P	x	2	I	
<i>Larix kaempferi</i>	P	x	4	K	
<i>Liriodendrom tulipifera</i>	P		4	K	
<i>Malus sylvestris</i>	P		3	I	
<i>Mespilus germanica</i>	P			I	
<i>Picea abies</i>	P	x	1	I	
<i>Picea omorika</i>	P		4	K	
<i>Picea sitchensis</i>	P	x	4	K	
<i>Pinus cembra</i>	P		2	I	
<i>Pinus rotundata</i>	P			I	
(<i>Pinus mugo</i>)	N		2	I	
<i>Pinus nigra</i>	P	x	4	K	
<i>Pinus strobus</i>	P	x	4	K	
<i>Pinus sylvestris</i>	P	x	1	I	
<i>Platanus x acerifolia</i>	P		3	K	
<i>Populus alba</i>	P	(x)	(1/3)	I	
<i>Populus x canadensis</i>	P	(x)	(1/3)	N	

Schutzmaßnahmen für die Eibe aufzuführen. Über eine entsprechende Konfliktsituation des Naturschutzes berichtet auch Böttcher (1985), wo im Weserbergland die gleichzeitige Ausweisung von Waldgebieten zu Naturschutzgebieten und Naturwaldparzellen zu einer Gefährdung von erhaltenswerten Baumarten wie *Sorbus torminalis*, *Malus sylvestris*, *Pyrus pyraeaster* und *Taxus baccata* geführt hat. In Naturwaldreservaten sind der Erhaltung von Baum- und Straucharten also engere

Grenzen gesetzt als in Naturschutzgebieten. Dies wird z.T. dadurch aufgewogen werden, daß es sich hier um das nächst Experimentierfeld handelt, dessen Wert sowohl von der waldökologischen Forschung als auch von der Forst-, Umwelt- und Naturschutzverwaltung zunehmend höher eingeschätzt wird (Bücking 1994, Thomas et al. 1995) – trotz unzureichender gesetzlicher Grundlagen und mangelhafter finanzieller Unterstützung.

Lebensform (nach Ellenberg 1991):
P – Phanerophyt (mehr als 5 m hoch)
N – Nanophanerophyt (meist 0.5 - 5 m hoch)

FSaatG: x – Art unterliegt dem Gesetz über forstliches Saat- und Pflanzgut.

Prioritätsstufe (in situ-Erhaltungswürdigkeit und -notwendigkeit nach dem Genressourcen-Konzept): 1 – vordringlich
2 – dringlich
3 – notwendig
4 – wünschenswert

Status (nach Angaben von Korneck & Sukopp 1988):

I – indigen (Einheimische, Alteingebürgerte)

N – eingebürgerte Neophyten;

K – kultiviert (nicht in der Liste von Korneck & Sukopp 1988 enthalten)

Gefährdungsgrad (nach Korneck & Sukopp 1988): 0 – ausgestorben oder verschollen

1 – vom Aussterben bedroht

2 – stark gefährdet

3 – gefährdet

4 – potentiell gefährdet

Forstgenetische Forschungsvorhaben an autochthonen Baum- und Straucharten einschließlich der Gewinnung von Saatgut und Klonen werden in Naturschutzgebieten im allgemeinen ohne Schwierigkeiten möglich sein. In der Verordnung für das Naturschutzgebiet „Totenberg“ ist die forstwissenschaftliche Forschung sogar ausdrücklich als Schutzzweck mit aufgeführt. Sie ist allerdings nur im Einvernehmen mit der Naturschutzbehörde und im Benehmen mit der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt zulässig. Naturwaldreservate dienen vorrangig der Forschung, soweit diese sich nicht destruktiv auf den Bestand auswirkt. Beschreibung und Vergleich der Sukzession, methodisch ausgerichtet auf Dauerflächenuntersuchungen, stehen im Vordergrund. Wo die Grenze zwischen den vertretbaren Forschungsaktivitäten oder auch unvermeidlichen Eingriffen und Störungen von außen zu ziehen ist, wird immer umstritten bleiben (vergl. Griese 1991). Auf ihrer Jahrestagung 1992 in Kelheim hat die Projektgruppe Naturwaldreservate empfohlen, daß in Naturwaldreservaten im allgemeinen keine

Fortsetzung Tab. 4

<i>Populus x canescens</i>	P			I	
<i>Populus nigra</i>	P	(x)	(1/3)	I	3
<i>Populus tremula</i>	P			I	
<i>Prunus avium</i>	P		3	I	
<i>Prunus cerasus</i>	N,P			I	
<i>Prunus domestica</i>	N,P			I	
<i>Prunus padus</i>	P,N		2	I	
<i>Prunus serotina</i>	N,P		4	N	
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	P	x	2	K	
<i>Pyrus communis</i>	P		3	I	
<i>Pyrus pyraeaster</i>	P			I	
<i>Quercus petraea</i>	P	x	1	I	
<i>Quercus pubescens</i>	P			I	
<i>Quercus robur</i>	P	x	1	I	
<i>Quercus rubra</i>	P	x	4	K	
<i>Robinia pseudacacia</i>	P		2	N	
<i>Salix alba</i>	P		(2)	I	
<i>Salix appendiculata</i>	N,P		(2)	I	
<i>Salix caprea</i>	N,P		(2)	I	
<i>Salix daphnoides</i>	P,N		(2)	I	2
<i>Salix fragilis</i>	P		(2)	I	
<i>Salix pentandra</i>	N,P		(2)	I	
<i>Salix purpurea</i>	N,P		(2)	I	
<i>Salix x rubens</i>	P		(2)	I	
<i>Salix viminalis</i>	N,P		(2)	I	
<i>Sequoiadendron giganteum</i>	P		4	K	
<i>Sorbus aria</i>	P,N		2	I	
<i>Sorbus aucuparia</i>	P,N		2	I	
<i>Sorbus danubialis</i>	P,N			I	
<i>Sorbus domestica</i>	P		3	I	
<i>Sorbus intermedia</i>	P,N			I	
<i>Sorbus latifolia</i>	P,N			I	
<i>Sorbus torminalis</i>	P,N		3	I	
<i>Taxus baccata</i>	P		2	I	3
<i>Thuja plicata</i>	P		4	K	
<i>Tilia cordata</i>	P	x	2	I	
<i>Tilia platyphyllos</i>	P		3	I	
<i>Tilia x vulgaris</i>	P			I	
<i>Tsuga heterophylla</i>	P		4	K	
<i>Ulmus glabra</i>	P		2	I	
<i>Ulmus laevis</i>	P		3	I	
<i>Ulmus minor</i>	P		2	I	2

Erntemaßnahmen durchgeführt werden dürfen. Nur wenn auch außerhalb der Naturwaldreservate kein autochthones Pflanzenmaterial mehr vorhanden ist, darf ausnahmsweise auch im Naturwaldreservat Saatgut (aber nicht Stecklinge oder Jungpflanzen) in begrenztem Umfang (Handbeerntung) gesammelt und im eigenen Forstbetrieb zur Vermehrung herangezogen werden.

Ebenso wie in Naturschutzgebieten sind populationsökologische und -genetische Forschungsarbeiten auch in Naturwaldreservaten bisher kaum durchgeführt worden, obwohl sich hier gute Voraussetzungen bieten. Sie sind aber auch im Sinne der Arten- und Biotopschutzforschung dringend notwendig (Henle & Kaule 1991). Die Arbeit von Greger (1992) über die Verteilung der verschiedenen Fichten-Herkünfte im Harz, bei der auch stark auf die vorhandenen Naturwaldreservate (heute überwiegend Na-

tionalpark „Niedersächsischer Harz“) zurückgegriffen wurde, stellt hier einen wichtigen Einstieg dar.

Die üblichen biotopenkenden Maßnahmen in Naturschutzgebieten sind alle in-situ-Verfahren. Ex-situ-Maßnahmen, d.h. das Auspflanzen wird ebenso wie das Aussetzen von Tieren im Naturschutz heute sehr kritisch gesehen (Plachter 1991). Wesentliche Kritikpunkte sind:

- die genetische Konstitution (Herkunft) der ausgesetzten Individuen ist nicht ausreichend geprüft;
- eine gründliche wissenschaftliche Voruntersuchung mit Erfolgsprognose sowie eine Dokumentation des Verlaufs der Aussetzung unterbleibt;
- die Biozönosen werden einseitig manipuliert, um Erfolge zu erzielen;
- bei erkennbarer Erfolglosigkeit bzw.

bei Störungen in den betroffenen Ökosystemen werden die Vorhaben nicht abgebrochen.

Daher sollten sich ex-situ-Maßnahmen gerade in Naturschutzgebieten – aber nicht nur dort – auf extrem gefährdete Arten beschränken und möglichst nur mit autochthonen Herkünften durchgeführt werden.

Hierzu ein Beispiel aus dem heutigen Nationalpark „Niedersächsischer Harz“ (früheres Naturschutzgebiet „Oberharz“).

Die Zweifarbige Weide oder Brockenweide (*Salix bicolor* = *S. phyllicifolia*) ist als arktisch-alpines Florenelement vom Harz nur aus der Umgebung des Brockens bekannt geworden; spezielle Fundortsangaben auf der niedersächsischen und sachsen-anhaltischen Seite finden sich bei Peter (1901). Während der Entdecker, F. Ehrhardt, 1789 nur männliche Pflanzen als Herbarexemplare hinterlegte, haben Hampe (1861) und alle späteren Beobachter nur noch weibliche Sträucher gesehen. Damit dürfte seit mehr als 100 Jahren eine Samenvermehrung im Harz ausgeschlossen sein. 1962 war nur noch ein Exemplar von *S. bicolor* in der Nähe der Kläranlage des Brockenhotels bekannt, welches vermutlich 1980 bei Planierungsarbeiten vernichtet wurde. Stecklinge dieser Wildherkunft wurden seit 1962 im Botanischen Garten Halle, im Arktisch-Alpinen Garten in Chemnitz und seit 1986 auch im Neuen Botanischen Garten der Universität Göttingen weiter vermehrt. Unter fachlicher Beratung der Botanischen Gärten in Halle und Göttingen und nach Rücksprache und Information der zuständigen Naturschutzverwaltungen wurde aus den Stecklingen gezogenen Jungpflanzen zunächst (1986) im Schutzgarten an den Zeterklippen in unmittelbarer Nähe des Bockenmassivs (929 m N.N.), 1988 auch im Bereich des Abbegrabens bei Torfhaus (806 m N.N.), einem alten Fundort (Peter 1901) wieder ausgebracht. Die Entwicklung der Jungpflanzen läßt hoffen, daß es gelungen ist, daß genetische Material des letzten in Deutschland vorhandenen Exemplars nicht nur im Botanischen Garten, sondern auch wieder am natürlichen Standort zu erhalten. Diese ex-situ-Maßnahme erschien auch deshalb besonders dringend und notwendig, weil die Brockenweide eine eigenständige infraspezifische Sippe von *S. bicolor* darstellt (Ebel et al. 1982).

6. Offene Fragen

Aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes ergeben sich für die Erhaltung von Baum- und Straucharten in Schutzgebieten eine Reihe von Forschungsdefiziten:

1. Eine gezielte Erhaltung von Baum und Straucharten ist nur sinnvoll, wenn das Arteninventar, die demographische und genetische Struktur der zu erhaltenen Gehölzpopulationen in den Schutzgebieten bekannt sind. Dies ist jedoch zur Zeit nur in den wenigsten Fällen gegeben. Eine Inventarisierung der Schutzgebiete einschließlich der darin enthaltenen Ökosystemtypen ist aber auch im Hinblick auf ihre zukünftige Entwicklung notwendig. Für viele Schutzgebiete fehlen außerdem noch Erhaltungs- und Pflegekonzepte. Bei ihrer Aufstellung sind die Belange der Generhaltung stärker als bisher zu berücksichtigen. Dies gilt auch für die Kontrolle der getroffenen Maßnahmen.
2. Schutzgebiete erfüllen nur dann ihren Sinn, wenn sie so groß sind, daß die Populationen im Rahmen der natürlichen Fluktuationen vor dem Aussterben sicher sind und ihre genetische Variation und Identität bewahren können (Shaffer 1981). Für Gehölzarten gibt es bisher kaum verlässliche Angaben darüber, wie groß die Populationen mindestens sein müssen, um in diesem Sinne überleben zu können (minimum viable population). Angaben über den Flächenanspruch von Tierarten in bestimmten Waldökosystemen lassen sich sicher nicht auf die Mindestgröße für Baumpopulationen übertragen. Nach Runkle (1985) und Barden (1989) beträgt die Turnover-Rate bei Baumückenverjüngung in ungestörten Wäldern der gemäßigten Zone Nordamerikas 0,5-1%, d.h. erst ab 100-200 ha Größe finden sich Flächen eines Baumjahrganges, die zusammen 1 ha groß sind. Für die selbständige Entwicklung und für einen langfristig ausgeglichenen Flächenanteil aller Entwicklungsphasen hält Korpel (1995) nach seinen Erfahrungen in den Westkarpaten eine Minimumfläche von 30 ha für Buchen- und 40-60 ha für Fichtenurwälder für notwendig.
3. Mit der Größe der Schutzgebiete eng verbunden ist eine Kontroverse zweier Naturschutzstrategien, die unter den Begriffen SLOSS (= Single Large Or Several

Small) oder Segregations- und Integrationsmodell weltweit heftig diskutiert werden (vergl. u.a. Mader 1990, Blab 1992): Sollen einzelne, ausgesuchte und besonders wertvolle, große Flächen wirkungsvoll geschützt werden (Segregation) oder ist ein Schutz über eine Nutzungsextensivierung auf gesamter Flächen oder auf vielen Teilflächen in Kombination mit einem Biotopverbundsystem (Integration) für die Erhaltung der Arten sinnvoller. Auch hierzu fehlen konkrete Angaben zu den Notwendigkeiten bei der Erhaltung von Baum- und Straucharten.

4. Schließlich sollten die von der *BLAG Erhaltung forstlicher Genressourcen* (1989) aufgestellten Artenlisten im Hinblick auf die indigenen Arten und kritischen Sippen (*Populus*, *Salix*, *Sorbus*) überarbeitet und erweitert werden. Dringend notwendig ist eine Neufassung der Übersicht gefährdeter Straucharten. Zur Zeit sind darin sowohl niedrige Zwergsträucher (holzige Chamaephyten) als auch echte Sträucher (Nanophanerophyten) unterschiedlichster Standorte (u.a. auch Magerrasen) aufgelistet, was für die Erhaltung forstlicher Genressourcen in der Praxis eher verwirrend sein dürfte. Hier bietet sich auch eine enge Zusammenarbeit mit Floristen, Populationsökologen und Taxonomen an, die an der Floristischen Kartierung in Deutschland beteiligt sind (*Zentralstelle für die floristische Kartierung der Bundesrepublik Deutschland* (NORD) 1993).

Trotz der aufgezeigten Mängel und Einschränkungen bieten die vorhandenen Waldschutzgebiete in Form von Naturschutzgebieten, Nationalparks, besonders geschützten Biotopen, Biosphärenreservaten und Naturwaldreservaten bereits viele Möglichkeiten nicht nur zur Erhaltung und Erforschung von gefährdeten Baum- und Straucharten, sondern der forstlichen Genressourcen allgemein. Diese Möglichkeiten wurden bisher nur von der waldökologischen Forschung, dem Naturschutz und der Forstwirtschaft viel zu wenig genutzt.

Literatur

- Barden, L.S., 1989: Repeatability in forest gap research: Studies in the Great Smoky Mountains. — *Ecology* 70, 558-559.
- Blab, J., 1992: Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Na-

turschutz? Stellenwert, Möglichkeiten und Probleme verschiedener Naturschutzstrategien. — *Natur u. Landschaft* 67, 419-424.

- Böttcher, H., 1985: Wald-Naturschutzgebiet oder Naturwaldzelle — ein neuartiger Naturschutzkonflikt? — *Veröff. Naturk. Ver. Egge Weser* 8, 62-67.
- Bücking, W., 1982: Zur Vegetationsentwicklung in Waldschutzgebieten am Beispiel einiger der älteren Bannwälder Baden-Württembergs. — In: Mayer, H., (Hrsg.): *Urwald-Symposium Wien*, 101-120.
- Bücking, W., 1994: Ziele und Auswahl von Naturwaldreservaten in Deutschland. — *Allgem. Forstz.* 49, 561-562.
- Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Erhaltung forstlicher Genressourcen“, 1989: Konzept zur Erhaltung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland. — *Forst u. Holz* 44, 379-404.
- Döring-Mederake, U., 1991: Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland: Gliederung — Ökologie — Schutz. — *Scripta Geobotanica* 19: 122 S.
- Ebel, F., Rauschert, S., Kümmel, F. & H. Schmidt, 1982: Die Bedeutung der Botanischen Gärten für die Erhaltung gefährdeter und vom Aussterben bedrohter heimischer Pflanzenarten. — *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.* 22, 187-199.
- Ellenberg, H., 1991: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). — *Scripta Geobotanica* 18, 9-166.
- Erz, W., 1978: Probleme der Integration des Naturschutzgesetzes in Landnutzungsprogramme. TUB, Z. Techn. Univ. Berlin 10, 11-19.
- Falinski, J.B., 1986: Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. *Ecological studies in Bialowieza forest.* — *Geobotany* 8, 537 S.
- Falinski, J.B., 1988: Succession, regeneration and fluctuation in the Bialowieza Forest (NE Poland). — *Vegetatio* 77, 115-128.
- Greger, O., 1992: Erfassung von Relikten des autochthonen Fichtenvorkommens im Hochharz. — *Aus dem Walde* 44, 319 S.
- Griese, F., 1991: Kann man einen Naturwald wirklich schützen? — *NNA-Ber.* 4, 165-168.
- Griese, F., 1995: Zur Konkurrenz von Buche, Eiche und Fichte im Naturwald Totenberg. Ein Beispiel für das Luzulo-Fagetum des südniedersächsi-

- schen Berglandes. — Forstarchiv 66, 159-166.
- Haarmann, K.*, 1992: Schließung des Naturschutzgebietsarchivs in der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL). — Natur u. Landschaft 67, 74-75.
- Haarmann, K. & P. Pretscher*, 1988: Naturschutzgebiete in der Bundesrepublik Deutschland. 2. Aufl. — Kilda, Greven: 182 S.
- Haarmann, K. & P. Pretscher*, 1991: Beitrag zur historischen Entwicklung der Naturschutzgebiete. — Natur u. Landschaft 66, 250-251.
- Hampe, E.*, 1861: Betrachtungen über den jetzigen Bestand der Flora des Harzgebietes. — Ber. naturw. Ver. d. Harzes f. d. Jahre 1859-1860, 58-61.
- Henle, K. & G. Kaule* (Hrsg.), 1991: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. — Ber. ökol. Forschung 4, 435 S.
- Jedicke, E.*, 1990: Biotopverbund: Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. — Ulmer, Stuttgart: 254 S.
- Jedicke, E.*, 1992: Naturschutzgebiete in Deutschland. — Naturschutz u. Landschaftsplanung 4, 155-157.
- Kaule, G.*, 1991: Arten- und Biotopschutz. 2. Aufl. — Ulmer, Stuttgart: 519 S.
- Köpp, R.*, 1991: Untersuchungen zur Verjüngungsdynamik von *Taxus baccata* im Naturwaldreservat Eibenwald bei Göttingen. — Forstarchiv 62, 188-191.
- Korneck, D. & H. Sukopp*, 1988: Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. — Schriftenr. Vegetationskunde 19, 1-210.
- Korpel, S.*, 1995: Die Urwälder der Westkarpaten. — G. Fischer, Stuttgart, Jena, New York: 310 S.
- Korpel, S. & M. Saniga*, 1994: Die Eibe aus waldbaulicher und ertragskundlicher Sicht. — Schweiz. Z. Forstwes. 145, 927-941.
- Kowarik, I.*, 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. — Tuexenia 7, 53-67.
- Kowarik, I. & H. Sukopp*, 1986: Ökologische Folgen der Einführung neuer Pflanzenarten. — Gentechn. 10, 111-135.
- Leuthold, C.*, 1980: Die ökologische und pflanzensoziologische Stellung der Eibe (*Taxus baccata*) in der Schweiz. — Veröff. Geobot. Institut ETH Zürich 67, 217 S.
- Mader, H.-J.*, 1990: Die Isolation von Tier- und Pflanzenpopulationen als Aspekt einer europäischen Naturschutzstrategie. — Natur u. Landschaft 65, 9-12.
- Peter, A.*, 1901: Flora von Südhannover nebst den angrenzenden Gebieten. — Vandenhoeck u. Ruprecht, Göttingen: 323 S.
- Plachter, H.*, 1991: Naturschutz. — G. Fischer, Stuttgart: 463 S.
- Reichoff, L. & W. Böhnert*, 1991: Das Nationalparkprogramm der ehemaligen DDR. — Natur u. Landschaft 66, 195-203.
- Runkle, J.R.*, 1985: Disturbance regimes in temperate forests. — In: *Pickett, S.T.A. & P.S. White* (Eds.): The ecology of natural disturbances and patch dynamics, 17-33.
- Schmidt, W.*, 1993: Erhaltung von Arten in (Natur-)Schutzgebieten. — Forstarchiv 64, 51-57.
- Schmidt, W.*, 1995: Waldbodenpflanzen als Bioindikatoren niedersächsischer Naturwälder. — Forstarchiv 66, 150-158.
- Shaffer, M.L.*, 1981: Minimum population sizes for species conservation. — Bioscience 31, 131-134.
- Ständige Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland* (Hrsg.), 1995: Biosphärenreservate in Deutschland — Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 371 S.
- Stodte, G.*, 1991: Wo beginnt der Eingriff in Naturwälder durch Forschung — konkrete Zielkonflikte aus der Sicht einer Naturschutzbehörde. — NNA-Ber. 4, 113-115.
- Sukopp, H.*, 1971: Bewertung und Auswahl von Naturschutzgebieten. — Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz 6, 183-194.
- Thomas, A., Mrotzek, R. & W. Schmidt*, 1995: Biomonitoring in Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. — Angew. Landschaftsökologie 6, 156 S.
- Tönniessen, J.*, 1992: Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung — Projekt: Lüneburger Heide. — Natur u. Landschaft 67, 358-364.
- Wagenhoff, A.*, 1985: Altes und Neues über die Eibe im Plessewald. — Plesse-Archiv 21, 215-235.
- Wolf, G. & U. Bohn*, 1991: Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung. — Schriftenr. Vegetationskunde 21, 9-19.
- Zentralstelle für die floristische Kartierung der Bundesrepublik Deutschland (Nord)* (Hrsg.), 1993: Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. — Florist. Rundbr. Beih. 3, 1-448.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Wolfgang Schmidt
Georg-August-Universität Göttingen
Institut für Waldbau
Abt. I: Waldbau der gemäßigten Zonen
und Waldökologie
Büsgenweg 1
D-37077 Göttingen

Veröffentlichungen aus der NNA

Mittelungen aus der NNA *

1. Jahrgang (1990)

- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
 - Naturschutzpädagogik
 - Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbedingten Staubeintrag
 - Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyerser Moor
- Heft 4: Kunstausstellungskatalog „Integration“

2. Jahrgang (1991)

- Heft 1: Themenschwerpunkt
- Das Niedersächsische Moorschutzprogramm
 - eine Bilanz – 23./24. Oktober 1990 in Oldenburg
- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V
 - Synethie und Alloethie bei Anatiden
 - Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen
 - Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
 - Ergebnisse des „Beached Bird Survey“
- Heft 5: Themenschwerpunkte
- Naturschutz in der Raumplanung
 - Naturschutzpädagogische Angebote und ihre Nutzung durch Schulen
 - Extensive Nutztierhaltung
 - Wegraine wiederentdecken
 - Fledermäuse im NSG Lüneburger Heide
 - Untersuchungen von Rehwildpopulationen im Bereich der Lüneburger Heide
- 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: Themenschwerpunkte
- Allgemeiner Biotopschutz – Umsetzung des § 37 NNatG
 - Landschaftsplanung der Gemeinden
 - Bauleitplanung und Naturschutz
 - Natur produzieren – ein neues Produktionsprogramm für den Bauern
 - Ornithopoesie
 - Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna im Oberlauf der Böhme

4. Jahrgang (1993)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
 - Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
 - Die Zukunft des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide
- Sonderheft
„Einer trage des Anderen Last“ 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen
- Heft 2: Themenschwerpunkte
- 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: Themenschwerpunkte
- Vollzug der Eingriffsregelung
 - Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
 - Bauleitplanung und Naturschutz
- Heft 4: Themenschwerpunkte
- Naturschutz bei Planung, Bau u. Unterhaltung von Straßen
 - Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
 - Naturschutz in der Landwirtschaft
- Heft 5: Themenschwerpunkte
- Naturschutz in der Forstwirtschaft
 - Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald
- Heft 6: Themenschwerpunkte
- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
 - Normen und Naturschutz
 - Standortbestimmung im Naturschutz
 - Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

5. Jahrgang (1994)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Naturschutz als Aufgabe der Politik
 - Gentechnik und Naturschutz
- Heft 2: Themenschwerpunkte
- Naturschutzstationen in Niedersachsen
 - Maßnahmen zum Schutz von Hornissen, Hummeln und Wespen
 - Aktuelle Themen im Naturschutz und in der Landschaftspflege
- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Naturschutz am ehemaligen innerdeutschen Grenzstreifen
 - Militärische Übungsflächen und Naturschutz
 - Naturschutz in einer Zeit des Umbruchs
 - Naturschutz im Baugenehmigungsverfahren
- Heft 4: Themenschwerpunkte
- Perspektiven und Strategien der Fließgewässer-Revitalisierung
 - Die Anwendung von GIS im Naturschutz
 - Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Untersuchungen zur Fauna des Bauerngartens von Hof Möhr

6. Jahrgang (1995)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Zur Situation der Naturgüter Boden und Wasser in Niedersachsen
 - Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland
 - Nachwachsende Rohstoffe – letzter Ausweg oder letztes Gefecht
- Heft 2: Themenschwerpunkte
- Bauleitplanung und Naturschutz
 - Situation der unteren Naturschutzbehörden
 - Aktuelle Fragen zum Schutz von Wallhecken
- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Fördermaßnahmen der EU und Naturschutz
 - Strahlen und Türme – Mobilfunk und Naturschutz
 - Alleen – Verkehrshindernisse oder kulturelles Erbe

* *Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).*

Veröffentlichungen aus der NNA

Sonderheft

3. Landesausstellung – Natur im Städtebau, Duderstadt '94
Themenschwerpunkte
– Umweltbildung in Schule und Lehrerausbildung
– Landschaftspflege mit der Landwirtschaft
– Ökologisch orientierte Grünpflege an Straßenrändern

7. Jahrgang (1996)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
– Kooperation im Natur- und Umweltschutz zwischen Schule und öffentlichen Einrichtungen
– Umwelt- und Naturschutzbildung im Wattenmeer
Heft 2: Themenschwerpunkte
– Flurbereinigung und Naturschutz
– Bioindikatoren in der Luftreinhaltung

8. Jahrgang (1997)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
– Natur- und Landschaftserleben – Methodische Ansätze zur Inwertsetzung und Zielformulierung in der Landschaftsplanung
– Ökologische Ethik

NNA-Berichte *

Band 2 (1989)

- Heft 1: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Umweltschutz? · 70 Seiten
Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten

Band 3 (1990)

- Heft 1: Obstbäume in der Landschaft / Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten
Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 70 Seiten **Sonderheft** (vergriffen)

Band 5 (1992)

- Heft 1: Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten
Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektiven · 72 Seiten
Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 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
Heft 4: Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung · 80 Seiten

Band 8 (1995)

- Heft 1: Abwasserentsorgung im ländlichen Raum · 68 Seiten
Heft 2: Regeneration und Schutz von Feuchtgrünland · 129 Seiten

Band 9 (1996)

- Heft 1: Leitart Birkhuhn – Naturschutz auf militärischen Übungsflächen · 130 Seiten
Heft 2: Flächenstillegung und Extensivierung in der Agrarlandschaft – Auswirkungen auf die Agrarbiozönose · 73 Seiten
Heft 3: Standortplanung von Windenergieanlagen unter Berücksichtigung von Naturschutzaspekten · 54 Seiten

Band 10 (1997)

- Heft 1: Perspektiven im Naturschutz · 70 Seiten
Heft 2: Forstliche Generhaltung und Naturschutz · 57 Seiten

* *Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).*

