



Neuer Wald für die Natur

Naturschutzfachliche Anforderungen an
Waldneubegründungen für Ersatzmaßnahmen
Eigendynamische Entwicklung und Pflanzung,
Lichtungen und Waldränder

Georg Wilhelm

Hannover 2009

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1. Anforderungen des Naturschutzes an die Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme. 3	
1.1. Defizite der natürlichen biologischen Vielfalt und der Naturnähe in Wäldern	3
1.2. Optimierung der Naturschutzfunktion als Ziel bei der Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme	3
1.3. Anpflanzung von Wirtschaftswald als Ersatzmaßnahme?	4
2. Naturschutzdefizite im Wirtschaftswald und Konsequenzen für die Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme	5
2.1. Frühe, halboffene Waldentwicklungsphasen	5
2.2. Pioniergehölze	11
2.3. Regionaltypische Artenvielfalt und innerartliche Vielfalt der Gehölze	13
2.4. Anzahl, Verteilung und Wuchsformen der Bäume	16
2.5. Lückensystem, Lichtungen	18
2.6. Waldränder	19
2.7. Zufalls- und Standortmosaik	21
2.8. Stufigkeit und Altersstaffelung	21
2.9. Alt- und Totholz	22
2.10. Krautschicht, Einsaaten	23
2.11. Entwässerung	24
2.12. Fragmentierendes Wegenetz	25
2.13. Wildverbiss	25
2.14. Beweidung durch große Pflanzenfresser	28
3. Weitere Schutzgüter	29
3.1. Boden	29
3.2. Wasser	30
3.3. Klima, Luft	30
3.4. Landschaftsbild, Ästhetik	31
4. Wo ist die Neubegründung von Wald sinnvoll?	32
5. Weitere Fragen zur Kompensation bei Eingriffen in Wälder	34
5.1. Kompensation des Wertes "Alter"	34
5.2. Kompensation des Wertes "Zusammenhang/Vernetzung"	34
5.3. Kompensation indirekter Beeinträchtigungen	35
5.4. Wiedervernässung von Kompensationsflächen	35
5.5. Beseitigung nicht standortheimischer Bestockung als Kompensationsmaßnahme?	35
6. Literatur	36

Stand der Version: 22.02.2009

Alle Fotos: Georg Wilhelm

Zusammenfassung

1. Anforderungen des Naturschutzes an die Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme

Wo als Ersatzmaßnahmen für den Verlust von Waldflächen Wälder neu begründet werden sollen, ist eine tatsächlich qualitativ gleichwertige Kompensation in aller Regel nicht möglich. Es muss beim zukünftigen Wald aber angestrebt werden, das mögliche Optimum seines Wertes für den Naturschutz zu erreichen. Da der durchschnittliche wirtschaftlich genutzte Wald in dieser Hinsicht deutliche Defizite aufweist, kann er hier kein Leitbild sein (Pkt. 1.1, 1.2).

Ziel der Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme muss das Erhalten der biologischen Vielfalt und das Zulassen von natürlichen dynamischen Prozessen sein. Forstliche Eingriffe und Nutzungen sind hier nur sinnvoll und vertretbar, wenn Lebensgemeinschaften gezielt gefördert werden sollen, die an selten gewordene Waldnutzungsformen gebunden sind, z.B. Niederwald, Mittelwald oder Hutewald. Soweit solche speziellen Entwicklungsziele fehlen, wären ausschließlich günstige Ausgangsbedingungen für eine eigendynamische Entwicklung der Flächen ohne Pflege- und Nutzungseingriffe zu schaffen (Pkt. 1.3).

Außer auf Ersatzmaßnahmen sind die folgenden Anforderungen auch auf andere Fälle anwendbar, bei denen Naturschutzziele Vorrang haben müssen, zum Beispiel bei der Neubegründung von Wald in Naturschutzgebieten.

2. Naturschutzdefizite im Wirtschaftswald und Konsequenzen für die Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme

Beim Schaffen der Ausgangsbedingungen sollten verbreitete Defizite der wirtschaftlich genutzten Wälder und der typischen Aufforstungen bewusst vermieden werden. Das bedeutet im Regelfall:

- Bewaldung über Sukzession; Anpflanzungen nur als Initialpflanzung. Mindestens 50 % der Fläche ohne jede Bepflanzung (Pkt. 2.1, 2.5, 2.7, 2.8).

- Bei günstigen Voraussetzungen, insbesondere beim Vorkommen regionaltypischer Gehölzbestände in der Nähe, auch reine Sukzession ohne Initialpflanzung; auf bisherigen Äckern nach der letzten Ernte einmalige Bodenbearbeitung auf Teilflächen als "Starthilfe" (Pkt. 2.1, 2.3).
- Initialpflanzung mit maximal 100 Baumpflanzen pro Hektar auf den bepflanzten Teilflächen (Pkt. 2.4).
- Unregelmäßige Pflanzung, punktuell oder in Gruppen mit wechselnder Dichte, ohne starres Pflanzschema (Pkt. 2.4).
- Pflanzung vorwiegend von Pioniergehölzen einschließlich der Eichen und der Dornsträucher (Pkt. 2.2, 2.9).
- Verwendung von Pflanzgut gebietsheimischer Herkunft (Pkt. 2.3).
- Möglichst dauerhaftes Freihalten von blütenreichen Lichtungen im Wald, von Krautsäumen am Waldrand und von vorgelagerten Offenlandlebensräumen wie Wiesen, Weiden oder Brachen; ansonsten kein Zurückdrängen spontan aufkommender Vegetation (außer ggf. aufkommende standortfremde Bäume) (Pkt. 2.5, 2.1, 2.6).
- An Waldrändern Förderung von abwechslungsreichen und geschwungenen Strukturen mit Gehölzbuchten und -inseln durch sparsame Initialpflanzung (Pkt. 2.6).
- Keine Jungwuchspflege, Durchforstung oder Holznutzung (Pkt. 2.4).
- Gegebenenfalls Einbringen ungeschredderter Kronenteile, Stämme und Stubben von der Eingriffsfläche; beim Vorkommen standorttypischer Sträucher und stockausschlagsfähiger jüngerer Bäume sollte versucht werden, die Stubben zu verpflanzen (Pkt. 2.9).
- Ausschaltung aller Entwässerungseinrichtungen auf den Waldneubegründungsflächen (Pkt. 2.11).
- Keine innere Erschließung durch Wege oder Rückegassen (Pkt. 2.12).
- Keine Zwischeneinsaaten in den Pflanzflächen und keine Landschaftsraseneinsaaten

an den Waldrändern; Initialeinsaaten von Wildkräutern nur ggf. durch Boden von der Eingriffsfläche, in der Umgebung gesammeltes Saatgut (z.B. Heumulch) oder Saatgut aus regionaler Herkunft (Pkt. 2.10).

- Je nach örtlicher Situation möglichst Verzicht auf Zäunung (stattdessen gar kein Wildschutz oder ggf. Einzelbaumschutz, Schutz durch Astwerk). Bei Zäunung nur Holzgatter, keine Drahtzäune (Pkt. 2.13).
- Wo es möglich ist, Einbinden der Waldneubegründungsfläche in Naturentwicklungsgebiete mit ganzjährigem Einsatz von großen Weidetieren (Pkt. 2.14).

3. Weitere Schutzgüter

Außer für das Schutzgut "Arten und Lebensgemeinschaften" ist die Neubegründung von Wald, wie sie hier beschrieben ist, auch in Hinblick auf die Schutzgüter "Boden", "Wasser", "Klima/Luft" und "Landschaftsbild" herkömmlichen Aufforstungen überlegen oder ebenbürtig. (Pkt. 3)

4. Wo ist die Neubegründung von Wald sinnvoll?

Geeignete Flächen für die Neubegründung von Wald sind Äcker und jüngere Ackerbrachen mittlerer Standorte in Landschaftsräumen mit geringem oder durchschnittlichem Waldanteil und ohne angrenzende hochwertige Biotope. In allen anderen Fällen ist die Begründung von Wald als Ersatzmaßnahme problematisch und jedenfalls nur vertretbar, wenn Artenausstattung und Potential der Fläche sowie die Auswirkungen der Maßnahmen vorab untersucht werden.

Fast immer abzulehnen ist die Neubegründung von Wald auf Grünland, auch wenn es in scheinbar artenarmen und intensiv genutzten Ausprägungen vorliegt. Nicht in Betracht kommen meist auch Extremstandorte (nasse oder wiedervernässbare Standorte, extrem trockene Standorte und extrem nährstoffarme Standorte), unabhängig von der aktuellen Wertigkeit der Biotope. Dies gilt speziell auch für Bodenabbauflächen, die praktisch immer solche Standorte aufweisen. Die Neubegründung von Wald darf auch nicht vor wertvollen Waldrän-

dern (artenreiche Waldränder, historisch alte Waldränder, Waldränder mit alten, breitkronigen, tiefbeasteten Randbäumen) stattfinden. Auszunehmen sind ebenfalls alle Offenlandflächen im Wald und Buchten im Waldrand (Pkt. 4).

5. Weitere Fragen zur Kompensation bei Eingriffen in Wälder

Da mit der Neubegründung von Wald nicht das Qualitätsmerkmal "Alter" kompensiert werden kann, müssen zusätzlich auf einer bestehenden geeigneten Waldfläche der Bestand bzw. alle alten und starken Bäume aus der Nutzung genommen werden (Pkt. 5.1).

Eigenständig zu kompensieren sind auch Zerschneidungseffekte und andere indirekte Beeinträchtigungen (Pkt. 5.2, 5.3).

Soweit die Kompensationsfläche entwässert ist, sind die Möglichkeiten für die Wiedervernässung in der landschaftspflegerischen Begleitplanung abzuklären (Pkt. 5.4).

Die Beseitigung von nicht standortheimischer Bestockung oder ihr Unterbau mit standortheimischen Arten ist "gute fachliche Praxis", die nicht als Kompensationsmaßnahme angerechnet werden kann (Pkt. 5.5).

1. Anforderungen des Naturschutzes an die Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme

1.1. Defizite der natürlichen biologischen Vielfalt und der Naturnähe in Wäldern

Deutschland ist zu rund 30 Prozent, Niedersachsen zu rund 23 Prozent bewaldet. Im Gegensatz zu allen anderen naturnahen Formationen sind Wälder somit noch vergleichsweise weit verbreitet und haben in den letzten hundert Jahren sogar insgesamt zugenommen (MELF 1999, BML 2000). Trotzdem steht es um die natürliche biologische Vielfalt im Wald nicht gut. So sind 43 % der Blüten- und Farnpflanzen der Wälder in Niedersachsen als gefährdet oder ausgestorben auf der Roten Liste verzeichnet (GARVE 2004, KORNECK & SUKOPP 1988; eigene Auswertung). Nicht besser sieht es bei der Tierwelt aus. Zum Beispiel sind in Niedersachsen 68 % der Tagfalter der Wälder und ihrer Übergangsbereiche gefährdet oder ausgestorben (LOBENSTEIN 2003, SETTELE & REINHARDT 1999; eigene Auswertung). Noch deutlicher ist ein Blick auf die Lebensgemeinschaften. Von den schutzwürdigen Biotoptypen der Wälder sind in Niedersachsen 81 % gefährdet, beeinträchtigt oder ausgestorben (DRACHENFELS 1996).

Zwar spielen großräumige Einflüsse wie Immissionen und Klimawandel bei diesem Rückgang der biologischen Vielfalt eine wichtige Rolle. Die Verarmung unserer Wälder hat ihre Ursache aber auch in der alltäglichen Praxis, wie sie begründet, gepflegt und genutzt werden, also im Waldbau. Dabei ist zu betonen, dass viele Förster und Waldbesitzer sich, trotz immer härterer wirtschaftlicher Zwänge, in ihrem Bereich sehr für den Naturschutz engagieren. Von der Realität widerlegt ist aber die Vorstellung ("Kielwassertheorie"), wonach die ordnungsgemäße Forstwirtschaft quasi automatisch auch die Naturschutzziele erfüllt (SCHERZINGER 1996).

Neben der Erhaltung der natürlichen Vielfalt an Arten und Lebensgemeinschaften gewinnen im Naturschutz, vor allem im Waldnaturschutz, auch zunehmend die Ziele des Prozessschutzes an Bedeutung (STURM 1993, PLACHTER 1996). Damit ist gemeint, dass Ökosysteme

sich natürlicherweise dynamisch verändern und dass das vom Menschen nicht direkt gelenkte Naturgeschehen einen Eigenwert besitzt. Der Ablauf der natürlichen Prozesse stellt also selbst ein Schutzziel dar. Auch unter dem Aspekt des Prozessschutzes ist die Naturnähe der meisten unserer Wälder eingeschränkt. In allen forstwirtschaftlich genutzten Wäldern wird mit regelmäßigen Pflege- und Nutzungseingriffen mehr oder weniger in die natürliche Dynamik eingegriffen, oft sogar gegen die natürliche Dynamik angekämpft.

Der durchschnittliche wirtschaftlich genutzte Wald weist deutliche Defizite bei der natürlichen biologischen Vielfalt und bei der Naturnähe auf. Das bloße Vorhandensein von Wald reicht nicht aus, um die Naturschutzziele im Wald zu erreichen.

1.2. Optimierung der Naturschutzfunktion als Ziel bei der Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme

Wo Wälder neu begründet werden, sollten solche Defizite von vornherein vermieden werden. Dies gilt ganz besonders dort, wo für die Neubegründung von Wald naturschutzrechtliche Verpflichtungen bestehen, vor allem bei Ersatzmaßnahmen, wo sie aus Naturschutzmitteln gefördert werden oder wo aus anderen Gründen Naturschutzziele Vorrang haben müssen, zum Beispiel bei der Neubegründung von Wald in Naturschutzgebieten.

Gerade bei Wäldern stößt die juristische Konstruktion der Ersatzmaßnahme an naturschutzfachliche Grenzen. Mit Ersatzmaßnahmen sollen die zerstörten Funktionen und Werte des Naturhaushalts in ähnlicher Art und Weise wiederhergestellt (§ 12 Abs. 1 N NatG) bzw. in gleichwertiger Weise ersetzt werden (§ 19 Abs. 2 B NatSchG). Ein Wald mit z.B. 100jährigen Bäumen kann aber in heute planbaren Zeiträumen nicht gleichwertig neu "angelegt" werden. Das Gleiche gilt auch dann, wenn die Baumindividuen zwar jung sind, sie sich aber auf Standorten befinden, die schon sehr lange von Wald bedeckt waren. Solche "historisch alten Waldstandorte" weisen in der Regel eine Vielzahl an lebensraumtypischen Arten auf, die auf

Waldflächen und an Waldrändern fehlen, welche erst in den letzten hundert Jahren begründet wurden (SSYMANK 1994, ZACHARIAS 1994, ZACHARIAS 1993, ZACHARIAS 1996, WULF 1993, WULF 1994, WULF & KELM 1994) und die deshalb voraussichtlich auch auf heute neu begründeten Waldflächen für lange Zeit - möglicherweise für immer - fehlen werden. Bei hohem Baumalter oder historisch alten Waldstandorten sind Eingriffe in den Waldbestand deshalb nicht ausgleichbar. Der Eingriff wird in den meisten dieser Fälle nicht zulässig sein (§ 11 NNatG).

Allgemein ist nach der Zerstörung auch von weniger alten Waldflächen, wenn es sich nicht um neu angelegte Aufforstungen handelt, die Entwicklung gleichwertiger Waldbestände zeitnah ausgeschlossen. Aus der gesetzlichen Anforderung, die zerstörten Funktionen und Werte des Naturhaushaltes gleichwertig zu ersetzen, ergibt sich aber, dass der qualitative Wertverlust zumindest so gering wie möglich zu halten ist.

Wo als Ersatzmaßnahmen für den Verlust von Waldflächen Wälder neu begründet werden sollen, ist eine tatsächlich qualitativ gleichwertige Kompensation in aller Regel nicht möglich. Es muss beim zukünftigen Wald aber angestrebt werden, das mögliche Optimum seines Wertes für den Naturschutz zu erreichen.

1.3. Anpflanzung von Wirtschaftswald als Ersatzmaßnahme?

Ein Blick auf die existierenden Aufforstungen im Rahmen von Ersatzmaßnahmen zeigt jedoch, dass der Vorrang der Naturschutzfunktion nur selten verwirklicht ist. Faktisch sind Aufforstungen, die in erster Linie Naturschutzzielen dienen sollen, kaum von Aufforstungen zu unterscheiden, bei denen wirtschaftliche Gesichtspunkte im Vordergrund stehen. Eine spätere Holznutzung wird meist auch stillschweigend vorausgesetzt.

Ziele von Waldneubegründungen, die als Ersatzmaßnahmen nötig werden, müssen aber die Erhaltung der biologischen Vielfalt und das Zulassen von natürlichen dynamischen Pro-

zessen sein. Forstliche Pflege- und Nutzungseingriffe sollten deshalb nur stattfinden, wo sie zur Erhaltung der biologischen Vielfalt nötig sind. Sie können insbesondere sinnvoll sein, wenn Lebensgemeinschaften gefördert werden sollen, die an selten gewordene Strukturen gebunden sind, wie sie auch durch historische Waldnutzungsformen (z.B. Niederwald, Mittelwald, Hutewald) entstanden sind. Soweit solche speziellen Entwicklungsziele fehlen, stört jeder Eingriff nur die natürlichen dynamischen Prozesse und beeinträchtigt die Naturschutzfunktion der Kompensationsfläche. "Die Naturschutzfunktion des Waldes wird nicht mehr am Tempo der Wiederaufforstung (...) gemessen, sondern vorwiegend an ihrem Beitrag zur Wahrung der Naturnähe, der Sicherung natürlicher Abläufe, der Integration von Pioniervegetation und Naturverjüngung in möglichst wenig gelenkter Sukzession" (SCHERZINGER 1996). Diese Ziele können optimal auf nutzungsfreien Flächen erreicht werden. Von den genannten Spezialfällen abgesehen sollten bei der Neuentwicklung von Wald, der Naturschutzzielen dient, ausschließlich günstige Ausgangsbedingungen für eine eigendynamische Entwicklung ohne Pflege- und Nutzungseingriffe geschaffen werden.

Dies ist kein Widerspruch zur Gleichrangigkeit der Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktion des Waldes, wie sie in den Waldgesetzen (§ 1 Nr. 1 BWaldG, § 1 Abs. 1 NWaldLG) formuliert wird. Die Funktion des Waldes als Holzlieferant ist grundsätzlich eine berechtigte Anforderung. Für den größten Teil der Waldflächen ist daher eine naturgemäße Bewirtschaftung anzustreben, die allen Waldfunktionen gleichzeitig gerecht wird. Allerdings können in bewirtschafteten Wäldern nicht alle Naturschutzziele verwirklicht werden, so dass eine Ergänzung durch nutzungsfreie Waldflächen erforderlich ist, in denen von Menschen nicht gelenkte Entwicklungsprozesse ablaufen. Dazu ist nicht nur die Ausweisung solcher nutzungsfreier Flächen im Bereich reifer Waldökosysteme, sondern auch bei jungen Entwicklungsstadien des Waldes nötig, wie sie im Rahmen von Ersatzmaßnahmen entstehen können.

Das "Niedersächsische Gesetz über den Wald und die Landschaftsordnung" sieht ausdrück-

lich die Möglichkeit vor, Waldflächen der "eigendynamischen Entwicklung" zu überlassen (§ 11 Abs. 3 NWaldLG). Das Niedersächsische Landschaftsprogramm als Naturschutzfachplanung des Landes betont, dass Wälder, anders als Kulturökosysteme, im Grundsatz keine Nutzung und Pflege benötigen und dass sich hieraus besondere Chancen ergeben: "Der Anteil von naturraumtypischen Wäldern ohne forstliche Nutzung soll vermehrt werden. ... Sie repräsentieren in besonderem Maße die naturraumtypische Artenvielfalt und Eigenart der Landschaft. Solche Bestände können weitgehend sich selbst überlassen bleiben" (NMELF 1989).

Bei der Forderung, bei der Neubegründung von Wald für den Naturschutz in der Regel auf forstliche Eingriffe und Nutzungen zu verzichten, geht es weniger um die Holznutzung nach hundert Jahren. Ob sich spätere Generationen wirklich an heutige Festlegungen zur Nutzung oder Nicht-Nutzung von Wäldern halten werden, kann niemand sagen. Für die Situation in überschaubaren Zeiträumen ist aber entscheidend, dass bei der Art der Waldneubegründung nicht der eingriffsintensive Wirtschaftswald Leitbild ist. Leitbild sollten vielmehr Waldökosysteme sein, die sich ohne Eingriffe in die natürliche Dynamik arten- und strukturreich entwickeln. Insbesondere sollten hier naturschutzfachliche Defizite der wirtschaftlich genutzten Wälder und der typischen Aufforstungen bewusst vermieden werden. Dies soll im Folgenden näher ausgeführt werden.

Ziel von Waldneubegründungen als Ersatzmaßnahmen muss das Erhalten der biologischen Vielfalt und das Zulassen von natürlichen dynamischen Prozessen sein. Forstliche Eingriffe und Nutzungen sind hier nur sinnvoll und vertretbar, wenn Lebensgemeinschaften gezielt gefördert werden sol-

len, die an selten gewordene Waldnutzungsformen gebunden sind, z.B. Niederwald, Mittelwald oder Hutewald. Soweit solche speziellen Entwicklungsziele fehlen, wären ausschließlich günstige Ausgangsbedingungen für eine eigendynamische Entwicklung der Flächen ohne Pflege- und Nutzungseingriffe zu schaffen.

2. Naturschutzdefizite im Wirtschaftswald und Konsequenzen für die Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme

2.1. Frühe, halboffene Waldentwicklungsphasen

Untersuchungen in europäischen Urwaldresten weisen darauf hin, dass natürliche Wälder eine Abfolge verschiedener Waldentwicklungsphasen zeigen (LEIBUNDGUT 1981, REMMERT 1991). Wo in Wäldern große Kahlfelder ent-

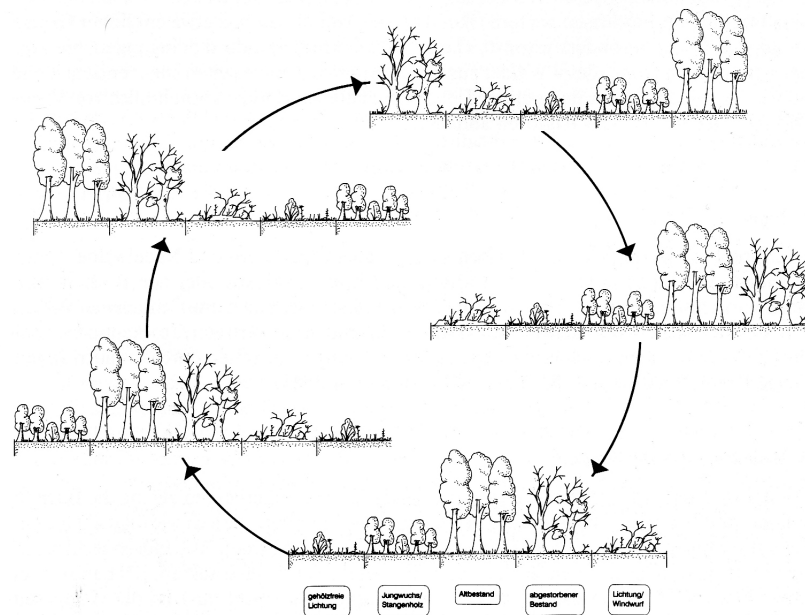


Abb. 1: Da Waldentwicklungsphasen natürlicher Wälder nicht synchron verlaufen, können alle Phasen gleichzeitig nebeneinander vertreten sein (BLAB 1993).

standen sind, etwa durch Katastrophen wie Windbruch, Eisbruch oder Waldbrand, siedelt sich vielfach zunächst eine Schlagflur aus Kräutern, Stauden, Gräsern, Sträuchern und Lichtbaumarten an. Die Lichtbaumarten können sich dann zu einem Anfangswald entwickeln.

Der Schutz des Anfangswaldes ermöglicht es Jungpflanzen der Schattenbaumarten, sich einzufinden; sie können aber auch von Anfang an etabliert sein. Die Schattenbaumarten wachsen weiter zu einem Schlusswald heran, der bei ungestörter Entwicklung nach einer Optimalphase in die Altersphase kommt.

In welchem Ausmaß krautige Stadien und Pionierwälder im Zyklus der in Mitteleuropa vorherrschenden Buchenwälder von Natur aus eine Rolle spielen würden, ist umstritten. Einiges deutet darauf hin, dass die Regeneration dieser Wälder meist in kleineren Bestandslücken stattfinden würde, die durch Umstürzen einzelner Bäume entstehen und kaum Raum für Schlagflora und Pionierbäume bieten (ELLENBERG 1996, SCHMIDT 1998a). Allerdings stützen sich die entsprechenden Beobachtungen und Versuche vor allem auf Flächen, in denen mit Wildschutzzäunen der Einfluss von größeren Pflanzenfressern ausgeschaltet wurde. Bei der Förderung früher, halboffener Waldentwicklungsphasen wird Pflanzenfressern aber im Allgemeinen eine Schlüsselrolle zugewiesen. Unstrittig ist jedenfalls, dass auch im Buchenwald vor allem auf großen Störungsflächen, wie sie etwa durch Windwurf entstehen, Pionierarten einen je nach Standort mehr oder weniger wesentlichen Anteil an der Vegetation erreichen (ELLENBERG 1996, KOMPA & SCHMIDT 2003). Waldentwicklungsphasen mit Schlagflora und Pionierbäumen gehören daher, mit welchen Flächenanteilen und Ausprägungen auch immer, zu natürlichen Waldökosystemen.

Unter diesem Aspekt sind unsere wirtschaftlich genutzten Wälder nicht naturnah, denn wesentliche Waldentwicklungsphasen sind hier nicht repräsentiert. Da die Bäume im Wirtschaftswald nicht ihr natürliches Alter erreichen dürfen, sondern in aller Regel weit früher gefällt werden, fehlen Waldbestände, die der Alters- und Zerfallsphase mit ihren artenreichen Lebensgemeinschaften entsprechen. Möglichst weitgehend übersprungen wird aber auch die "Kindheitsphase" vieler Wälder mit Schlagfluren aus Stauden, Gräsern, Sträuchern und Lichtbaumarten. Nach Kahlschlägen im Wald und bei Erstaufforstungen auf freiem Feld werden die Arten der Schlagfluren durch dichte Baum-

pflanzungen, Einsaaten zur Unterdrückung der Krautvegetation, Mahd, Herausschlagen der Pioniergehölze oder sogar mit Herbiziden ausgeschaltet. Der Verbiss durch das Schalenwild, der halboffene Bedingungen eine Zeitlang erhält, wird durch Zäunung abgehalten. Ziel ist es, möglichst schnell den Kronenschluss von Baumarten der Schlusswaldgesellschaft zu erreichen.

Immerhin ist einzuräumen, dass Waldflächen nach Kahlschlägen trotz dieser Eingriffe zur Jungwuchspflege zumindest für einen Teil der Artengemeinschaften besonderer Waldentwicklungsphasen Lebensraum bieten. Der Trend



Abb. 2: Aufforstung mit Vogel-Kirschen auf dem Kronsberg/Hannover. Die Aufforstungen waren Ersatzmaßnahmen für den Bau des neuen Stadtteils Kronsberg und wurden als Teil eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E-Vorhaben) vom Bundesamt für Naturschutz mitfinanziert.

Durch dichte, schematische Pflanzraster können sich Lebensgemeinschaften der Schlagfluren kaum entwickeln. Das Ergebnis ist ein frühzeitiger Kronenschluss und ein struktur- und artenarmes Stangenholz.

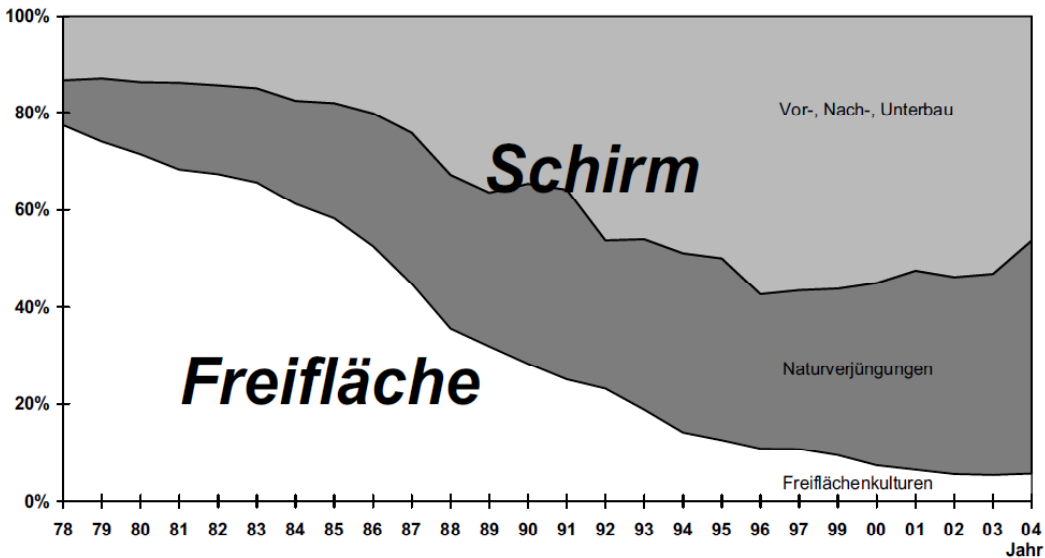


Abb. 3: Entwicklung der Waldverjüngungsfläche im niedersächsischen Landeswald (NML 2005). Bis in die achtziger Jahre dominierten Freiflächenkulturen, in der Regel nach vorherigem Kahlschlag. Unter anderem aus ökologischen Gründen erfolgte eine Hinwendung zur künstlichen Verjüngung unter dem Schirm alter Bäume und zur Naturverjüngung. Die Kehrseite dieser Tendenz in Richtung auf ein Dauerwaldkonzept ist das "Herausdunkeln" der Lebensgemeinschaften besonnener Pionierstadien.

geht allerdings wegen seiner erheblichen negativen Effekte auf den Lebensraum Wald von der Kahlschlagsbewirtschaftung weg. Das Bundesnaturschutzgesetz setzt das Ziel, Wälder ohne Kahlschläge zu bewirtschaften (§ 5 Abs. 5 BNatSchG); in Niedersachsen sind Kahlschläge genehmigungspflichtig und nur noch mit gesetzlichen Einschränkungen erlaubt (§ 12 NWaldLG); nach den Richtlinien von FSC, der internationalen Organisation zur Zertifizierung nachhaltiger Forstwirtschaft, sind sie weitgehend verboten. Bei kleinflächiger Holznutzung sind die Lücken im Kronendach für das Auftreten lichtliebender Pionierarten aber zu klein.

Der weitgehende Ausfall früher, halboffener Waldsukzessionsstadien ist aus Naturschutzsicht nachteilig, weil diese Stadien besonders reich an speziell angepassten Tierarten sind. In Schleswig-Holstein zum Beispiel kommen hier fast 200 der landesweit gut 500 Stechimmenarten vor. Insgesamt gehören Waldlichtungen, auf denen die natürliche Sukzession stattfinden kann, zu den ökologisch vielseitigsten Ökosystemen mit der wohl absolut größten Artenzahl aller Ökosystemtypen (HEYDEMANN 1997). Hier

besteht eine Parallele zwischen der Fauna der beiden Extreme im natürlichen Wald, nämlich den Bewohnern von Uraltbäumen und von Katastrophenlichtungen. "Beide Tiergesellschaften sind durch

hohe Diversität und/oder eine hohe Anzahl von Rote-Liste-Arten gekennzeichnet" (SCHERZINGER 1996). Dagegen ist die stark beschattete Optimalphase des Waldes deutlich artenärmer.

Eine besondere Bedeutung für die Fauna zeichnet nicht nur die frühen Sukzessionsstadien in bereits bestehendem Wald, sondern auch die Ansiedlungsphase des Waldes auf bisherigen Äckern aus. Gleich nach dem Brachfallen nimmt die Individuenzahl von Wirbellosen und Kleinsäugetern schlagartig zu, zum Beispiel bei Laufkäfern und Spinnen (TEICHMANN 1998) und bei Schmetterlingen (ERHARDT 1985). Damit verbreitert sich die Nahrungsbasis für Vögel, Fledermäuse, Mittelsäuger, Amphibien und Reptilien (RINGLER 1995).

Wenn Wälder im Rahmen von Ersatzmaßnahmen oder anderer Naturschutzplanungen neu begründet werden, muss deshalb die Chance genutzt werden, hier natürliche, weitgehend ungestörte Sukzessionsprozesse zuzulassen. Frühe, halboffene Sukzessionsstadien, wie sie bei der Neubegründung von Wald etwa auf Ackerböden entstehen, sind zwar nicht mit solchen Stadien in natürlichen Wäldern gleichzusetzen, können aber in ihrer Struktur und teilweise im Arteninventar Ähnlichkeiten aufweisen. Es ergibt aus Naturschutzsicht keinen Sinn, diese besonders wertvolle Phase auszuschalten oder zu verkürzen, um vorzeitig die relativ artenarme und in den Wirtschaftswäldern überproportional repräsentierte Stangenholzphase zu erreichen.

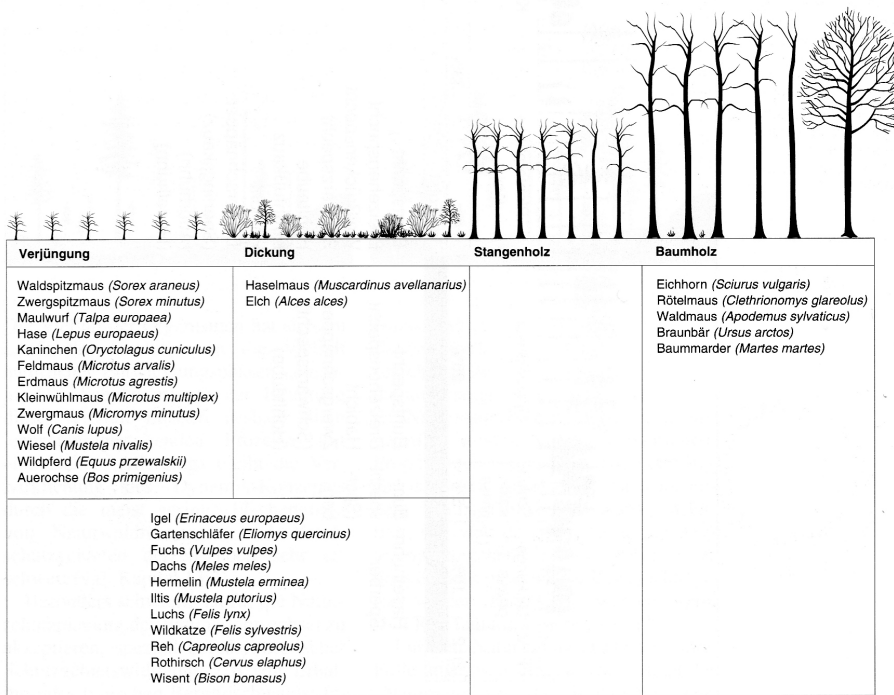


Abb. 4: In den frühen, halboffenen Waldentwicklungsphasen hat der größte Teil der (potentiellen) Säugetierfauna sein Optimum (SCHERZINGER 1996).

Auf unbewaldeten Flächen, die weitgehend der natürlichen Sukzession überlassen blieben, lässt sich beobachten, dass sich ohne Ansaaten oder Anpflanzungen eine artenreiche Vegetation mit einem vielschichtig strukturierten Gehölzbestand entwickeln kann.

Diese Wälder zeigen meist eine große Vielfalt an Wuchsformen, Wechsel zwischen dichten und lockeren Bereichen, hohe Anteile an Pioniergehölzen und stellenweise dichten Unterwuchs.

Der Ablauf von Sukzessionen auf vorher landwirtschaftlich genutzten Flächen ist in der Literatur vielfach beschrieben worden (Literatur bei ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1994, AMMER & PREEN 1997, REIF 1997). Meist wurden die Vorgänge aus der Rückschau rekonstruiert und nur selten über lange Zeiträume kontinuierlich dokumentiert. Eine Ausnahme ist der Sukzessionsversuch auf ehemaligen Ackerflächen im Neuen Botanischen Garten der Universität Göttingen (SCHMIDT 1998b).

Ein anderes gut untersuchtes Beispiel der Sukzession auf ehemaligen Ackerflächen ist das Naturschutzgebiet "Kühkopf-Knoblochsaue" am nördlichen Oberrhein (BAUMGÄRTEL & GRÜNE-

KLEE 2002). In dem Gebiet sind 1983 93 Hektar Ackerflächen der ungestörten Sukzession überlassen worden (auf weiteren 55,5 Hektar Initialpflanzung und anschließende Sukzession). Die Sukzessionsflächen sind heute vielfältig und strukturreich. Bereiche mit hoher Dominanz der Weichhölzer wechseln mit eschen- oder eichenreichen Parzellen. Ebenso wechseln baumreiche Partien mit solchen, auf denen Sträucher oder Gräser dominant sind. "Es entwickeln sich struktur- und artenreiche Biozöosen, die dem Leitbild eines Naturschutzes ohne Nutzungsoption in vollem Umfang entsprechen."

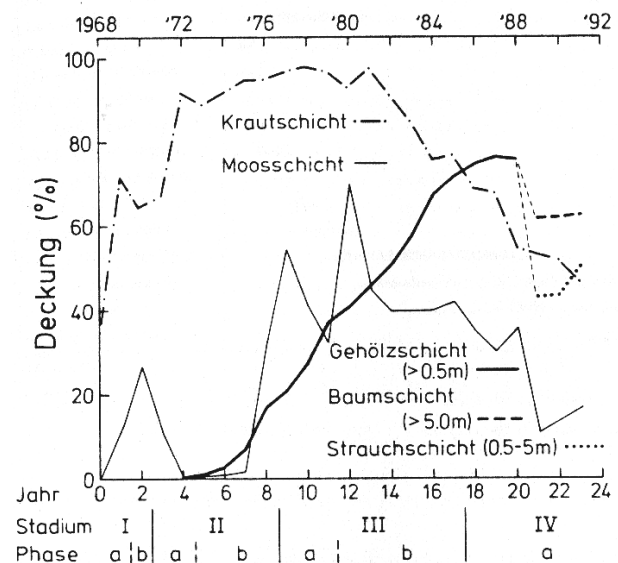


Abb. 5: Veränderung des Deckungsgrads von Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht bei ungestörter Brachacker-Sukzession im Göttinger Sukzessionsversuch. Obwohl sich von Anfang an Gehölzarten angesiedelt hatten, wuchs ihr Anteil am Deckungsgrad nur allmählich. Der unter dem Aspekt des Strukturreichtums besonders wertvolle halboffene Zustand blieb daher erheblich länger als bei einer künstlichen Aufforstung erhalten. Nach 30 Jahren hat sich hier ein Vorwald mit bis zu 20 m hohen Bäumen und einer ausgeprägten Strauchschicht entwickelt, der floristisch deutlich artenreicher als standörtlich vergleichbare Säume und Wälder ist (SCHMIDT 1998b).



Abb. 6: Spontan entstandener, struktur- und artenreicher Vorwald im ehemaligen „Todesstreifen“ bei Salzwedel/ Sachsen-Anhalt

Allerdings findet auf brachgefallenen landwirtschaftlichen Flächen nicht zwangsläufig eine vielfältige Gehölzsukzession statt. Untersuchungen zur Sukzession auf Brachen ergaben folgende Ergebnisse (u.a. HARD 1976; weitere Literatur bei ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1994, AMMER & PREEN 1997, REIF 1997):

- Soweit sich gleich nach dem Brachfallen eines Ackers in größerem Umfang Gehölze ansiedeln, handelt es sich vor allem um Lichthölzer, die ihre Samen durch Wind verbreiten. Nach verschiedenen Untersuchungen können windfrüchtige Bäume für eine erfolgreiche Etablierung nicht mehr als 80 bis 500 m überbrücken (SCHERZINGER 1996). Da der Invasionsdruck mit dem Quadrat der Entfernung zur Samenquelle abnimmt (TÜXEN 1973), können die Gehölze im Nahbereich auf offenem Boden massenhaft aufkommen, während sich auf den größeren Distanzen die Pflanzen meist nur noch vereinzelt ansiedeln.
- Gehölze, die ihre Samen durch Tiere verbreiten lassen, überwinden größere Strecken. So transportieren Eichelhäher im Jahr mehrere tausend Eicheln bis zu 5 Kilometer weit (GNUTZ VON BLOTZHEIM 1993); fruchtfressende Zugvögel verbreiten Samen noch über bedeutend weitere Distanzen. Zwei Drittel der mitteleuropäischen Baumarten sind aber auf Windverbreitung angewiesen.
- Eine Invasion windfrüchtiger Gehölze hat meist nur wenige (ca. 4) Jahre nach dem Brachfallen des Ackers Erfolg. Dann haben ausdauernde Stauden oder Gräser die ein- und zweijährigen Arten weitgehend abgelöst. Sie halten den Wurzelraum besetzt, so dass neu ankommende Samen nicht mehr Fuß fassen können, es sei denn, die Pflanzendecke wird wieder aufgerissen.
- Eine entscheidende Rolle für die Etablierung von Gehölzen spielt auch die letzte Bewirtschaftung. Der Gehölzanflug ist hoch, wo der Acker nach der Ernte noch einmal umgebrochen oder wo zuletzt eine Hackfrucht angebaut wurde. Dagegen ist er erheblich geringer, wenn das Stoppelfeld

liegen gelassen wurde und noch geringer nach Klee- oder Feldgrasanbau. Die größte Resistenz gegen Gehölzanflug weisen brachgefallene Mähwiesen auf.

- Die Entwicklung der Brache wird wesentlich durch den Wettbewerbsvorteil der "Erstankommenen" bestimmt. Die Pflanzenarten, die den Wurzelraum besetzen, solange die Konkurrenz noch gering ist, können sich dauerhaft etablieren und die Ansiedlung anderer Arten verhindern. Daher können durch Zufälle Flächen mit gleichen Standortbedingungen völlig unterschiedliche Entwicklungen nehmen.
- Wenn sich Gehölze angesiedelt haben, die Sprosskolonien (Polykormone) bilden (z.B. Schlehe, Zitter-Pappel, Grau-Weide), dringen diese auch durch Wachstum an den Rändern in dichte Vegetationsdecken ein. Vor allem die Schlehe begünstigt nach einiger Zeit im Innern die Ansiedlung anderer Gehölze und wird zum Ausgangspunkt einer regelrechten "Polykormon-Sukzession".

Vor allem, wenn sich keine Samenquellen in der Nähe befinden oder wenn die Vegetationsdecke zum Zeitpunkt des Brachfallens schon geschlossen war, kann also eine spontane Gehölzbesiedlung unter Umständen ganz ausbleiben. Dieser Zustand kann über Jahrzehnte stabil bleiben (u.a. TÜXEN 1970, HARD 1972, BORSTEL 1974, HARD 1976, SCHIEFER 1981, REMMERT 1992, SCHREIBER 1997a, 1997b). Naturschutzfachlich wäre das nicht automatisch negativ zu werten, da auch Brachen ohne Holzgewächse einen hohen Wert haben (BIERHALS 1976). Als Ersatzmaßnahmen für den Verlust von Wald sollten aber in der Regel neue Waldflächen begründet werden.

Um zeitnah eine vielfältige Gehölzentwicklung sicherzustellen, vor allem in Fällen, in denen eine spontane Gehölzbesiedlung erschwert ist, kann es daher sinnvoll sein, einen Teil der Fläche, auf der ein Wald begründet werden soll, punktuell oder in Gruppen mit Gehölzen zu bepflanzen und die Fläche erst dann der ungestörten Entwicklung zu überlassen. Dabei sollte mindestens die Hälfte der Fläche ganz ohne Bepflanzung bleiben. Dadurch werden halbof-

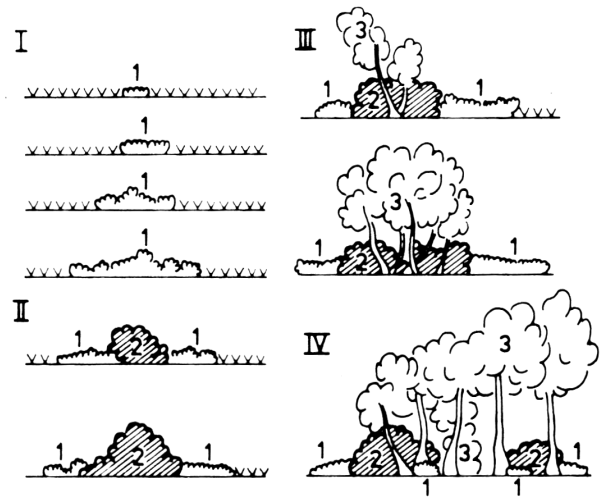


Abb. 7: Phasen der vegetativen Ausbreitung durch Sprosskolonien (Querschnitt):

- I. Ansiedlung einer Schlehe (1) und Ausbreitung über unterirdische Sprosse.
- II. Höhere Sträucher mit vegetativer Ausbreitung, z.B. Roter Hartriegel (2) siedeln sich im Innern des Gebüschs an.
- III. Im Gehölzinnern etablieren sich hohe Sträucher und Bäume, z.B. Eichen (3). Die Sprosskolonien zerfallen im Innern, expandieren am Rand aber weiter.
- IV. Ein Waldfleck ist entstanden. Die Sprosskolonien können meist nur noch im Waldrandgebüsch weiter existieren (JACUCS 1972).

Eine von Sprosskolonien ausgehende Gehölzsukzession kann zu vielfältigen und abwechslungsreichen Vegetationsmustern aus Gehölzinseln und offenen Bereichen führen.

fene Stadien eine Zeitlang erhalten. Mittelfristig sichern die Initialpflanzungen auf verschiedene Weise eine allmähliche Bewaldung. Es entsteht zunächst ein strukturreiches Mosaik aus Gehölz- und Offenlandlebensräumen. Im Schatten und Halbschatten der Gehölze ist die Entwicklung einer dichten Krautvegetation erschwert, so dass im weiteren Sukzessionsverlauf Gehölzsamen hier leichter Fuß fassen können. Auch durch die höhere Luftfeuchtigkeit und das ausgeglichene Klima im Halbschatten können Gehölzsamen besser keimen und Keimlinge besser überdauern. Zugleich ist der Eintrag von Samen im Umfeld von Gehölzen höher. Gehölzstrukturen sind attraktiv für die meisten Singvögel und daher Schwerpunkte der Samenverbreitung über Vogelkot, sie schaffen Grenzlinienstrukturen, auf denen die Hähersaat von Eichen und Buchen bevorzugt

stattfindet und sie bremsen den Wind, so dass durch Wind verbreitete Samen sich hier stärker als anderswo absetzen. Eine wichtige Rolle für die Gehölzsukzession spielen auch Gehölzarten, die Sprosskolonien bilden.

Auf Ackerflächen sollte nach der letzten Ernte zumindest auf Teilflächen noch einmal eine Bodenbearbeitung stattfinden, um ein Saatbett für eine artenreiche Besiedlung zu schaffen. Vor allem auf Getreideäckern ist meist eine Vegetationsdecke aus Ackerwildkräutern vorhanden, die die Ansiedlung von Pflanzen durch Samenanflug erschwert, selbst aber aus nur wenigen gegen Herbizide relativ unempfindlichen Arten besteht.

Ansonsten ist bei der Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme auf ein Zurückdrängen der Spontanvegetation durch Mähen, Pflügen, Fräsen, Zwischensaaten oder sogar Herbizide zu verzichten. Das Konzept sollte sein, natürliche Entwicklungsprozesse zu initiieren und dann zuzulassen, nicht jedoch mit dauernden aufwendigen Pflegeeingriffen gegen die natürliche Dynamik anzukämpfen. Zudem ist die Ansiedlung der Spontanvegetation, und zwar sowohl der Gehölze als auch der Krautvegetation, gerade erwünscht. Die Pflegemaßnahmen sind ohnehin häufig überflüssig: "Die Erfahrungen, die bei mehreren Aufforstungsprojekten gewonnen wurden, besagen, dass die Konkurrenzkraft der Forstpflanzen gegenüber der Begleitflora bisher meist unterschätzt wurde. Es wurde festgestellt, dass die Forstpflanzen dem teilweise dichten Kraut- und Graswuchs durchaus gewachsen sind, obwohl sie oft in der bis zu 1,5 m hohen Begleitflora kaum zu sehen waren. Die Beikräuter können dabei durch die Schattenspende eine wertvolle Schutzfunktion für die Jungpflanzen übernehmen" (AMMER & PREEN 1997). In der Praxis werden beim Ausmähen nicht selten die Gehölze beschädigt, die gerade gefördert werden sollten.

Eine Ausnahme von der Regel, in die spontane Besiedlung nicht einzugreifen, kann der Anflug standortfremder Bäume sein, insbesondere, wenn es sich um Problemarten wie z.B. die Robinie handelt. Vor allem in den ersten Jahren und wenn solche Bäume in der Nähe stehen,

können sie sich leicht ansiedeln, können zu diesem frühen Zeitpunkt aber auch mit relativ geringem Aufwand wieder entfernt werden.

Frühe halboffene Waldentwicklungsphasen sind wichtige Bestandteile von natürlichen Waldökosystemen. Sie zeichnen sich zudem durch hohen Artenreichtum aus. Im Wirtschaftswald und bei herkömmlichen Erstaufforstungen werden diese Phasen erheblich verkürzt bzw. weitgehend ausgeschaltet.

Wenn Wälder im Rahmen von Ersatzmaßnahmen neu zu begründen sind, ist dieses Defizit zu vermeiden. In der Nähe zu naturnahen Gehölzen genügt es meist, eine ungestörte Sukzession zuzulassen. Bei der Neubegründung von Wald auf Äckern wäre nach der letzten Ernte noch einmal auf Teilflächen eine Bodenbearbeitung durchzuführen.

Falls die Bedingungen für eine Sukzession zu naturnahen Wäldern weniger günstig sind, ist eine Initialpflanzung mit Gehölzen zu empfehlen. Mindestens die Hälfte der Fläche sollte ganz von Pflanzungen frei bleiben.

Auf den Pflanz- und Sukzessionsflächen ist auf Eingriffe zum Zurückdrängen der Spontanvegetation zu verzichten. Ausnahme ist ggf. die Beseitigung des Anflugs standortfremder Bäume.

2.2. Pioniergehölze

Auf großen Kahlfeldern bzw. im Offenland siedeln sich normalerweise - neben Kräutern, Stauden und Gräsern - Pioniergehölze an. Dies sind Sträucher und Lichtbaumarten, die in der sonnen- und frostexponierten Freilage gedeihen können.

Auf mittleren Standorten sind vor allem zu erwarten (ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1994):

- Pionierbäume im engeren Sinne wie Sand-Birke, Sal-Weide, Zitter-Pappel
- Sträucher, insbesondere Dornensträucher: Wildrosen-Arten, Weißdorn-Arten, Schlehe,

Brombeer-Arten, Himbeere; daneben weitere Sträucher, z.B. Hasel

- Bäume, die - mit Einschränkungen - sowohl Pioniercharakter haben als auch Bestandteil des Schlusswaldes sein können, insbesondere Stiel-Eiche und Trauben-Eiche.

Pionierbäume und Dornensträucher werden bei Aufforstungen selten angepflanzt; Gehölzanflug dieser Arten zwischen den Reihen wird bei der Kultur- und Jungwuchspflege meist entfernt. Wo Pioniergehölze sich auf forstlich genutzten Flächen trotzdem ansiedeln, können sie sich nur selten entfalten. Im günstigsten Fall werden sie zum Hochtreiben der Hauptbaumarten oder zum Schutz von frostempfindlichen Arten, z.B. Buchen, eine Zeitlang erhalten und dann herausgeschlagen (HEUKAMP & WAGNER 1998).

Der Mangel an Pionierbäumen in unseren Wäldern stellt ein großes Naturschutzproblem dar, da viele Arten auf diese Gehölze angewiesen sind. Sie sind zum Beispiel Raupenfutterpflanzen für eine Reihe gefährdeter Schmetterlingsarten; die Sal-Weide u.a. für Großen Schillerfalter, Trauermantel, Großen Fuchs und Großen Gabelschwanz, die Zitter-Pappel u.a. für Großen Eisvogel, Kleinen Schillerfalter und Blaues Ordensband. Birken und Weiden gehören, nach den Eichen, zu den Gehölzen mit den meisten speziell angepassten Insektenarten.

Dornensträucher wie Wildrosen-Arten, Weißdorn-Arten, Schlehe, Brombeer-Arten und Himbeere haben ebenfalls eine herausragende Bedeutung für die Fauna. Vor allem die Brombeeren und die Rosen sind zudem ausgesprochen arten- und formenreiche Gattungen und sind selbst ein wichtiges, wenn auch bisher vernachlässigtes, Objekt des Naturschutzes. Für die natürliche Entwicklung einer vielfältigen Gehölzvegetation durch Sukzession haben Dornengebüsche zudem die wichtige Funktion, dass Gehölzarten, die stark unter Wildverbiss leiden (z.B. Eichen), sich in ihrem Innern ansiedeln und geschützt aufwachsen können (POTT & HÜPPE 1991).

Die Eiche hat aus Naturschutzsicht aus mehreren Gründen eine besondere Bedeutung. Zum einen hat sie, gemessen an der Zahl speziell angepasster Tierarten, einen Wert für die hei

Holzkäfer Baden-Württembergs

Laubholzbesiedler mit strenger Bindung an oder deutlicher Bevorzugung von einer Baumgattung/-art (A)

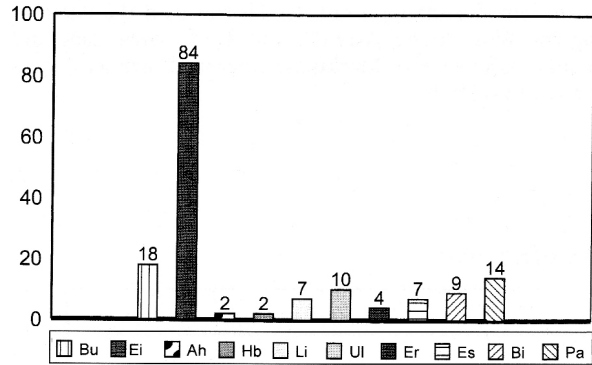


Abb. 8: Auf die Eichen sind mehr holzbesiedelnde Käfer spezialisiert als auf alle anderen Laubbaumgattungen zusammengenommen (REIF 2001).

mische Tierwelt, der von keinem anderen Baum übertroffen wird. Andererseits findet eine erfolgreiche Naturverjüngung der Eiche in geschlossenen Wäldern kaum statt. Dagegen siedelt sie sich gut im Offenland an. Die Eiche war im Rahmen historischer Waldnutzungen, insbesondere der Waldweide, aber auch der Niederwald- und Mittelwaldnutzung, gefördert worden. Es ist anzunehmen, dass sie unter vom Menschen unbeeinflussten Bedingungen in Mitteleuropa auf den Einfluss großer Pflanzenfresser angewiesen wäre bzw. an diesen Einfluss angepasst ist. Die Ausrottung der wildlebenden großen Weidetiere (u.a. Auerochse, Wisent, Elch, Wildpferd) und der Abschaffung der Waldweide hat zu einer Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse hin zu Schattenbaumarten, insbesondere der Buche, geführt. Die Eiche mit ihren artenreichen Lebensgemeinschaften ist auf bestehenden Waldflächen meist nur durch besondere Förderung (oder durch Wiedereinführung der Waldweide) zu erhalten. Ähnliches gilt für die an Verbiss angepassten Dornensträucher.

Pioniergehölze haben eine hohe Bedeutung für den Naturschutz. Dies ist ein weiterer wichtiger Grund dafür, die Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme in erster Linie über die Sukzession ablaufen zu lassen. Wo Initialpflanzungen nötig sind, sollten dafür vor allem Pioniergehölze einschließlich der Eiche verwendet werden.

2.3. Regionaltypische Artenvielfalt und innerartliche Vielfalt der Gehölze

Ein wichtiges Ziel des Naturschutzes ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Dies betrifft auch die biologische Diversität der heimischen Gehölze. Schutzgut ist dabei sowohl die Artenvielfalt als auch die innerartliche Vielfalt der gebietstypischen Gehölzflora (vgl. Gesetz zu dem Übereinkommen vom 5. Juni 1992 über die biologische Vielfalt, vom 30. August 1993). Beides ist im Wirtschaftswald jedoch nicht gesichert. Das gilt sowohl für die ökonomisch wichtigen Waldbäume als auch für die Sträucher und selteneren Baumarten, jedoch in unterschiedlicher Weise.

Bei den Waldbäumen ist vor allem die innerartliche Vielfalt bedroht (SCHERZINGER 1996). Im Rahmen der Durchforstungen erfolgt eine starke Selektion auf wirtschaftlich erwünschte Merkmale der Bäume, also vor allem geradschaftigen Wuchs und hohe Wuchseistung. Dies gilt ebenso für die konventionelle wie für die naturnahe Waldbewirtschaftung. Noch gravierender ist die systematische Lenkung des Erbgutes bei der Vermehrung der Bäume, die im Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) geregelt ist. Danach darf von 27 Baumarten, die in Deutschland von forstlicher Bedeutung sind, für waldbauliche Zwecke nur Vermehrungsgut in den Handel kommen, das von relativ wenigen festgelegten "Ausleseebäumen" des jeweiligen Herkunftsgebietes gewonnen wurde. Der wohl letzte Schritt vom Waldbaum als Wildpflanze zur Entwicklung von "Mast- und Zuchtformen" (SCHERZINGER 1996) ist die Anlage von "Plusbaumsamenplantagen".

Dies sind Plantagen zur Gewinnung von forstlichem Saatgut, die aus meist durch Klonung vermehrten Waldbäumen mit wirtschaftlich erwünschten Eigenschaften bestehen und auch in Niedersachsen an Bedeutung gewinnen (KLEINSCHMIT 1997).

Die natürliche Vielfalt der Erbanlagen, wie sie für wildlebende Populationen charakteristisch ist, wird also auf einen bewusst klein gehaltenen Genpool verengt. Dies ist nicht nur naturschutzfachlich, sondern auch waldbaulich bedenklich. Denn die heutigen Ausleseebäume zeigen eine gute Anpassung nur an die Umweltbedingungen ihrer bisherigen Lebenszeit, also der vergangenen Jahrhunderte oder Jahrzehnte. Hieraus kann nicht auf eine Eignung für zukünftige, sich ändernde Umweltbedingungen geschlossen werden. "Wer bei der Rasanz zu erwartender Klimaveränderungen, Schadstoffbelastungen etc. auf ein genetisches 'Reinheitsgebot' setzt und die Erbanlagen der Waldbäume nach wirtschaftlich relevanten Merkmalsausbildungen einschränkt, stiehlt dem Wald die Zukunft" (SCHERZINGER 1996). Der



Abb. 9: Apfel-Rose (*Rosa villosa*). Wildrosen gehören zu unseren Gehölzgattungen mit großer natürlicher Arten- und Formenvielfalt. Mit der Anpflanzung von Baumschulware ist dieser Reichtum nicht zu erhalten.

beste Garant für die Erhaltung der Anpassungsfähigkeit der Waldbäume an zukünftige Standortfaktoren ist die Erhaltung ihrer natürlichen, regional entwickelten genetischen Mannigfaltigkeit durch Naturverjüngung der standortheimischen Baumartenpopulationen. Bundesweit werden aber 80 % der Bestände durch Saat oder Pflanzung künstlich begründet (REIF et al. 2001).

Bei den Sträuchern und seltenen Bäumen kommt zur Gefährdung der innerartlichen Vielfalt die Gefahr des Artensterbens. Gerade unter den heimischen Sträuchern befinden sich besonders arten- und formenreiche Gattungen. An der Spitze steht die Brombeere mit 159 in Niedersachsen nachgewiesenen wildlebenden Arten, darunter 51 gefährdeten Arten (GARVE 2004). Viele dieser Arten haben nur ein sehr regionales Verbreitungsgebiet. Von den Weiden wachsen in Niedersachsen 12 Arten - meist Straucharten - wild, von den Rosen 19 Arten (GARVE 2004). Diese und weitere Gattungen sind auch unterhalb der Artebene ausgesprochen formenreich. Beispielsweise wurde in den 50er Jahren allein in der weiteren Umgebung von Hildesheim ein Formenreichtum von 194 Varietäten wildwachsender Rosen kartiert (SEELAND & SCHENK 1953). Eine solche Vielfalt ist typisch für Gattungen, bei denen aktuelle lebhafteste Artbildungsprozesse stattfinden. Aus Naturschutzsicht ist die Erhaltung dieser Formenvielfalt sehr wichtig, um den Ablauf der Evolutionsprozesse weiter zu ermöglichen. Doch auch bei anderen Straucharten und -gattungen, deren Formenreichtum weniger augenfällig ist, sind biologisch bedeutsame regionale Differenzierungen nachgewiesen (vgl. z.B. HAMPE & BAIRLEIN 1999).

Die Mehrzahl der heimischen Straucharten sind Arten halboffener Lebensräume, haben zum Teil Pioniercharakter und können sich im Wirtschaftswald kaum ansiedeln. Die Wälder sind für Arten halboffener Waldentwicklungsphasen entweder zu dunkel oder die Pflanzen fallen zum größten Teil, wenn sie sich auf Aufforstungsflächen natürlich ansiedeln, den Pflegearbeiten zum Opfer. Andererseits kann die gebietstypische Gehölzartenvielfalt auch nicht mit Anpflanzungen - etwa an Waldrändern oder Hecken - gesichert werden, denn über Baum-

schulen lässt sich diese Vielfalt nicht beziehen. Im Gegensatz zu den Forstbäumen, die unter das Forstvermehrungsgutgesetz fallen, ist bei Sträuchern und selteneren Bäumen nicht einmal eine regionale und standortangepasste Herkunft gewährleistet. Der überwiegende Teil des in der Bundesrepublik verwendeten Pflanzgutes wird von wenigen Großbaumschulen angezogen; dabei sind die Herkünfte genetisch eingeeengt, da sie von wenigen, über lange Zeit beernteten Muttergehölzen oder gar aus Stecklingsvermehrung stammen. Das meiste Saatgut von Sträuchern stammt aus ost- und südeuropäischen Ländern (REIF & NICKEL 2000). Die gebietstypische genetische Vielfalt z.B. der Wildrosen findet in den Baumschulkatalogen keinen Niederschlag. Besser ist die Situation bei einzelnen Baumschulen, die sich, z.T. in Zusammenarbeit mit Forstbehörden, um die Gewinnung von gebietsheimischem (autochthonem) Pflanzgut bemühen. Doch auch mit diesem Pflanzgut allein kann bisher weder die Artenvielfalt noch die innerartliche Vielfalt einer Region erhalten werden. Im Generhaltungsprojekt für Straucharten in Niedersachsen, das von Forstbehörden gemeinsam mit privaten Baumschulen durchgeführt wird, sind z.B. nur zwei Wildrosenarten und weder Brombeer- noch Weidenarten repräsentiert. Der verwendete Genpool ist teilweise sehr klein, z.B. stammt das Pflanzgut des Faulbaums nur von einem einzigen kleinen Vorkommen (KLEINSCHMIT 1997).

Nicht nur durch ungeeignetes Pflanzgut sondern auch durch ungeeignete Wahl der gepflanzten Arten können Gehölzanzpflanzungen ein Naturschutzproblem sein. Damit ist nicht nur die Anpflanzung von nichtheimischen Gehölzen in der freien Landschaft gemeint, sondern auch die viel häufigere Anpflanzung von scheinbar heimischen Arten am falschen Ort. Beispiele sind Anpflanzungen von Gehölzen weit außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes (z.B. Anpflanzung des Wolligen Schneeballs oder der Gewöhnlichen Felsenbirne im mittleren Niedersachsen), Verwechslung von Exoten mit heimischen Arten aufgrund mangelnder Artenkenntnis vieler Baumschulen (z.B. Anpflanzung des nordamerikanischen Weißen Hartriegels statt des heimischen Roten

Hartriegels, Anpflanzung der asiatischen Vielblütigen Rose und Kartoffel-Rose statt heimischer Wildrosen, Anpflanzung der asiatischen Armenischen Brombeere statt heimischer Brombeeren) und vor allem Anpflanzung von landschaftlich und standörtlich untypischen heimischen Arten (z.B. Anpflanzung von Liguster, in der Natur eine Art der Trockengebüsche, in Niederungen). Solche Ansiedlungen von Arten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes sind, mit Ausnahme des Anbaus von Pflanzen in Land- und Forstwirtschaft und Gartenbau, sogar verboten (§ 44 NNatG). Im Ergebnis werden die Gehölzarten, die einer Landschaft ihr typisches Gesicht geben, durch Gehölzkombinationen ersetzt, die mehr oder weniger das überall gleiche Angebot der Baum-schulen widerspiegeln. So sind z.B. in der Calenberger Lössbörde trotz oder gerade wegen vieler Heckenpflanzungen entlang von Wegen kaum noch die für Teile dieser Landschaft typischen Schlehen-Weißdorn-Hecken mit ihrer großen Bedeutung für die Tierwelt (vgl. ZWÖLFER, BAUER & HEUSINGER 1981) zu finden.

Da der Anteil von gepflanzten Gehölzen immer größer wird - in manchen Gebieten finden sich heute schon mehr gepflanzte als natürlich aufgekommene Sträucher - ist das Ergebnis eine zunehmende Uniformität der Landschaft. Das Problem wird durch die große Beharrungstendenz einer einmal gepflanzten Strauchschicht



Abb. 10: Gehölzrand mit Weißem Hartriegel (*Cornus sericea*) im Hermann-Löns-Park/Hannover. Die nicht heimische Art wird nicht selten an Stelle des heimischen Roten Hartriegels gepflanzt und entwickelt ausgedehnte Dominanzbestände, die alle anderen Sträucher verdrängen. Von hier aus kann die Art durch Vogelverbreitung auch in naturnahe Lebensräume eindringen.

verschärft. In älteren Gehölzpflanzungen haben die nicht gepflanzten, bodenständigen Gehölzarten kaum eine Chance einzuwandern (REIF & AULIG 1993). Es ist fraglich, ob die üblichen Anpflanzungen überhaupt als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen geeignet sind. "Die realisierten Kompensationsmaßnahmen erfüllen ihren Zweck in den meisten Fällen nicht, sondern verschlechtern oftmals sogar noch die Situation für den Naturhaushalt über den Eingriff hinaus" (REIF & NICKEL 2000).

Trotzdem werden in Niedersachsen in erheblichem Umfang gebietsfremde Gehölze gepflanzt, und zwar auch bei Kompensationsmaßnahmen. Dagegen ist in Bayern und Baden-Württemberg bei Anpflanzungen in der freien Landschaft per Erlass ausschließlich die Verwendung von regionalem Pflanzgut vorgeschrieben. Ähnliche Regelungen bestehen auch in anderen Bundesländern, zum Beispiel in Brandenburg.

Das Ziel, die natürliche regionaltypische Gehölzvielfalt zu erhalten, ist ein weiteres Argument für die Begründung von Wald über reine Sukzession, sofern geeignete Gehölzbeständen der Nähe vorhanden sind. In der Regel geeignet sind aus heimischen Gehölzen aufgebaute Hecken, Feldgehölze und Waldränder, die vor etwa 50 Jahren, dem Beginn der modernen, grenzüberschreitenden Gehölzproduktion, schon vorhanden waren. Solche Bestände

können mit Hilfe von Vergleichen mit historischen Karten, zum Beispiel der Preussischen Landesaufnahme am Ende des 19. Jahrhunderts, abgegrenzt werden.

Sofern für Ersatzmaßnahmen Anpflanzungen notwendig werden, sollte mindestens die

genetische Herkunft der Gehölze aus der Region, besser aber aus dem engeren Landschaftsraum, verlangt werden. Sofern solches Pflanzmaterial mit entsprechendem Herkunftsnachweis nicht im Handel ist, können alternativ Anzuchtverträge für selbst erworbenes Saatgut

abgeschlossen werden. Dafür genügt eine Vorlaufzeit von zwei Jahren. Wenn auch dies versäumt wurde, ist eine Ansiedlung der Gehölze über Saat und einjährige Steckhölzer immer noch einer Florenverfälschung vorzuziehen. Insgesamt sollte Qualität vor Menge und Alter der Gehölze gehen.

Auch zur Erhaltung der regionaltypischen Gehölzartenvielfalt sollten Flächen, auf denen als Ersatzmaßnahme Wald neu entwickelt werden soll, der Sukzession überlassen werden, sofern entsprechende Gehölzbestände in der Nähe vorhanden sind. Soweit Initialpflanzungen erforderlich sind, ist dafür gebietsheimisches Pflanzgut zu verwenden, das im gleichen Landschaftsraum gewonnen werden sollte.

2.4. Anzahl, Verteilung und Wuchsformen der Bäume

Bei Aufforstungen im Wirtschaftswald werden immer viel mehr Bäume pro Flächeneinheit gepflanzt, als im Endbestand nötig sind. Auch damit wird das Ideal des Baumes mit hohem, astfreiem und gerade gewachsenem Stamm

verfolgt. Zum einen ist dadurch eine große Auswahl vorhanden, so dass Bäume mit wirtschaftlich unerwünschten Wuchsformen entfernt werden können. Zum anderen sollen durch den engen Stand die Wuchsformen der Bäume direkt beeinflusst werden. Die Bäume treiben sich gegenseitig in die Höhe, wenn sie dicht gepflanzt werden und entwickeln wegen dieses Seitendrucks auch keine starken Äste.

Als Pflanzendichten werden in Standardwerken zum Beispiel für Eichen zwischen 15000 und 7000 Stück pro Hektar empfohlen (BURSCHEL & HUSS 2003). Neuerdings befürworten manche Autoren niedrigere Pflanzenzahlen, so etwa für die Traubeneiche 8300 bis 3300 Pflanzen pro Hektar (HEUKAMP & WAGNER 1998). Da ein Hektar auch bei vollständiger Ausnutzung der Fläche maximal Standraum für etwa 75 Eichen im "Erntealter" aufweist (LEDER 1997), bleiben auch bei diesen relativ weiten Pflanzverbänden nur 1,5 bis 2 % der ursprünglich angepflanzten

Abb. 11: Feldgehölz bei Landsatz/Landkreis Lüchow-Dannenberg. Solche abwechslungsreichen Waldbilder mit charaktervollen Wuchsformen können nicht durch an Wirtschaftswäldern orientierten Aufforstungen entstehen.



Bäume erhalten. Neuere Pflanzschemata bei der Anpflanzung von Wirtschaftswald kommen auch mit ca. 2000 bis 3000 Pflanzen pro Hektar aus (z.B. GOCKEL 1995). Am Prinzip, die Baumwuchsformen zugunsten eines höheren Holz-ertrags in ferner Zukunft zu vereinheitlichen, ändern die etwas geringeren Pflanzenzahlen aber nichts. In den ersten Jahrzehnten verursachen die großen Mengen an überzähligen Pflanzen hohe Kosten bei der Pflanzung und bei der Bewirtschaftung, da die regelmäßigen Durchforstungen erst ab einem hohen Stamm-durchmesser positive Erträge bringen. Die Pflanzenzahlen bei Aufforstungen im Rahmen von Ersatzmaßnahmen liegen fast immer noch in der Größenordnung von Aufforstungen im Wirtschaftswald. (Richtwerte des Niedersäch-sischen Landesamtes für Straßenbau sind zum Beispiel 2000 bis 3000 Bäume pro Hektar.)

Die einheitlich dichten Anpflanzungen in sche-matischen Rastern bedeuten eine erhebliche Verringerung der Naturnähe des Waldes. Bei einer natürlichen Besiedlung von Freiflächen siedeln sich Gehölze aufgrund von Zufällen, Standortunterschieden und dem Einfluss von Pflanzenfressern und samenverbreitenden Tieren niemals völlig gleichmäßig verteilt an, sondern sie bilden Bestände mit wechselnder Dichte. Dabei sind sowohl Gehölzansiedlungen mit sehr großen Abständen als auch undurch-dringliche Dickungen möglich. Soweit Bäume vereinzelt stehen, können sie breite, tief beastete Kronen entwickeln. Für die Holznut-zung sind solche Wuchsformen ungünstig, um so höher ist aber ihr Wert für die Tierwelt.

Freistehende besonnte und tiefbeastete Wald-bäume weisen die höchsten Artenzahlen holz-bewohnender Tierarten auf (SCHERZINGER 1996). Aber auch blattfressende, blütenbesu-chende und insektenjagende Tiere sind vielfach auf solche exponiert stehenden Bäume ange-wiesen, z.B. die gefährdeten Tagfalter Blauer Eichen-Zipfelfalter und Ulmen-Zipfelfalter, die besonnte, tief hängende Äste zur Eiablage benötigen (FELDMANN, REINHARDT & SETTELE 1999, WEIDEMANN 1995).

Neben tief beasteten Solitärbäumen entsteht in natürlichen Wäldern eine Fülle weiterer Wuchs-formen, die im Wirtschaftswald meist herausge-



Abb. 12: Der in Niedersachsen vom Aussterben bedrohte Ulmen-Zipfelfalter (*Satyrium w-album*) ist eine der zahlrei-chen Arten, die besonnte, tiefbeastete Bäume benötigen, wie sie in den Wirtschaftswäldern häufig fehlen.

schlagen werden. Zu nennen sind Bäume mit Zwiesel- und Gabelbildung (Doppel- und Mehr-fachgipfel), grobastige Bäume, schräge und krumme Bäume, beschädigte Stämme, Bäume mit Drehwuchs, Frost- und Trockenrissen und Bäume mit überwallten Aststummeln. Die Aus-schaltung dieser Wuchsformen beeinträchtigt neben der Naturnähe auch die Artenvielfalt des Waldes. Z.B. werden grobastige und krumme Bäume von Horstbauern unter den Großvögeln dringend benötigt; beschädigte Stämme eignen sich am besten zur Anlage von Spechthöhlen (SCHERZINGER 1996).

Die bei Aufforstungen üblichen dichten Anpflanzungen in schematischen Pflanz-rastern beeinträchtigen die Struktur- und Artenvielfalt des entstehenden Waldes. Soweit bei Waldneubegründungen für den Naturschutz die Flächen nicht ohnehin der Sukzession überlassen werden können, sollte daher nur ein Bruchteil der üblichen Pflanzenzahlen eingebracht werden.

Die Obergrenze sollte sich am Standraum der ausgewachsenen Bäume orientieren; das bedeutet eine Höchstzahl von etwa 100 Baumpflanzen pro Hektar auf den zu bepflanzenden Teilflächen. Da die Pflan-zungen die Gehölzentwicklung nur initiieren sollen, wären auch unter Berücksichtigung von Ausfällen eher noch geringere Pflan-

zenzahlen sinnvoll. Entsprechendes gilt für Strauchpflanzungen. Ein Nebeneffekt wären erheblich geringere Kosten gegenüber einer herkömmlichen Aufforstung.

Die Gehölzpflanzen sollten ohne schematisches Raster unregelmäßig, teils dichter und teils vereinzelt auf den zu bepflanzenden Flächen verteilt werden. Eine Entnahme forstwirtschaftlich unerwünschter Wuchsformen (Jungwuchspflege, Läuterung, Durchforstung) sollte nicht stattfinden.

2.5. Lückensystem, Lichtungen

Wieweit Mitteleuropa ohne den Einfluss des Menschen Lebensräume des Offenlandes aufweisen würde, ist seit einigen Jahren Gegenstand einer lebhaften Debatte (Überblick z.B. bei POTT-DÖRFER & ZACHARIAS 1998). Letztlich drehen sich die Meinungsverschiedenheiten aber um die Frage der räumlichen und zeitlichen Dimensionen von Offenlandlebensräumen, die als natürlich angesehen werden. Dass überhaupt durch den natürlichen Tod von Bäumen oder durch Sturm Lichtungen im geschlossenen Wald entstehen, die durch wildlebende große Pflanzenfresser zumindest eine Zeit lang offengehalten werden können, ist unstrittig.

In diesem Zusammenhang ist bezeichnend, dass unter den Pflanzenarten, die in ihrer Verbreitung auf Mitteleuropa beschränkt sind, neben Waldpflanzen auch Arten der Waldlichtungen, Waldsäume und Magerrasen eine so große Rolle spielen, "dass man sich vorstellen darf, in den einstigen Urwäldern Mitteleuropas habe es immer wieder kleine oder auch größere Lichtungen gegeben" (ELLENBERG 1996). Entsprechendes gilt für manche holzbewohnenden Tiere, die auf langfristig vollbesonnte Bäume angewiesen sind und ein mitteleuropäisches Areal besitzen, was die Vorstellung ursprünglicher Waldlandschaften ohne eingestreute Lichtungen ausschließt. Ein mehr oder weniger ausgeprägtes Lückensystem gehört also zu naturnahen Waldökosystemen.

Auch viele andere Tierarten benötigen Wälder mit einem Wechsel von beschatteten Flächen, vollbesonnten Lichtungen und Übergängen mit

ausgeprägten Mantelgesellschaften. Zum Beispiel sind so gut wie alle als Waldarten geltenden Tagfalter auf Lichtungen angewiesen.

"Geschlossene Hochwälder sind für Tagfalter ohne Bedeutung" (WEIDEMANN 1995). Durch das Verschwinden von Waldnutzungen wie Niederwald, Mittelwald und Waldweide und durch Aufforstungen von Waldwiesen sind ausgeprägte Waldlückensysteme weitgehend verschwunden. "Die Arten 'innerer' Saum- und Mantelstrukturen (um Lichtungen) werden zurückgedrängt auf die (äußeren, in der Regel windexponierten und daher für manche Arten nicht besiedelbaren) Waldränder" (WEIDEMANN 1995). Auch für andere blütenbesuchende Insektengruppen wie Schwebfliegen, Wildbienen oder Bockkäfer sind Lichtungen und Waldwiesen wichtige Lebensräume (VÖLKL 1997a). Von großer Bedeutung sind Lichtungen ebenfalls für die Artenvielfalt bei Vögeln; Wälder mit mittelgroßen Lichtungen erreichen hier die maximale Faunendiversität. Reptilien wie die Kreuzotter leiden erheblich unter den Aufforstungen von Waldlichtungen.

Die Bedeutung der Artenvielfalt von Wäldern mit Waldlichtungen beruht weniger auf dem Zusammentreffen von Arten auf relativ kleiner Fläche, die auch im Waldinnern oder im reinen Offenland existieren können. Wichtiger für den Naturschutz ist, dass viele Arten auf ein eng verzahntes räumliches Nebeneinander von Waldinnern und Freiflächen zwingend angewiesen sind. So legt zum Beispiel der Kaisermantel seine Eier in die rissige Rinde von Baumstämmen, welche einige Schritte tief im Waldmantel stehen. Die Raupen überwintern an der Rinde und kriechen im Frühjahr an die Waldsäume zu austreibenden Veilchen, ihren Raupenfutterpflanzen. Der Falter wiederum benötigt blütenreiche Lichtungen, Waldwiesen und Waldwegesäume. Diese Art und viele weitere Arten der Waldökosysteme brauchen Lichtungen und andere Lücken im dichten Bestand. Die Entwicklung und Erhaltung eines Waldlückensystems ist daher originäre Aufgabe des Naturschutzes im Wald.

Auch die Bedeutung von Lichtungen spricht dafür, Waldflächen, die als Ersatzmaßnahmen dienen sollen, über Sukzession zu

begründen oder bei Initialpflanzungen mindestens die Hälfte der Fläche ganz von Anpflanzungen freizuhalten. In beiden Fällen bleiben, je nach Einzelfall, offene oder lückige Teilflächen mehr oder weniger lange erhalten, bevor sie von Gehölzen erobert werden.

Allerdings haben junge Lichtungen für den Biotop- und Artenschutz bei weitem nicht die Bedeutung wie alte Flächen (VÖLKL 1997a). Wenn gefährdete, auf Waldlichtungen angewiesene Arten vorkommen oder die Möglichkeit einer extensiven Weide- oder Mahdnutzung besteht, sollte versucht werden, Waldlichtungen auch auf Dauer offen zu halten.

2.6. Waldränder

Ebenso wie die Übergänge zwischen dichtem Bestand und offenen Lebensräumen im Waldinnern bieten auch die äußeren Waldränder Lebensraum für spezielle Artengemeinschaften. Ein für die Artenvielfalt generell günstiges Strukturmerkmal ist ein abwechslungsreicher Verlauf mit ausgeprägten Gehölzbuchten, -ausstülpungen und -inseln mit fließenden Übergängen. Eine solche Waldrandzone erhält ihren Wert durch die besonders hohe Grenzliniendichte und durch ihre Standortvielfalt (kleinflächiger Wechsel von windexponierten und windstillen, besonnten und beschatteten Lebensräumen).

Ein weiteres Qualitätsmerkmal ist ein dem Waldmantel vorgelagerter blütenreicher Offenlandlebensraum, sei es ein Krautsaum oder eine größere Brache. Er ist wichtig für Waldarten, die lichte offene Standorte als Teillebensraum benötigen. Außerdem schafft er Abstand zu möglicherweise vorhandenen belastenden Nutzungen, etwa intensivem Ackerbau.

Als Ideal "richtig aufgebauter" und "natürlicher" Waldränder schlechthin gelten gestufte bzw. dachartig aufgebaute Ränder mit aufeinander folgenden Zonen aus Sträuchern, Bäumen II. Ordnung und Bäumen I. Ordnung (z.B. ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1984).

Ein gestufter Waldrand ist allerdings nicht natürlicher als ein aus tief beasteten Bäumen aufgebauter Waldrand ohne Strauchmantel (Trauf). An den äußerst seltenen natürlichen Waldrändern in unserer Landschaft dringen tief beastete Bäume meist bis an den noch besiedelbaren Rand etwa von Steilufeln oder Felsen vor, ohne dass sich ein ausgeprägter Gebüschmantel entwickelt (DIERSCHKE 1974).

Abb. 13: Stufig angelegter, aber linearer, ungebuchteter, strukturarmer Waldrand mit einer einzigen Strauchart (Liguster) auf dem Kronsberg/Hannover. Das verbreitete Idealbild des gestuften Waldrandes verleitet dazu, andere Qualitätsmerkmale von Waldrändern aus dem Auge zu verlieren.



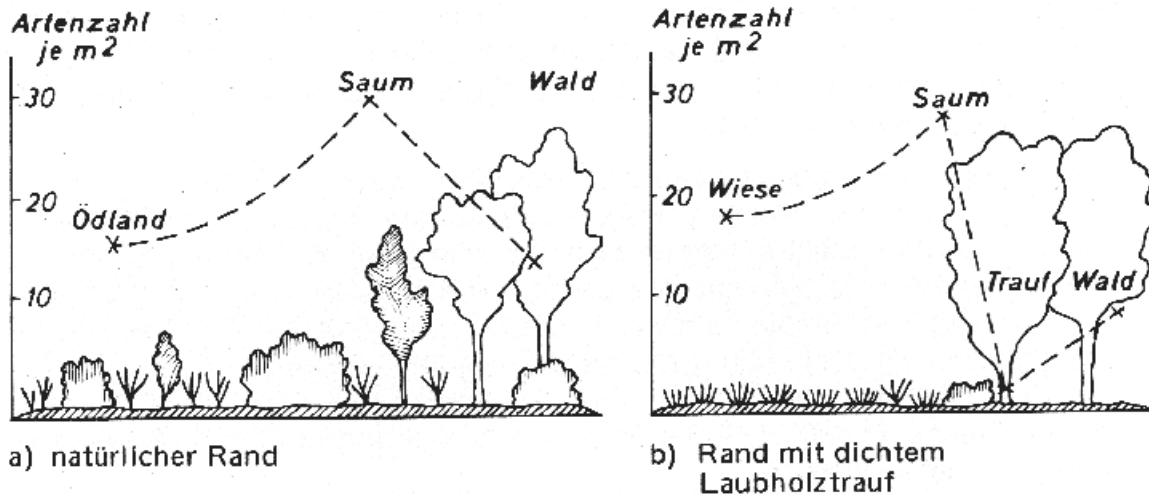


Abb. 14: Vergleich der Pflanzenanzahlen an einem gestuften Waldrand („natürlicher Rand“) und einem Waldrand aus tiefbeasteten Randbäumen (NLV 1977). Die Abbildung ist in vielen Schriften nachgedruckt. Die damit verbundene Aussage, wonach Waldränder mit dichtem Trauf für die floristische Artenvielfalt ungünstiger sein sollen, beruht auf einer Fehlinterpretation der Originalarbeit (DIERSCHKE 1974). Tatsächlich war die Gesamtartenzahl sowohl am Saum als auch in der gesamten Waldrandzone beim untersuchten Beispiel mit dem dichten Trauf sogar etwas höher.

Auch die Bedeutung von gestuften Waldrändern für wildlebende Pflanzen und Tiere muss differenziert betrachtet werden. Das Vorhandensein von breiten Gebüschrändern ist nur eines von mehreren Merkmalen, die den Wert eines Waldrandes für den Naturschutz bestimmen können. Bei Untersuchungen von Waldrändern bezüglich ihres Arten- und Individuenreichtums an Tieren sowie ihrer Anzahl an gefährdeten Pflanzen- und Tierarten entsprachen viele der wertvollsten Flächen gerade nicht diesem Typ. Als wertbestimmende Merkmale, die teilweise eher im Gegensatz zu diesem Waldrandtyp stehen, erwiesen sich unter anderem: Niedrige Stickstoffzeigerwerte im Saum; vegetationsfreie oder -arme besonnte Bodenstellen; nährstoff-

arme, trockene, ausgehagerte Säume aufgrund stellenweise fehlender bzw. spärlich entwickelter Mäntel; hoher Anteil alter Buchen und Eichen und Beteiligung von Vorwald-Baumarten (Weichhölzer) am Bestandesrand (HONDONG 1993). Der gestufte Waldrand muss deshalb als lediglich einer von verschiedenen wertvollen Waldrandtypen angesehen werden.

Strukturreiche Waldränder können mit wenig Aufwand bei Anlage und Pflege durch sparsame Initialpflanzung und anschließende natürliche Sukzession so entwickelt werden, dass Gehölzbuchten, -inseln und fließende Über-

Abb. 15: Waldrand am Tiergarten Hannover. Der Waldrand hat hier mindestens seit dem 18. Jahrhundert den gleichen Verlauf und weist eine hohe Vielfalt an Gehölz- und Krautarten auf. Hinweise, dass die Gehölze in der jüngeren Vergangenheit auf den Stock gesetzt wurden, gibt es nicht.



gänge entstehen. Bei Aufforstungsprojekten wurden damit gute Erfahrungen gemacht: "Auch eine Kombination von Pflanzung und Sukzession, z.B. Pflanzung lediglich einzelner Laubbäume, wie Eiche und Linde in weitem Verbund (20 x 30 m) und Überlassung zur Sukzession (vgl. AMMER & PREEN 1992) führt zu stabilen und vielgestaltigen Waldrändern" (AMMER & PREEN 1997).

An die Waldränder angrenzend sollten, wenn irgend möglich, Offenlandlebensräume entwickelt werden, von denen keine Belastungen ausgehen und die hohe Lebensraumbedeutung haben, vor allem Wiesen, Weiden oder Brachen. Hier ist eine Pflege oder extensive Nutzung nötig, um auch langfristig offene oder halboffene Verhältnisse zu erhalten. Ob darüber hinaus generell regelmäßige Eingriffe zur Waldrandgestaltung erforderlich sind, erscheint fraglich. PIETZARKA & ROLOFF (1993) empfehlen in regelmäßigen Abständen auf 50 bis 60 m Breite ein abschnittweises Abholzen des Waldrandes bei Erhaltung von Einzelbäumen und Totholz, um auf Dauer unterschiedliche Sukzessionsstadien anzubieten ("dynamische Waldrandgestaltung"). In der Landschaft finden sich aber Waldränder, die sich ohne regelmäßige forstliche Pflegeeingriffe sehr artenreich entwickelt haben.

Sofern bei Waldneubegründungen, die als Ersatzmaßnahmen dienen, Initialpflanzungen vorgenommen werden, sollten sie am Waldrand besonders sparsam und unregelmäßig ausfallen, so dass Gehölzbuchten, Gehölzinseln und fließende Übergänge entstehen. Günstig ist ein angrenzender, dauerhaft extensiv gepflegter offener oder halboffener Lebensraum, zumindest aber ein langfristig offen gehaltener Krautsaum.

2.7. Zufalls- und Standortmosaik

Bei der natürlichen Bewaldung von Freiflächen entsteht ein Mosaik, das von einer Vielzahl an Zufällen gesteuert wird. Die Faktoren sind insbesondere die Erreichbarkeit der Fläche durch Samen und Schösslinge und der Einfluss von Tieren als Samenverbreiter, als Saatbettbereiter, u.a. durch Bodenverwundung, und als

Pflanzenfresser. Dabei kann die Vielfalt an Gehölzarten auf kleiner Fläche sehr groß sein. So kamen zum Beispiel beim Göttinger Sukzessionsversuch 20 Gehölzarten auf nur 200 m² auf (SCHMIDT 1998b). Unter solchen Bedingungen treten die Gehölze in einen scharfen Wettbewerb, der die an die jeweiligen Standortfaktoren wie Nährstoffverteilung, Humusdecke, Laubdüngung, Belichtung und Feuchtigkeit am besten angepasste Art als Sieger überleben lässt. Schon geringfügige Standortunterschiede werden so durch die Pflanzendecke kleinstflächig nachgezeichnet.

Im Gegensatz dazu nivellieren flächendeckende Aufforstungen dieses Zufalls- und Standortmosaik. Mit Anpflanzungen von nur einer Art oder wenigen Arten in schematischen Rastern, Entfernen von spontan aufkommenden Gehölzen sowie regelmäßigen Läuterungen werden im heranwachsenden Wald natürliche Selektionsvorgänge abgeschwächt oder ganz ausgeschaltet. Das Ergebnis ist ein Wald mit nur eingeschränkter Anpassung an den Standort und verminderter Naturnähe.

Auch der Aspekt der Entwicklung eines Standort- und Zufallsmosaiks, einem Merkmal der Naturnähe des Waldes, spricht für eine Waldneubegründung, die weitgehend auf Sukzession setzt.

2.8. Stufigkeit und Altersstaffelung

Ein wichtiges Merkmal für die Bedeutung von Wäldern für die Pflanzen- und Tierwelt ist ihre Stufigkeit und Altersstaffelung. Hoch bewertet (z.B. in der Waldbiotopkartierung Niedersachsen) werden Wälder, in denen Baumbestände unterschiedlichen Alters und verschiedener Größe kleinräumig wechseln. Solche Waldbestände beherbergen zum Beispiel überdurchschnittlich viel Vogelarten. Dagegen tragen altersgleiche Bestandseinheiten mit dichtem Kronenschluss wenig zur Artenvielfalt bei. Wälder, die aus solchen strukturarmen, durch Kahlschlag entstandenen Altersklassenblöcken bestehen, machen aber etwa 70 Prozent der deutschen Waldfläche aus (BODE 1994).

Zwar gäbe es auch in Urwäldern nicht nur reichgestufte und gemischtaltrige Bestände,

sondern auch annähernd gleichaltrige katastrophengebundene Verjüngungen oder Waldgesellschaften, die sich typischerweise zu Hallenbeständen entwickeln (CERMAK 1910). In natürlichen Wäldern würde das Mosaik unterschiedlicher Waldgesellschaften und Waldentwicklungsphasen aber vom Muster der Standortbedingungen und Störungsereignisse bestimmt. Standortunabhängig großflächig einheitliche Bestände wie im immer noch weitverbreiteten plantagenartigen Forst wären in natürlichen Wäldern nicht zu erwarten, vor allem auch dann nicht, wenn der Einfluss der ursprünglichen Großfauna berücksichtigt wird.

Wegen seines geringen Wertes für die Artenschutzfunktion wird der Altersklassenwald jedenfalls überwiegend negativ bewertet. Auch das Landesprogramm "Langfristige Ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten" (LÖWE) setzt als Ziel strukturreiche, ungleichaltrige, stufige Bestände (LANDESREGIERUNG NIEDERSACHSEN 1991). Angesichts dieser verbreiteten Ablehnung verwundert, dass bei Aufforstungen für Ersatzmaßnahmen immer noch flächendeckende Bepflanzungen verbreitet sind, die zu Beständen mit identischem Alter, eben Altersklassenwäldern, führen.

Auch der Gesichtspunkt der Stufigkeit und Altersstaffelung spricht für eine Initialpflanzung nur auf Teilflächen und zeitverzögerter spontaner Besiedlung der übrigen Flächen.

2.9. Alt- und Totholz

Eine massive Beeinträchtigung der Natürlichkeit unserer Wälder stellt die Ausschaltung der Altersphasen der Bäume dar. Gemessen an seiner natürlichen Lebenserwartung trifft die Holzernte den Baum "im besten Junglingsalter" (LEIBUNDGUT 1978). Für die biologische Vielfalt ist dies sehr negativ, da viele Pilze, Flechten, Wirbellose und Wirbeltiere auf Uraltbäume angewiesen sind (SCHERZINGER 1996). Unter den Wirbellosen ist der Anteil bedrohter Arten bei den Altholzbewohnern überproportional hoch. Auch die am meisten bedrohten Wirbeltierarten des Waldes sind überwiegend an die lückigen Alters- und Zerfallsphasen gebunden; diese gehören vor allem zu den großen Nicht-

Singvögeln (u.a. Greife, Eulen, Spechte) und zu den Fledermäusen (SCHERZINGER 1996).

Im Zusammenhang mit dem Baumalter steht auch das Angebot an Totholz im Wald. Totholz, insbesondere stehendes, starkes und besonntes Totholz, hat eine sehr hohe Bedeutung für viele Arten des Waldes, ist in unseren Wirtschaftswäldern aber ein Mangelfaktor. In Urwäldern Mittel- und Osteuropas beträgt die Totholzmenge 50 bis 200 Festmeter pro Hektar (ALBRECHT 1991); dagegen sind selbst im "naturgemäß" geführten Wirtschaftswald nur 1 bis 5 Festmeter Totholz pro Hektar vorhanden (RAUH 1993). Allein unter den Käfern sind 1350 Arten in Deutschland auf Totholzbiotope spezialisiert; viele von ihnen sind heute extrem gefährdet (GEISER 1986).

Der Verlust von älteren Waldflächen kann durch Aufforstungen nicht vollständig kompensiert werden, da der Qualitätsfaktor Alter nicht "herstellbar" ist. In sehr begrenztem Maß kann aber im Zuge der Neubegründung von Wald ein Angebot an Alt- und Totholz gefördert werden. Ein wesentlicher Punkt ist die Ansiedlung und das Zulassen von Pioniergehölzen (AMMER 1991). Pioniergehölze können wegen ihres weichen Holzes und ihrer relativ kurzen Lebensdauer am schnellsten Habitate für Höhlenbauer und Totholzbewohner bieten. Nach der Eiche haben die Pioniergehölze Birke und Zitter-Pappel die größte Bedeutung für die Totholzfaua (BROGGI & WILLI 1993, RAUH 1993).

Eine weitere Möglichkeit, im begrenzten Maße bei der Neubegründung von Wald auf Alt- und Totholz angewiesene Lebensgemeinschaften zu fördern, bietet der auf der Eingriffsfläche wegfallende Gehölzbestand. Baumkronen und Stubben der gerodeten Bäume, die ohnehin entsorgt werden müssen, können auf die Waldneubegründungsfläche gebracht werden. Entsprechendes gilt für die Stämme, die oft ebenfalls nicht verwertet werden können. Von besonderer Bedeutung für holzbewohnende Tierarten ist stark dimensioniertes Holz, also Stämme und starke Äste, während Stubben und schwache Äste als Habitat eine erheblich geringere Rolle spielen (RAUH 1993). Daraus folgt auch, dass die Stämme und Starkäste

möglichst wenig zerteilt werden sollten; erst recht darf das Holz nicht geschreddert werden. Das Totholz schafft aber auch Verstecke, Brutplätze und Orte zur Nahrungssuche für Arten, die keine Totholzbewohner sind. Unregelmäßig verteilte



Stämme und Kronenteile bilden zudem für das Wild schwer zugängliche Winkel, in denen Gehölze geschützt aufwachsen können. Allgemein entstehen ansatzweise Kleinstrukturen und Sonderstandorte, wie sie auf natürlichen Katastrophenflächen im Wald auftreten und dort die Entwicklung arten- und strukturreicher Wälder begünstigen.

Soweit auf der Eingriffsfläche standortheimische Sträucher gerodet werden müssen, sollte versucht werden, die Stubben auf die Fläche für Ersatzmaßnahmen zu verpflanzen. Das Gleiche gilt für stockausschlagsfähige Bäume. Die Gehölze wachsen vielfach wieder an und das Verpflanzen muss nicht teurer als das Entsorgen der Stubben sein.

Da Pioniergehölze relativ schnell Habitate für alt- und totholzbewohnende Arten bieten können, spricht auch dieser Aspekt dafür, bei der Neubegründung von Wald diese Gehölze anzusiedeln bzw. zuzulassen.

Kronen, Stubben und ggf. Stämme der Bäume, die auf der Eingriffsfläche gerodet werden, sollten möglichst wenig zerteilt auf die Kompensationsfläche gebracht werden. Stubben von wegfallenden standortheimischen Sträuchern und stockausschlagsfähigen Bäumen sind zu verpflanzen.

Abb. 16: Totholz im Urwald von Białowieża/Ostpolen

2.10. Krautschicht, Einsaaten

Zur Vorbereitung von Aufforstungen erfolgen zunehmend Zwischeneinsaaten mit Kulturpflanzen auf den Pflanzflächen, z.B. mit Getreidearten, Kleemischungen oder Lupine. Damit soll vor allem das Aufkommen von Wildpflanzen eingedämmt werden (BURSCHEL & HUSS 2003). Bei Waldneubegründungen, die Naturschutzzielen dienen, sind solche Zwischeneinsaaten nicht angebracht, da die gesamten Lebensgemeinschaften der frühen Waldentwicklungsstadien, also auch die natürlich aufkommenden Wildkräuter, sich entwickeln sollen.

Abzulehnen sind auch handelsübliche Grünlandansaatmischungen, etwa zur Begründung des zukünftigen Waldrandes. Solche landwirtschaftlichen Ansaatmischungen bestehen ausschließlich aus konkurrenzkräftigen Gräsern und wenigen wirtschaftlich interessanten Kräutern, vor allem Leguminosen. Verwendet werden außerdem nicht die Wildformen, sondern unter Leistungsgesichtspunkten züchterisch veränderte Rassen. Die von den Landwirtschaftskammern empfohlenen Ansaatmischungen für Grünlandneueinsaat umfassen

außerdem nicht mehr als 5 Grasarten plus Weißklee. Auf diese Weise werden arten- und blütenarme Grünlandflächen angelegt, die schnell zu einer dichten Grasnarbe führen und die nachträgliche spontane Ansiedlung von Wildpflanzen verhindern. Die Einsaaten bewirken daher im Ergebnis eine Verhinderung von Artenvielfalt.

Bei den verschiedenen Regelsaatgutmischungen für die „Landschaftsbegrünung“ ist die Situation kaum anders, da ebenfalls die gleichen züchterisch veränderten Formen eingesetzt werden. Beigemischte Wildpflanzensamen stammen in der Regel aus entfernten Regionen und unterscheiden sich genetisch von den hiesigen Formen. Zudem enthalten die gehandelten Mischungen regelmäßig Arten, die in der Region untypisch sind. Im Ergebnis werden so im Rahmen von Ersatzmaßnahmen ungewollt gebietsfremde Arten angesiedelt, was den Naturschutzziele widerspricht und sogar verboten ist (§ 44 NNatG). Das Ziel, aus handelsüblichen Einsaaten kraut- und blütenreiche Vegetation zu entwickeln, wird meist verfehlt.

Im Vergleich dazu ist der Verzicht auf alle Einsaaten die bessere Alternative. Allerdings ist durch rein spontane Besiedlung nur dann die Entwicklung einer artenreichen, charakteristischen Vegetation möglich - und dabei keineswegs gesichert - wenn nicht nur die Standortverhältnisse geeignet sind, sondern vor allem auch ähnliche Bestände in unmittelbarer Nähe als Samenquelle vorhanden sind.

In Regelfall sind zur Entwicklung einer solchen Vegetation gezielte Hilfsmaßnahmen nötig, damit die charakteristischen Arten die Kompensationsfläche überhaupt erreichen. Dazu wurden verschiedene Methoden erprobt:

- Sammeln von Samen per Hand ("selektive Handwerbung") ist möglich und erfolgversprechend, aber aufwendig
- Aus Naturschutzsicht die optimale Methode ist bei fachgerechter Ausführung Saatgutübertragung von artenreichen Spenderflächen in der Nähe durch Heumulch oder Heudrusch. Hierzu liegt eine Vielzahl an Erfahrungen vor. Über

das Jahr verteilt wird eine geeignete artenreiche Fläche mehrmals gemäht und das zerkleinerte Mähguts wird auf der standörtlich ähnlichen vorbereiteten Kompensationsfläche gleich nach der Mahd verteilt. Das Mähgut kann auch gedroschen werden, was den Vorteil hat, dass die so gewonnenen Samen eine Zeitlang gelagert werden können. Mit einer weiter entwickelten Methode (E+E-Vorhaben Garching Heide) ist es möglich, zusätzlich auch Kleintiere zu transferieren.

- Einfacher ist das Ausbringen von Wildpflanzen-Saatgutmischungen aus kontrolliert regionaler Herkunft, z.B. von der Firma Rieger-Hoffmann.
- In manchen Fällen ist es auch möglich, Vegetation von der Eingriffsfläche auf die Kompensationsfläche als Grassoden umzusetzen.
- Insbesondere bei Eingriffen im Wald bietet es sich auch an, Oberboden, der auf der Eingriffsfläche anfällt, auf den Waldneubegründungsflächen in einer maximal 20 bis 30 cm mächtigen Schicht auszubringen (WOLF 1987, BÄNSCH & TOPP 1999). So können in sehr begrenzten Umfang Arten der Wälder auf der Kompensationsfläche angesiedelt werden. Hierfür nicht in Betracht kommen Kompensationsflächen mit grundwassernahen Standorten, da auch geringe Aufschüttungen hier das Entwicklungspotential beeinträchtigen.

Auf Einsaaten zum Eindämmen von Wildpflanzen ist auf Waldneubegründungsflächen, die dem Naturschutz dienen, zu verzichten.

Eine aktive Ansiedlung von Wildkräutern ist nur bei Herkünften aus der näheren Umgebung vertretbar und sinnvoll.

2.11. Entwässerung

Die Entwässerung von Wäldern gehört zu den größten Beeinträchtigungen von Waldökosys-

temen durch die Forstwirtschaft. In Bereichen der früher weitverbreiteten Nasswälder finden sich kaum größere Flächen, die nicht von Grabensystemen durchzogen sind. Nasswälder wie Erlenbruchwälder oder nasse Hainbuchenwälder gehören zu den am stärksten gefährdeten Waldbiotopen überhaupt.

Die Situation ist im Staatsforst nicht besser als im Privatwald, da die Entwässerungen im Staatsforst in der Vergangenheit oft im besonders großen Stil durchgeführt wurden. Das Landesprogramm (LÖWE) schreibt zwar "das Unterlassen dauerhafter Entwässerungsmaßnahmen von Feuchtstandorten" vor (LANDESGEBIET NIEDERSACHSEN 1991), aber nur selten findet tatsächlich ein Rückbau oder Aufstau von Entwässerungsgräben im Staatsforst statt.

Auf Aufforstungsflächen sammelt sich Überschusswasser leichter als im Wald, wo die Bäume in der Vegetationszeit viel Wasser verbrauchen. Deshalb werden Aufforstungsflächen in der Kulturphase häufig mit Gräben durchzogen, die in der Regel auch dann, wenn sie nicht mehr benötigt werden, erhalten bleiben. In anderen Fällen werden Dämme aufgepflügt, um die Bäume erhöht zu pflanzen. Diese Maßnahmen bewirken nachhaltig eine Nivellierung der feuchteren Waldstandorte. Sie sind außerdem als technische Eingriffe in den Wald dauerhaft zu erkennen und beeinträchtigen damit das Landschaftsbild.

Wegen der großflächigen Zerstörung von Feuchtstandorten in unserer Kulturlandschaft und der Gefährdung daran gebundener Arten und Biotoptypen ist die Wiederherstellung der natürlichen Feuchteverhältnisse bereits eine Qualität an sich. Bei neu angelegten Waldflächen, die als Ersatzmaßnahmen dienen, müssen vorhandene Entwässerungen deshalb von vornherein wirkungslos gemacht werden.

Vorhandene Entwässerungsgräben müssen an mehreren Stellen aufgestaut oder ganz beseitigt werden. Erfahrungsgemäß nützt es in den meisten Fällen wenig, lediglich die Grabenunterhaltung einzustellen. Drainagen sind herauszugraben oder zumindest an

vielen Stellen zu unterbrechen. Wenn sie nur am Ende unterbrochen werden, behalten sie in der Regel einen Teil ihrer entwässernden Wirkung.

2.12. Fragmentierendes Wegenetz

In den niedersächsischen Landesforsten kommen auf einen Hektar Wald durchschnittlich 31 Meter Forstwege (MELF 1993). Die forstwirtschaftliche Erschließung bedeutet eine erhebliche Beeinträchtigung der Natürlichkeit unserer Wälder. Als beeinträchtigende Faktoren sind unter anderem zu nennen die Versiegelung bzw. künstliche Überformung des natürlichen Waldbodens, oft mit standortfremden Material, häufig die Veränderungen des Reliefs durch Dammschüttungen und Hanganschnitte, die von den Wegen ausgehenden Beunruhigungen für störungsempfindliche Arten und die Zerschneidungseffekte für Kleinsäuger, Laufkäfer und andere Tiere (MADER & PAURITSCH 1981).

Die Erschließung setzt sich fort in einem System von Rückgassen. Ein enges Netz an Rückgassen ist zwar ein Fortschritt gegenüber einem unregelmäßigen Befahren des Waldbodens mit Rückefahrzeugen auf großer Fläche. Andererseits konzentrieren sich hier nun die Schäden wie Bodenverdichtung, Verletzung der Wurzelsysteme und Mykorrhiza-Geflechte, Zerstörung der Bodenvegetation und Anfahrschäden an Bäumen.

Allgemein ist der Grad der Unzerschnittenheit ein wichtiges Kriterium für die Bedeutung eines Waldes für den Artenschutz (KAULE 1986). Bei der Neubegründung von Wald für Naturschutzzwecke ist deshalb auf jede innere Erschließung durch Wegebau und Rückgassen zu verzichten. Durch den Wegfall der Holznutzung entfällt auch die Notwendigkeit für eine solche Fragmentierung.

2.13. Wildverbiss

In Regionen mit hohen Schalenwildbeständen werden Aufforstungen in der Regel durch Wildschutzzäune gesichert. Bei Ersatzmaßnahmen gehört eine niederwilddichte Zäunung von Aufforstungen nach manchen Richtlinien in jedem

Fall zum Standard, so etwa beim Bundesfernstraßenbau (FGSV 2003).

Wo eine Waldneubegründung wegen hoher Wilddichten ohne Zaun nicht möglich ist, ist dies ein Problem, das rechtlich in der Verantwortung des Jagdberechtigten liegt. Laut Bundesjagdgesetz muss die Hege "so durchgeführt werden, dass ... Wildschäden möglichst vermieden werden" (§ 1 Abs. 2 BJagdG). Bei angepassten Schalenwildbeständen können die Wildschäden auch ohne Zaun aus forstwirtschaftlicher Sicht im erträglichen Rahmen gehalten werden. "Eine große Rolle spielen dabei die auf der Kulturlfläche ankommenden Kräuter und Holzgewächse. Sie bieten dem Wild Nahrung und schützen zumeist die Kulturpflanzen mehr vor dem Wild als sie schaden" (HEUKAMP & WAGNER 1998). Allgemein sind Naturverjüngungen weniger verbissgefährdet als Kulturen (HEUKAMP & WAGNER 1998).

Aus Naturschutzsicht stellt sich Wildverbiss weniger negativ dar, als aus rein forstlicher Perspektive. Beobachtungen auf Brachen, auf denen aus Naturschutzsicht eine Offenhaltung erwünscht war, zeigten, dass das Rehwild eine verhältnismäßig schnelle Gehölzsukzession nicht verhindern konnte. Die Pionierbaumarten wurden in der Vegetationsperiode, in der ein großes Nahrungsangebot vorhanden war, nicht oder nur wenig verbissen, und konnten den Knospenverbiss im Winter leicht ausgleichen. Nur das Rotwild war in Einzelfällen in der Lage, in der Nähe seiner Einstände Waldwiesen lange offen zu halten (VÖLKL 1997b).

In der Regel wird bei Sukzession auf größeren Freiflächen durch den Wildverbiss die Entwicklung in Richtung Wald nicht verhindert, sondern nur verändert. Die Bäume wachsen mit geringeren Stammzahlen, sie wachsen langsamer, ihre spätere Eignung für die Holznutzung verschlechtert sich und es erfolgt eine Konkurrenzverschiebung zwischen den Pflanzenarten (BURSCHEL & HUSS 2003). Aus Naturschutzsicht ist nur der letzte Punkt meist negativ zu bewerten. Bei hohen Wilddichten besteht die Gefahr der Artenverarmung, weil vom Wild bevorzugte Gehölzarten und Pflanzenarten der Bodenvegetation nicht aufkommen; im Einzelfall kann der Verbissdruck allerdings auch

naturschutzfachlich erwünscht sein (REIF 2001). (Gravierender können sich Verbiss und auch Fegeschäden bei sehr kleinflächigen Anpflanzungen mit langen Grenzlinien auswirken, z.B. bei Heckenpflanzungen, die unter Umständen durch das Wild völlig zerstört werden können. Auch der Umbau von Nadelforsten in naturnahe Laubwälder ist bei hohen Wilddichten und sehr hohen Nadelholzanteilen in der Umgebung ohne Zäunung kaum möglich.)

Insgesamt wirkt das Wild in vielfältiger Weise auf die dynamischen Prozesse der Waldneubegründungsflächen. Die in Mitteleuropa ohnehin nur noch wenigen verbliebenen größeren Vertreter der natürlichen Säugetierfauna und ihren Einfluss aus Flächen auszugrenzen, die dem Naturschutz gewidmet sind, ist unbefriedigend und paradox.

Auf den Verbiss von Gipfeltrieben reagieren Laubgehölze mit der Bildung mehrerer Ersatztriebe. Vitale, im Licht stehende Pflanzen überstehen bei mäßigen Wilddichten meist auch mehrfachen Verbiss und wachsen mit einzelnen Trieben aus der Reichweite der Tiere hinaus. Die dabei entstehenden vielfältigen, unregelmäßigen Baumwuchsformen sind unter dem Gesichtspunkt der Wertholzerzielung im Wirtschaftswald unerwünscht, auf Flächen für den Naturschutz aber gerade angesichts dieser Tendenz zu vereinheitlichten Wuchsformen positiv zu werten. Wildverbiss kann auch insgesamt den Strukturreichtum der Waldneubegründungsfläche vergrößern, wenn die Gehölze unterschiedlich intensiv befressen werden, so dass sich unterschiedliche Teilflächen ausdifferenzieren und ein Mosaik aus Gehölzen und offenen Flächen länger erhalten bleibt.

Die natürliche Ansiedlung von Gehölzen kann durch den Einfluss des Schalenwildes aber nicht nur behindert, sondern auch gefördert werden, so etwa durch Kurzhalten der konkurrierenden Hochstaudenvegetation (MOSANDL 1991). Zu berücksichtigen ist zum Beispiel auch, dass auf Brachen nach der Entwicklung einer dichten Pflanzendecke die Samen der meisten Gehölzarten nicht mehr keimen können, wühlende Tiere wie Wildschweine aber immer wieder ein Saatbett schaffen (BAUMGÄRTEL & GRÜNEKLEE 2002).



Abb. 17: Von Rehen verbissene Hainbuchen auf einer Sukzessionsfläche (Gaim/Hannover). Die Knospen einzelner Jungbäume werden immer wieder verbissen; sie entwickeln sich zu regelrechten "Weidebüschen" (vorn). Die dahinter stehenden Hainbuchen sind wenig verbissen und die Gipfeltriebe sind aus der Reichweite der Rehe schon herausgewachsen.

Bei Flächen mit vorrangiger Naturschutzfunktion sollte eine Waldneubegründung ohne Zäunung deshalb grundsätzlich vorgezogen werden.

Neben grundsätzlichen Überlegungen sprechen auch praktische Gründe gegen eine Zäunung. Zäune sind zum einen teuer: "Bei kleinen Flächen nimmt die Zaunlänge je ha so stark zu, dass die Kosten für den Zaun je Pflanze häufig die Kosten für Pflanze und Pflanzvorgang übersteigen" (HEUKAMP & WAGNER 1998). Trotzdem bieten sie oft nur einen scheinbaren Schutz. "Zäune sind nur mit dauernden Kontrollen wildrein zu halten, und auch nur bei einer nicht zu großen umzäunten Fläche, denn sie ziehen das Wild 'magisch' an" (HEUKAMP & WAGNER 1998).

Eine Alternative besteht darin, bei verbissgefährdeten Baumarten, z.B. Eichen, größere Pflanzen zu verwenden. Leittriebe von Pflanzen mit einer Länge über 120 cm werden vom Rehwild nicht erreicht, Pflanzen mit einem Wur-

zelhals-Durchmesser über 15 mm werden von Kaninchen und Hase kaum noch verbissen. Solche größeren Pflanzen werden in den letzten Jahren zunehmend verwendet. Sie brauchen nicht mehr freigeschnitten werden. Richtig gezogene größere Pflanzen wachsen bei richtiger Pflanztechnik problemlos an und weiter (HEUKAMP & WAGNER 1998).

Bei den hier vorgeschlagenen geringen Pflanzenzahlen wäre auch Einzelbaumschutz (und Verwendung von Dornensträuchern) eine günstigere Alternative

zur Zäunung. Auch das Aufbringen von Ästen und Stubben auf der Kompensationsfläche bietet einen Verbisschutz ("modifizierte Benjeshecke").

Eine Zäunung kann ausnahmsweise nötig sein, wenn der Verbissdruck so hoch ist, dass z.B. gar keine Pioniergehölze mehr hochkommen. Auch andere Aspekte können an manchen Standorten eine Rolle spielen, etwa der Schutz vor Vermüllung oder vor missbräuchlicher landwirtschaftlicher Nutzung.

Sofern gezäunt wird, sind in jedem Fall Holz-zäune (Hordengatter) zu verwenden. In den meist benutzten Drahtzäunen können sich Wildtiere leicht verfangen, was bis zum Genickbruch etwa bei Rehböcken führt (SCHMIDT 2004). Auch unter Eulen und Greifvögeln entstehen durch Drahtzäune hohe Verluste (SCHERZINGER 1996).

Die Erfahrungen mit Hordengattern in Forstbetrieben sind gut: "Berücksichtigt man die notwendigen Abbau- und Entsorgungskosten für Drahtzäune, können Hordengatter zu gleichen Preisen wie herkömmliche Drahtzäune erstellt werden. Zusätzliche Argumente sprechen für den Einsatz von Hordengattern:

- Eine Verwendung des eigenen Produktes Holz ist möglich.



- Die Energie- und CO₂ -Bilanz ist durch Verwendung des nachwachsenden Rohstoffes Holz günstiger als beim Drahtzaun.
- Sie fügen sich gut in das Landschaftsbild ein.
- Sie stellen eine sichtbare Barriere für das Wild dar, die auch vom Schwarzwild nicht durchbrochen wird.
- Wildtiere können sich nicht darin verfangen.
- Die Horden können i. d. R. an Ort und Stelle verrotten und müssen nicht abgebaut werden " (NLÖ & ENERCITY 2000).

Bei Waldneubegründungen, die dem Naturschutz dienen, sollte nach Möglichkeit auf eine Zäunung verzichtet werden. Soweit ein Schutz für die Anpflanzungen notwendig ist, können verschiedene Methoden des Einzelbaumschutzes oder Verbisschutz durch Astwerk eine Alternative sein. Wenn eine Zäunung unvermeidbar ist, müssten Holz-zäune statt der verbreiteten Drahtzäune verwendet werden.

Abb. 18: Durch langjährige extensive Beweidung geprägte halboffene Landschaft bei Brandleben/Landkreis Lüchow-Dannenberg.

2.14. Beweidung durch große Pflanzenfresser

Mit der Ausrottung der großen Pflanzenfresser Auerochse, Wisent, Wildpferd und Elch in Mitteleuropa wurde eine Artengruppe ausgeschaltet, die natürliche, vom Menschen unbeeinflusste Waldlandschaften wesentlich prägen würde. An die Stelle wilder Weidetiere traten deren domestizierte Formen, die der Mensch wohl schon seit Beginn der Jungsteinzeit in den Wald trieb. Die Waldweide war bis in das 19. Jahrhundert in vielen mitteleuropäischen Gebieten die Hauptnutzungsart des Waldes (POTT & HÜPPE 1990). Erst danach entstand als Reaktion auf die Zerstörung der Wälder durch Rodung und Übernutzung die heutige Trennung zwischen Wald und Weide.

Kennzeichnend für beweidete Waldlandschaften sind aufgelichtete oder, bei höherer Beweidungsintensität, parkartig aufgelöste Wälder.

Die Lücken in der Baumschicht lassen einen Unterwuchs an lichtliebenden Sträuchern, Kräutern und Gräsern zu. Eine besondere Rolle spielen gegen Verbiss geschützte Arten, insbesondere Dornensträucher. Typisch ist eine mosaikartige Verteilung der Gehölz- und Offenlandflächen mit vielfältigen, weichen Übergängen. Dabei sind die Wald-Offenland-Grenzen nicht dauerhaft festgelegt, sondern können sich durch Sukzession und Einfluss von Mensch und Tier immer wieder verschieben (POTT & HÜPPE 1990).

Seit einigen Jahrzehnten entstanden in verschiedenen europäischen Ländern Naturentwicklungsgebiete, in denen den Wildformen ähnliche Rinder und Pferde (u.a. Heckrinder, Koniks) oder robuste Haustierrassen sowie Wildtierarten, u.a. Rothirsche, eingesetzt werden. In den Niederlanden sind mittlerweile fast 400 solcher Gebiete mit einer Gesamtfläche von 45.000 ha eingerichtet (SIEBEL & PIEK 2001). Sie weisen Parallelen mit den Hude-landschaften vergangener Zeiten auf (KÖNIG et al. 2003).

Solche halboffenen Weidelandschaften, in denen bei freier Sukzession möglichst alle heimischen Großsäugetierarten ganzjährig leben, können ein wichtiger Beitrag zur biologischen Vielfalt sein (KÖNIG et al. 2003). Unter anderem können Arten profitieren, die auf eine enge Verzahnung ganz unterschiedlicher Strukturen angewiesen sind. "Eine Förderung erfahren Arten halboffener und offener Strukturen, zum Beispiel Vogelarten wie Ziegenmelker, Heide-lerche, Neuntöter, zahlreiche Tag- und Nacht-falter, Wildbienen und -wespen sowie Heu-schrecken" (KÖNIG et al. 2003). Es handelt sich dabei vielfach um Arten, die an Waldland-schaften gebunden sind, aber weder bei natur-naher Forstwirtschaft noch bei extensiver Landwirtschaft geeignete Lebensbedingungen finden. (Einen Überblick zum gesamten The-menkomplex bietet BUNZEL-DRÜKE et al. 2008.)

Dort, wo diese Möglichkeit besteht, sollten Ersatzmaßnahmen für Waldverluste in Naturentwicklungsgebiete mit ganzjährigem Einsatz von großen Weidetieren gelegt werden. Auf solchen Flächen können verschiedene Kompensationsmaßnahmen

sinnvoll "gebündelt" werden (BUSCHMANN et al. 2003).

3. Weitere Schutzgüter

Neben dem Schutzgut "Arten und Lebensgemeinschaften" sind in der Eingriffsregelung auch die Schutzgüter "Boden", "Wasser", "Klima/Luft" und "Landschaftsbild" zu berücksichtigen. Die hier skizzierte Neubegründung von Wald, die weitgehend über Sukzession und ohne forstliche Eingriffe abläuft, wäre auch unter diesen Aspekten den herkömmlichen Aufforstungen überlegen oder ebenbürtig.

3.1. Boden

Auch wenn der Waldbau insgesamt zu Recht als Landnutzungsform gilt, die unter dem Aspekt des Bodenschutzes am verträglichsten ist, kann das Schutzgut Boden hier doch in verschiedener Hinsicht beeinträchtigt werden. Mit dem hier vorgeschlagenen Weg der Waldneubegründung würden diese Beeinträchtigungen vermieden:

- Durch Verzicht auf Waldwegebau entfallen auch die damit verbundenen Zerstörungen des natürlichen Bodenaufbaus, die negativen Veränderungen in den Randbereichen der Wege durch Abtragungen und Aufschüttungen und die Veränderungen des Bodenchemismus durch ggf. eingebautes Fremdmaterial.
- Es treten keine Störungen des Bodenaufbaus durch Waldbewirtschaftung auf (Schlagräumung, Aufreißen des Waldbodens zur Förderung der Verjüngung).
- Da keine Holzernte stattfindet, entfallen Bodenschäden durch Befahren (Verdichtung, Verletzung der Wurzeln und der Mykorrhiza).
- Der Bodenbildung wird kein Totholz entzogen.
- Es werden keine Fremdstoffe eingebracht (Düngung, Kalkung).
- Entwässerungsmaßnahmen werden rückgängig gemacht; vom Wasserhaushalt geprägte Standorte können sich wieder natürlich entwickeln.

3.2. Wasser

Auch für das Schutzgut Wasser ist die hier skizzierte Neubegründung von Wald durch Sukzession insgesamt günstig:

- Da auf den Sukzessionsflächen keine Düngung stattfindet, ist das Sickerwasser relativ nitratarm. Günstig ist auch, dass die schnell einwandernden einjährigen Pflanzen die Nährstoffe im Boden nutzen und so teilweise den Austrag verhindern. Im Verlauf der folgenden Jahre werden die kurzlebigen Pionierarten durch langlebigere Gräser und Stauden ersetzt. Diese haben den Vorteil eines "internen" Nährstoffkreislaufs, binden die Nährstoffe also recht dauerhaft (REIF 1997).
- Die Sickerwassermenge ist unter Waldflächen gegenüber Acker- oder Grünlandnutzung geringer. Gründe sind die Verdunstung des an den Bäumen anhaftenden Niederschlagswassers (Interzeption) und die Speicherfähigkeit der Humusaufgabe (NLÖ & ENERCITY 2000). Halboffene Sukzessionsstadien wären demnach wegen der geringeren Interzeption für die Sickerwassermenge günstiger als geschlossene Aufforstungen.
- Durch die Erhöhung des Humusgehalts im Boden, vor allem auf feuchten Standorten (MEISEL & HÜBSCHMANN 1973, REICHEL 1977) sowie durch die Beseitigung aller Entwässerungseinrichtungen werden Niederschläge nur langsam an Oberflächengewässer abgegeben. Sukzessionsflächen, wie sie hier skizziert sind, wirken deshalb als Wasserspeicher in der Landschaft und tragen zu einem ausgeglichenen Wasserhaushalt bei.

3.3. Klima, Luft

Die Entwicklung von Wald durch Sukzession kann einen günstigen Beitrag für das lokale Klima und die lokale Luftqualität leisten. Sowohl Wälder als auch Wiesen, und somit auch halboffene Sukzessionsstadien, wirken als Kaltluft erzeugende Flächen, die bei warmen Wetterlagen für die Frischluftentstehung wichtig sind.

Waldflächen können in begrenztem Maße Schadstoffemissionen (und auch Lärmemissionen und optische Störungen) abschirmen. Allerdings werden dadurch die Wälder und ihre Lebensgemeinschaften selbst geschädigt. Die Neubegründung von Wald in stark emissionsbelasteten Bereichen, etwa an Randzonen von Autobahnen, darf deshalb nicht als Kompensationsmaßnahmen für das Schutzgut Arten und Lebensgemeinschaften angerechnet werden. Ob durch Sukzession begründete Wälder für den Emissionsschutz günstiger oder ungünstiger als übliche Aufforstungen sind, hängt vom Einzelfall ab. Halboffene Sukzessionsstadien können trotz geringerer Baumzahlen ebenso effektiv sein, weil lockere Bestände den Wind besser in den Wald hineinlassen und ihn dadurch auskämmen (NLV 1977). Außerdem kann die Abschirmung durch höheren Anteil von Gebüsch und tiefer beasteten Bäumen die Abschirmung in bodennahen Bereichen besser sein.

Wieweit die Neubegründung von Wald auch einen nennenswerten Teil des nationalen Beitrags zum globalen Klimaschutz leisten können, ist umstritten. Von forstlicher Seite wird verschiedentlich die verstärkte Aufforstung und Holzverwendung propagiert, um die Kohlendioxid-Belastung der Atmosphäre zu verringern (z.B. BURSCHEL & WEBER 1990).

Zu bedenken ist dabei, dass Landökosysteme, also auch Wälder, nur begrenzt Kohlendioxid aufnehmen können. Nach einiger Zeit pendelt sich ein Gleichgewicht zwischen Bindung und Abgabe ein. Mit einer Aufforstung als einmaliger Maßnahme kann daher für sich genommen keine dauerhafte Kohlendioxid-Quelle aufgewogen werden.

Prinzipiell ist eine anhaltende relative Entlastung von Kohlendioxid-Emissionen möglich, wenn Holz bzw. Biomasse regelmäßig dem Wald entzogen und als Ersatz für fossile Brennstoffe eingesetzt wird. Wieweit eine solche Nutzung auf großer Fläche nachhaltig ist, ist allerdings fraglich, weil der Waldboden je nach Umfang der Entnahme mehr oder weniger geschädigt wird. Bereits die heute übliche Holznutzung entzieht dem Waldboden Nährstoffe und führt unter anderem zur Verringe-

rung seiner Pufferkapazität gegenüber Versauerung (SCHERZINGER 1996). "Die Intensivierung forstwirtschaftlicher Aktivitäten könnte längerfristig (...) zu einer Erschöpfung essentieller Bodeninhaltsstoffe führen" (OTT et al. 2004). Zudem bedeutet der Entzug von Holz auch den Verlust von Totholz als für die biologische Vielfalt im Wald besonders wichtigem Substrat.

Davon abgesehen ist der Entlastungseffekt durch Aufforstungen auch sehr bescheiden. Selbst wenn das gesamte waldfähige Flächenpotential Mitteleuropas aufgeforstet würde, reicht der jährliche Zuwachs nicht aus, den Emissionsanstieg aus Luftschadstoffen allein aus dem Verkehr auszugleichen. Am Beispiel eines neuen Autobahnabschnitts wurde hochgerechnet, dass die umfangreichen Aufforstungen als Ersatzmaßnahmen nicht einmal ausreichen, die Kohlendioxidfreisetzung durch die bloße Baumaßnahme zu kompensieren. Zur Kompensation des durch die Straße erzeugten Verkehrszuwachses und den damit verbundenen Emissionen trugen die Aufforstungen überhaupt nichts bei (HUB 2001). Wälder können außerdem schnell von einer Kohlendioxid-Senke zu einer Kohlendioxid-Quelle werden, etwa bei Klimaänderungen oder Waldbränden. Unter heutigen Bedingungen starker Stickstoffeinträge aus der Luft können Aufforstungen darüber hinaus zu verstärkten Ausdünstungen von Lachgas, einem gegenüber dem Kohlendioxid um ein Vielfaches schädlicherem Treibhausgas, führen (KREUTZER 1994).

Als klimapolitische Strategie muss deshalb die Verminderung von Treibhausgasen an der Quelle absoluten Vorrang haben, während "sich das biogene Kohlenstoffmanagement mehr auf den Schutz vorhandener organischer Substanz (Holz, Humus) konzentrieren sollte, als auf unsichere bzw. fragwürdige Strategien für die Fixierung zusätzlichen Kohlenstoffs" (OTT et al. 2004).

Die globale Klimaschutzbedeutung neu angelegter Wälder, egal ob durch übliche Aufforstungen oder Waldneubegründungen durch Sukzession, ist also stark zu relativieren. In ihrer Effektivität sind beide Formen vergleichbar. Die jährliche Stoffproduktion in den verschiedenartigsten Pflanzenbeständen ist unter

gleichen Klima- und Bodenbedingungen annähernd gleich (ELLENBERG 1996) Allerdings besteht in dichten Aufforstungen gegenüber halboffenen Sukzessionsstadien in der ersten Zeit ein größerer Anteil der Biomasse aus Holz, das zunächst der Mineralisation entzogen wird. Langfristig betragen im nicht forstlich genutzten Wald die Vorräte an lebendem und totem Holz aber ein Mehrfaches gegenüber Wirtschaftswäldern (durchschnittliche Holzvorräte in deutschen Wäldern 270 m³/ha, im Urwald bis zu 800 m³/ha; REIF 2001).

3.4. Landschaftsbild, Ästhetik

Die an Wirtschaftswäldern orientierten Aufforstungen sind wegen ihrer typischen Merkmale, die ihre künstliche Entstehung lange deutlich sichtbar machen, auch landschaftsästhetisch ungünstig:

- schematische Pflanzverbände (Gehölze "in Reih und Glied")
- schematische Mischungsmuster der Gehölzarten oder große monotone Gruppen von jeweils nur einer Gehölzart
- unnatürlich wirkende, an linearen Grundstücksgrenzen orientierte Aufforstungsgrenzen
- fehlende Auflockerung der Aufforstung durch Lücken und Lichtungen
- fehlende Stufigkeit und Altersstaffelung (Altersklassenwald)
- Einengung der Vielfalt der Baumwuchsformen auf langschaftige, kaum verzweigte Stämme
- eingeschränkte Artenvielfalt und dadurch verminderte Möglichkeiten des Naturerlebens
- regelmäßige Pflegeeingriffe und dadurch fehlende Möglichkeit der Beobachtung natürlicher Entwicklungsabläufe.

Zwar ist zu berücksichtigen, dass die ästhetische Wirkung eines Landschaftsteils vom persönlichen Empfinden des Betrachters abhängt und die künstlichen Elemente von Aufforstungen sicherlich auch von manchen Personen positiv als Ordnung und Gepflegtheit wahrgenommen werden.

nommen werden. Bereits der Schriftsteller ROBERT MUSIL hatte die Gewöhnung an den künstlichen Eindruck vieler Forste beschrieben und ironisch kommentiert: "Urwälder haben etwas höchst Unnatürliches und Entartetes. Die Unnatur, die der Natur zur zweiten Natur geworden ist, fällt in ihnen in Natur zurück. Ein deutscher Wald macht so etwas nicht" (MUSIL 2004. Vgl. auch: ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1994).

Bei Waldneubegründungen, die dem Naturschutz dienen sollen, muss aber an erster Stelle der Anspruch stehen, Lebensgemeinschaften, Strukturen und Abläufe erleben zu können, die einen möglichst hohen Grad an Natürlichkeit aufweisen: "Der Erholungssuchende 'sucht' im Wald nicht den Park, sondern die 'Wildnis', das Ursprüngliche. Wenn Wälder diese Erholungsqualitäten nicht mehr bieten können, ist die Chance auf unmittelbare Naturerfahrung und damit für ihr instinktives Verstehen verloren." (SENATSWERALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ BERLIN 1991).

Abgesehen davon, dass Natürlichkeit nicht immer positiv empfunden wird, kann Sukzessionswald auch eine negative Wirkung auf das Landschaftsbild haben, wenn er sich in Bereichen entwickelt, in denen Wiederbewaldung generell unerwünscht ist, weil die landschaftliche Vielfalt einschränkt würde (s.u.). Mit diesen beiden Einschränkungen beschreibt der ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE den positiven Effekt von Sukzessionswald auf das Landschaftsbild wie folgt:

"Günstig kann die natürliche Wiederbewaldung wirken durch:

- verstärkte Eindrücke von Natürlichkeit und Ursprünglichkeit in der Landschaft: Ältere Sukzession schafft fließende Übergänge, unscharfe Konturen und allmählichen Wandel von Formen und Farben im Landschaftsbild
- zusätzliche Eindrücke von landschaftlicher Vielfalt: Die Mannigfaltigkeit der Vegetationsformen natürlicher Sukzession übertrifft oft die der umgebenden Nutzungsarten und belebt das Landschaftsbild. Sie reizt das

Interesse des Betrachters mit Abwechslung und Neuheit, nicht zuletzt durch überraschende Durchblicke. Bestimmte Arten der Sukzessionsvegetation verleihen jahreszeitlich unterschiedliche und z.T. buntere Anblicke (Blüte, Laubverfärbung), als das umgebende Kulturland. Eindrücke von Vielfalt erzeugt jedoch noch mehr die Mischung verschiedener Sukzessionsstadien, die im einzelnen selbst artenarm sein können.

- neue Eindrücke von besonderem Landschaftsreiz: Feingliedriges Vegetationsmosaik aus staudenreichen Ruderalgesellschaften, Wildgrasfluren, grünlandähnlichen Flächen, nassen Hochstaudenfluren, Gebüsch- und Vorwaldgesellschaften genügt vielerorts den Ansprüchen landschaftsgebundener Erholung. Es entspricht bisweilen dem historischen Ideal der park- und hainartigen Landschaft (Romantik)" (ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1994).

Außer für das Schutzgut "Arten und Lebensgemeinschaften" ist die Neubegründung von Wald, wie sie hier beschrieben ist, auch in Hinblick auf die Schutzgüter "Boden", "Wasser", "Klima/Luft" und "Landschaftsbild" herkömmlichen Aufforstungen überlegen oder ebenbürtig.

4. Wo ist die Neubegründung von Wald sinnvoll?

Die Neubegründung von Wald ist keineswegs immer aus Naturschutzsicht positiv zu bewerten, sondern kann auch am falschen Ort zu erheblichen Konflikten mit Naturschutzzielen führen (vgl. u.a. PREEN 1996, VÖLKL 1997 a). Sogar manche Aufforstungen, die eigentlich Eingriffe in Natur und Landschaft kompensieren sollen, haben selbst einen überwiegend negativen Effekt (RÖSSLING 2004). Dies gilt noch stärker für Aufforstungen, die nicht gezielt als Naturschutzmaßnahme geplant sind, aber aus öffentlichen Mitteln gefördert werden. Eine Abstimmung mit Naturschutzzielen ist zwar dringend nötig und auch möglich, ist aber unzureichend, gerade auch in Niedersachsen (GÜTHLER et al. 2002).

Eine Waldneubegründung kann nur dann für den Naturschutz sinnvoll sein, wenn sie insgesamt zu einer Aufwertung und nicht zu einer Zerstörung bereits vorhandener Werte führt.

Einschränkende Kriterien aus Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege sind (nach PREEN 1996):

”Arten- und Biotopschutz:

- Naturschutzrechtlich geschützte Gebiete
- Flächen mit wertvollen Offenlandbiototypen
- Flächen mit besonderer Bedeutung für den Biotopverbund von Offenlandlebensräumen
- Flächen mit Vorkommen bedrohter Tier- und Pflanzenarten und/oder Pflanzengesellschaften
- Bereiche mit negativen Auswirkungen auf naturschutzrelevante Flächen durch Randeffekte
- Qualitativ hochwertige bestehende Wald-ränder (z.B. Erhaltung intakter Waldsäume)

Landschaftsbild/Erholung:

- Flächen um Aussichtspunkte
- Prägende Landschaftsbestandteile wie Heckenlandschaften, Obstwiesen, Wiesentäler
- Vermeidung von Sichtbarrieren

Kulturhistorische Bedeutung:

- Flächen, die als repräsentative Bestandteile der traditionellen bzw. historischen Kulturlandschaft besonders bedeutsam sind (Hutungen, Hutewälder, Ackerterrassenlandschaften, Parklandschaften u.a.)
- Kulturhistorisch bedingte Feld-Wald-Verteilung, z.B. Rodungsinseln
- Flächen, welche die Ortsansichten (bebaut und unbebaut) prägen.”

Aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes positiv ist im Allgemeinen die Neubegründung von Wald auf Äckern mittlerer Standorte in Landschaftsräumen mit geringem oder durchschnittlichem Waldanteil und ohne angrenzende hochwertige Biotope. In allen anderen Fällen ist

die Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme problematisch und jedenfalls nur vertretbar, wenn Artenausstattung und Potential der Fläche sowie die Auswirkungen der Maßnahmen vorab untersucht werden.

Fast immer bedenklich und abzulehnen ist die Aufforstung von Grünland. Grünlandflächen sind in den letzten Jahrzehnten im großen Ausmaß zurückgegangen und als solche schon erhaltenswert. Dies gilt auch für scheinbar artenarme und intensiv genutzte Ausprägungen. Zum einen ist in den landschaftspflegerischen Planungsbeiträgen die Einstufung ”Intensivgrünland” häufig falsch, weil Kompensationsflächen selten in der nötigen Gründlichkeit und zum optimalen Kartierzeitpunkt untersucht werden. Zum anderen bieten sich meistens noch besondere Potentiale zur Wiederherstellung artenreicher Grünlandflächen (z.B. häufig Potential zur Wiedervernässung; oft Potential zur Wiederbelebung gefährdeter Arten z.B. von Zwergbinsengesellschaften aus der Samenbank im ungestörten Bodenaufbau).

Auszuschließen ist eine Waldneubegründung meist auch auf Flächen mit Standortpotentialen für besonders wertvolle Offenlandbiotope, z.B. nasse bzw. wiedervernässbare Standorte, extrem trockene Standorte und extrem nährstoffarme Standorte. Zwar könnten hier theoretisch auch wertvolle Waldgesellschaften entstehen; die Regeneration stark bedrohter Biotope wie Feuchtgrünland, Röhrichte, Trockenrasen oder Äcker mit gefährdeten Ackerwildkrautarten ist unter den Aspekten Entwicklungsdauer und Erreichbarkeit durch charakteristische Arten aber meist realistischer.

Dies spricht speziell auch gegen die Aufforstung von Bodenabbaufächen (Sandgruben, Tongruben, Mergelgruben, Steinbrüche). Sie weisen praktisch immer extreme Standortverhältnisse und deshalb besondere Potentiale für gefährdete Arten der Offenlandbiotope auf. Eine Besiedlung durch Gehölze findet in der Regel ohnehin meist schneller statt, als aus Naturschutzsicht erwünscht ist und lässt sich nicht überall aufhalten. Es ergibt keinen Sinn, diesen Vorgang durch Aufforsten noch künstlich zu beschleunigen.

Bei der Neubegründung von Wald ist außerdem auf wertvolle Waldränder Rücksicht zu nehmen (artenreiche Waldränder, historisch alte Waldränder, Waldränder mit alten, breitkronigen, tiefbeasteten Randbäumen; oft trifft alles gleichzeitig zu). Ebenso wie historisch alte Wälder weisen historisch alte Waldränder, also Waldränder, die seit mindestens hundert Jahren auf der heutigen Linie verlaufen, Arten auf, die an neueren Waldrändern fehlen. Eine Pflanzung vor solche Waldränder führt voraussichtlich zum Verlust dieser Arten, da es unwahrscheinlich ist, dass sie auch die neuen Waldränder besiedeln.

Von der Neubegründung von Wald auszunehmen sind alle Offenlandflächen im Wald (Waldwiesen, Wiesentälchen, Buchten im Waldrand). Wegen der Bedeutung von Waldinnenrändern und Lichtungssystemen im Wald sind solche Flächen immer zu erhalten. Auch wenn sie aktuell als Acker genutzt werden, sind hier keine Aufforstungen, sondern naturnähere Offenlandlebensräume anzustreben.

Geeignete Flächen für Waldneubegründungen sind Äcker mittlerer Standorte in Landschaftsräumen mit geringem oder durchschnittlichem Waldanteil und ohne angrenzende hochwertige Biotope. In allen anderen Fällen ist die Neubegründung von Wald als Ersatzmaßnahme problematisch und jedenfalls nur vertretbar, wenn Artenausstattung und Potential der Fläche sowie die Auswirkungen der Maßnahmen vorab untersucht werden.

Fast immer abzulehnen ist die Neubegründung von Wald auf Grünland, auch wenn es in scheinbar artenarmen und intensiv genutzten Ausprägungen vorliegt. Nicht in Betracht kommen meist auch Extremstandorte (nasse oder wiedervernässbare Standorte, extrem trockene Standorte und extrem nährstoffarme Standorte), unabhängig von der aktuellen Wertigkeit der Biotope. Dies gilt speziell auch für Bodenabbauflächen, die praktisch immer solche Standorte aufweisen. Waldneubegründungen dürfen auch nicht vor wertvollen Waldrändern (artenreiche Waldränder, historisch alte Waldränder, Waldränder mit alten, breitkro-

nigen, tiefbeasteten Randbäumen) stattfinden. Auszunehmen sind ebenfalls alle Offenlandflächen im Wald und Buchten im Waldrand.

5. Weitere Fragen zur Kompensation bei Eingriffen in Wälder

5.1. Kompensation des Wertes "Alter"

Der Verlust von Waldbeständen mit einem Baumalter über 15 Jahre oder auf historisch alten Waldstandorten lässt sich zeitnah nicht durch die Neubegründung von Wald ersetzen. Sofern der Eingriff hier überhaupt rechtlich möglich ist, muss zusätzlich zur Begründung neuer Waldflächen das Qualitätsmerkmal "Alter" kompensiert werden, indem bestehende geeignete Waldflächen aus der Nutzung genommen und dem natürlichen Alterungsprozess überlassen werden. Der Nutzungsverzicht muss dauerhaft sein. Ein anderer möglicher Weg zur Kompensation des Wertes "Alter" ist die dauerhafte Herausnahme aller alten bzw. starken Bäume (ab einer definierten Stärke) aus der Nutzung, etwa im Rahmen einer Einführung oder Wiedereinführung einer Bewirtschaftung oder Pflege als Mittelwald oder Weidewald.

Als Ersatzmaßnahmen nicht praktikabel sind dagegen Vereinbarungen mit Waldbesitzern, wonach ein Teil des Altbestandes ungenutzt bleiben soll, wie es neuerdings manchmal in landschaftspflegerischen Begleitplänen vorgesehen ist. Das Zulassen eines Anteils an Alt- und Totholz, der für die Sicherung der Lebensräume wild lebender Tiere, Pflanzen und sonstiger Organismen ausreicht, ist ohnehin als ordnungsgemäße Forstwirtschaft (§ 11 Abs.2 Nr. 3 NWaldLG) gesetzlich vorgegeben. Ein dauerhafter teilweiser Nutzungsverzicht, der darüber hinaus geht, ist vertraglich kaum festzumachen und erst recht nicht zu kontrollieren.

5.2. Kompensation des Wertes "Zusammenhang/Vernetzung"

Ebenso wie das Alter gehört auch der Zusammenhang und die Vernetzung zu den Funktionen und Werten, die über den bloßen Flächenverlust hinausgehen und bei der Kompensation

gesondert berücksichtigt werden müssen. Die Zerschneidung von Waldflächen ist ebenfalls nicht ausgleichbar und dürfte deshalb in der Regel unzulässig sein. Sofern der Eingriff zugelassen wird, müssten die Zerschneidungseffekte nach dem Vermeidungsgebot (§ 8 NNatG) durch Grünbrücken und Kleintierdurchlässe so gering wie möglich gehalten werden. Für die trotzdem verbleibenden Zerschneidungseffekte ist an anderer Stelle die Entwicklung neuer vernetzender Landschaftselemente nötig.

5.3. Kompensation indirekter Beeinträchtigungen

Vor allem bei Straßenbauvorhaben ist des Weiteren zu berücksichtigen, dass die umliegenden Lebensräume außer durch Zerschneidungseffekte auch durch Emissionen, fernwirkende Störungen und Falleneffekte großflächig erheblich beeinträchtigt werden (RECK & KAULE 1992). Die Entwertung im Bereich solcher Belastungsbänder ist so weitreichend, dass sie wie ein teilweiser Flächenverlust zu werten sind. Dies ist zum einen bei der Bemessung der Kompensationsflächen zu berücksichtigen. Zum anderen können Waldneubegründungen in diesem Belastungskorridor nicht als Kompensationsflächen für das Schutzgut "Arten und Lebensgemeinschaften" angerechnet werden. Sie können allerdings Kompensationsmaßnahmen für das Schutzgut "Landschaftsbild" sein.

5.4. Wiedervernässung von Kompensationsflächen

Wo die Flächen für Ersatzmaßnahmen entwässert sind, müssen vor der Neubegründung von Wald weitgehend natürliche Wasserverhältnisse wiederhergestellt werden.

Dazu reicht es nicht aus, wenn im landschaftspflegerischen Planungsbeitrag die allgemeine Aussage aufgenommen wird, wonach "ggf. vorhandene Drainagen verschlossen" werden sollen. Ob Entwässerungsanlagen vorhanden sind und wie sie konkret funktionsunfähig zu machen sind, muss schon in der Planungsphase für jede einzelne Kompensationsfläche ermittelt und auf den jeweiligen Maßnahmen-

blättern ausdrücklich verzeichnet werden.

Außerdem ist es wichtig, vorab zu klären, ob eine Wiedervernässung überhaupt möglich ist oder ob es Probleme gibt, z.B. weil noch andere Grundstücke davon betroffen wären. Gegebenenfalls ist ein anderer Flächenschnitt oder eine andere Fläche für die Ersatzmaßnahme zu wählen.

5.5. Beseitigung nicht standortheimischer Bestockung als Kompensationsmaßnahme?

Als Ersatzmaßnahme in der Regel abzulehnen ist die Umwandlung von älteren standortfremden Forsten (z.B. Hybridpappeln, Nadelhölzer) in Bestände mit naturnaher Baumartenzusammensetzung. Zum einen handelt es sich dabei keineswegs automatisch um eine Aufwertung. Zum Beispiel können ältere Pappelforste mit Baumhöhlen, Totholz und beginnender Verjüngung aus standortheimischen Gehölzen, wie sie gar nicht so selten vorkommen, einen erheblich größeren Wert aufweisen, als es eine junge Aufforstung in absehbaren Zeiträumen erreichen kann. Zum anderen handelt es sich bei einem Wechsel zu standortheimischen Gehölzen lediglich um die im Naturschutzgesetz geforderte "gute fachliche Praxis", die ohnehin einzuhalten ist und nicht als Kompensationsmaßnahme angerechnet werden kann. Hier heißt es: "Bei der forstlichen Nutzung des Waldes sind (...) naturnahe Wälder aufzubauen und diese ohne Kahlschläge nachhaltig zu bewirtschaften. Ein hinreichender Anteil standortheimischer Forstpflanzen ist einzuhalten" (§ 5 Abs. 5 BNatSchG). Dies gilt bei Wäldern in öffentlicher Hand in besonderem Maße (§ 7 BNatSchG).

Da mit der Neubegründung von Wald nicht das Qualitätsmerkmal "Alter" kompensiert werden kann, müssen zusätzlich auf einer bestehenden geeigneten Waldfläche der Bestand bzw. alle alten und starken Bäume aus der Nutzung genommen werden.

Eigenständig zu kompensieren sind auch Zerschneidungseffekte und andere indirekte Beeinträchtigungen.

Soweit die Kompensationsfläche entwässert ist, sind die Möglichkeiten für die Wiedervernässung in der landschaftspflegerischen Begleitplanung abzuklären.

Die Beseitigung von nicht standortheimischer Bestockung oder ihr Unterbau mit standortheimischen Arten ist "gute fachliche Praxis", die nicht als Kompensationsmaßnahme angerechnet werden kann.

6. Literatur

ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstwiss. Centralbl. 110, 106-113.

ALTENKIRCH, W. et al. (Hrsg.) (2002): Waldschutz auf ökologischer Grundlage. Stuttgart.

AMMER, U. & A. v. PREEN (1997): Erfahrungen bei der Umsetzung von Aufforstungsplanungen in Bayern. In: KLEIN, M. (Hrsg.): Naturschutz und Erstaufforstung. (Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 49)

AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforstung für die forstliche Praxis. Forstwiss. Centralbl. 110, 149-157.

ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1984): Biotop-Pflege im Wald. Greven.

ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1994): Waldlandschaftspflege. 2. Aufl. Landsberg/Lech.

BÄNSCH & TOPP (1999): Waldbodenverbringung auf forstlichen Rekultivierungsflächen im Rheinischen Braunkohlenrevier. Verh. Ges. Ökol. 29, 511-518.

BAUMGÄRTEL, R. & W. GRÜNEKLEE (2002): Sukzession nach Dammbbruch auf ehemaligen Ackerflächen in der Rheinaue: Ergebnisse nach 17 Jahren ungestörter Sukzession auf der Rheininsel Kühkopf. Natur und Landschaft 77, 269-273.

BIERHALS, E. (1976): Ökologische Folgen der Vegetationsentwicklung und des Wegfalls der Bewirtschaftungsmaßnahmen. In: BIERHALS, E. et al (1976): Brachflächen in der Landschaft. (KTBL-Schrift 195)

BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. 4. Aufl. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 24. Bonn-Bad Godesberg.

BML (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (2000): Nationales Forstprogramm Deutschland. Bonn.

BODE, W. (1994): Vom lieben Bambi, dem edlen Bäumepflanzen und der gefräßigen Killerraupe. Naturschutz und Landschaftsplanung 26, 147 - 152.

BORSTEL, U. O. v (1974): Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge. Diss. Gießen.

BROGGI, M. & G. WILLI (1993): Waldreservate und Naturschutz. (Beitr. Natursch. i. d. Schweiz 13)

BUNZEL-DRÜKE, M. et al. (2008): „Wilde Weiden“. Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. Bad Sassendorf-Lohne.

BURSCHEL, P. & J. HUSS (2003): Grundriss des Waldbaus. 3. Aufl. Berlin.

BUSCHMANN, M. et al. (2003): Planung und Umsetzung eines Beweidungsvorhabens. LÖBF-Mitteilungen, H. 4, 48-53.

CERMAK, L. (1910): Einiges über den Urwald von waldbaulichen Gesichtspunkten. Centralbl. für das gesamte Forstwesen 36, 340-370.

DIERSCHKE, H. (1974): Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortsgefälle am Waldrand. (Scripta geobotanica 6) Göttingen.

DRACHENFELS, O. v. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. (Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 34) Hannover.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5., stark veränd. u. verb. Aufl. Stuttgart.

ERHARDT, E. (1985): Wiesen und Brachland als Lebensraum für Schmetterlinge. (Denkschr. Schweizer Naturforsch. Ges. 98) Basel.

- FELDMANN, R., R. REINHARDT & J. SETTELE (1999): Bestimmung und Kurzcharakteristik der außeralpinen Tagfalter Deutschlands. In: SETTELE, J., R. FELDMANN & R. REINHARDT, Hrsg.: Die Tagfalter Deutschlands. Stuttgart.
- FGSV (2003): Hinweise zur Umsetzung landschaftspflegerischer Kompensationsmaßnahmen beim Bundesfernstraßenbau. Ausg. 2003. Köln.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fass. Inform.d. Naturschutz Nieders., 24, Nr.1. Hildesheim.
- GEISER, R. (1989): Spezielle Käfer-Biotope, welche für die meisten übrigen Tiergruppen weniger relevant sind und daher in der Naturschutzpraxis meist übergangen werden. Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 29, 268-276.
- GNUTZ VON BLOTZHEIM, U. (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 13/I-III Passeriformes. Wiesbaden.
- GOCKEL, H. A. (1995): Die Trupp-Pflanzung. Forst und Holz, 50, 570-575.
- GÜTHLER, W. et al. (2002): Zwischen Blumenwiese und Fichtendickung: Naturschutz und Erstaufforstung. (Angewandte Landschaftsökologie 45) Bonn-Bad-Godesberg.
- HAMPE, A. & F. BAIRLEIN (1999): Starke phänotypische Differenzierungen in disjunkten Populationen des Faulbaums (*Frangula alnus*, Rhamnaceae): Resultat seiner postglazialen Wiederbesiedlung Mitteleuropas? Verh. Ges. f. Ökol. 29, 59-64.
- HARD, G. (1972): Wald gegen Driesch - das Vorrücken des Waldes auf Flächen junger "Sozialbrache". Ber. Deut. Landeskunde 46, 49-80.
- HARD, G. (1976): Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. In: BIERHALS, E. et al (1976): Brachflächen in der Landschaft. (KTBL-Schrift 195)
- HEUKAMP, B. & H. C. WAGNER (1998): Begründung von Forstkulturen. 4., überarb. Aufl. (AID 1093) Bonn.
- HEYDEMANN, B. (1997): Neuer Biologischer Atlas. Ökologie für Schleswig-Holstein und Hamburg. Neumünster.
- HONDONG, H. et al. (1993): Untersuchungen zum Naturschutz an Waldrändern. Schaan.
- HUB, D. (2001): Erfolgskontrollen im Rahmen der Eingriffsregelung - Nachkontrollen, Entwicklungsprognosen und Effizienzüberlegungen zu Aufforstungs- und Sukzessionsflächen an der BAB 9 in Brandenburg. Diplomarbeit, Univ. Potsdam.
- JACUCS, P. (1972): Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen. Budapest.
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Stuttgart.
- KLEINSCHMIT, J. (1997): Erhaltung von Waldbaum- und Straucharten in Niedersachsen. LÖBF-Mitt. 4/97, 30-35.
- KOEHLER, H. & J. MÜLLER (2003): Entwicklung der Biodiversität während einer 20jährigen Sukzession als Grundlage für Managementmaßnahmen. Bremen.
- KOMPA, T. & W. SCHMIDT (2003): Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Buntsandstein im südwestlichen Harzvorland. Tuexenia 23, 95-130.
- KÖNIG H. et al. (2003): Neue Säule des Naturschutzes. Naturentwicklungsgebiete mit Beweidung. LÖBF-Mitteilungen, H. 4, 21-28.
- 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. (Schr.-Reihe Vegetationskde. 19) Bonn-Bad Godesberg.
- KREUTZER, K. (1994): Folgerungen aus der Höglwald-Forschung. Allg. Forst. Z. 49, 769-774.
- LANDESREGIERUNG NIEDERSACHSEN (1991): Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten. Hannover.
- LEDER, B. (1997): Waldbautechnische Hinweise zur Erstaufforstung - Erfahrungen aus Nordrhein-Westfalen. In: Klein, M. (Hrsg.): Natur-

schutz und Erstaufforstung. (Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 49)

LEIBUNDGUT, H. (1978): Über die Dynamik europäischer Urwälder. Allg. ForstZ., München 33, 686-688, 690

LEIBUNDGUT, H. (1981): Europäische Urwälder der Bergstufe, dargestellt für Forstleute, Naturwissenschaftler und Freunde des Waldes. Bern, Stuttgart.

LOBENSTEIN, U. (2003): Die Schmetterlingsfauna des mittleren Niedersachsens. Hannover.

MADER, H.-J. & G. PAURITSCH (1981): Nachweis des Barriere-Effektes von verkehrsarmen Straßen und Forstwegen auf Kleinsäuger der Waldbiozönose durch Markierung und Umsetzungsversuche. Natur u. Landschaft 56, 451-454.

MAYER, H. (1992): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. 4. Aufl. Stuttgart.

MEISEL, K. & A. v. HÜBSCHMANN (1973): Grundzüge der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. Natur und Landschaft 48, 70-74.

MOSANDL, R. (1991): Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln - dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes. (Mitt. Staatsforstv. Bayerns 46) München.

MUSIL, R. (2004): Wer hat dich, du schöner Wald...? In: MUSIL, R.: Nachlass zu Lebzeiten. Reinbek.

NLÖ (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE) & ENERCITY (STADTWERKE HANNOVER AG, FORSTAMT) (2000): Waldbewirtschaftung im Zeichen des Trinkwasserschutzes. 2. Aufl. Hannover.

NLV (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG) (1977): Waldränder. (NLV-Merkblatt 3)

NMELF (NIEDERSÄCHSISCHER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (1999): Waldprogramm Niedersachsen. Fachgutachten. Hannover.

NMELF (NIEDERSÄCHSISCHER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (1989): Niedersächsisches Landschaftsprogramm. Hannover.

NMELF (NIEDERSÄCHSISCHER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (2000): Unser Land - unser Wald : Wald und Forstwirtschaft in Niedersachsen. (Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen 9) Hannover.

NML (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2005): MB 04. Materialband zum Jahresbericht 2004 der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. Hannover.

OTT, K. et al. (2004): Konkretisierungsstrategien für Art. 2 der UN-Klimarahmenkonvention. Endbericht für das Bundesumweltamt. Bad Neuenahr.

PIETZARKA & ROLOFF (1993): Dynamische Waldrandgestaltung - ein Modell zur Strukturverbesserung von Waldaußenrändern. Natur und Landschaft 68, 555-560.

PLACHTER, H. (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. Verh. Ges. Ökol. 26, 287-303.

POTT, R. & J. HÜPPE (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. Münster.

POTT-DÖRFER, B. & D. ZACHARIAS (1998): Zur Bedeutung wildlebender herbivorer Großsäugtiere für mitteleuropäische Waldgesellschaften. Inform.d. Naturschutz Nieders. 18, 175-177.

PREEN, A. v. (1996): Strategien für eine landschaftsgerechte Aufforstung für aus der landwirtschaftlichen Nutzung ausscheidende Flächen. Diss. Univ. München

RAUH, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. (Naturwaldreservate/Schriftenr. Bayer. Staatsmin. ELF 2.)

RECK, H. & G. KAULE (1992): Straßen und Lebensräume - Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. (Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, 645)

REICHEL, D. (1977): Zur ökologischen Beurteilung von Brachflächen. Ber. ANL 1, 36-42.

- REIF, A. & E. NICKEL (2000): Pflanzung von Gehölzen und "Begrünung" - Ausgleich oder Eingriff in Natur und Landschaft? Naturschutz und Landschaftsplanung 32, 299-308.
- REIF, A. & G. AULIG (1993): Künstliche Neupflanzung naturnaher Hecken - sinnvolle Naturschutztechnologie oder unlösbarer Widerspruch? Naturschutz und Landschaftsplanung 25, 85-93.
- REIF, A. (1997): Sukzession statt Erstaufforstung - eine Alternative? In: Klein, M. (Hrsg.): Naturschutz und Erstaufforstung. (Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 49)
- REIF, A. et al. (2001): Wald. In: KONOLD, W., R. BÖCKER & U. HAMPICKE: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. 4. Erg.-Lfg. Landsberg.
- REMMERT, H. (1992): Ökologie. 5. Aufl. Berlin.
- RINGLER, A. (1995): Einführung - Ziele der Landschaftspflege in Bayern. (Landschaftspflegekonzept Bayern, 1) München.
- RÖSSLING, H. (2004): Die Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung beim Ausbau der BAB A9: Ergebnisse einer Untersuchung in verschiedenen Bundesländern. Natur und Landschaft 79, 64-70.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Stuttgart.
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. (Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 22) Karlsruhe.
- SCHMIDT, W. (1998a): Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder - kritische Anmerkungen zum Mosaik-Zyklus-Konzept. Naturschutz und Landschaftsplanung 30, 242-249.
- SCHMIDT, W. (1998b): Langfristige Sukzession auf brachliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. Naturschutz und Landschaftsplanung 30, 254-257.
- SCHMIDT, W. (2004): Marode Maschen - Wildzäune können zu tödlichen Tierfallen werden. Naturschutz heute 36, H. 1, 24 - 25.
- SCHREIBER, K.-F. (1997a): Grundzüge der Sukzession in 20jährigen Grünlandbrache-Versuchen in Baden-Württemberg. Forstw. Cbl. 116, 243-258.
- SCHREIBER, K.-F. (1997b): Sukzessionen - eine Bilanz der Grünlandbracheversuche in Baden-Württemberg. (Veröff. Projekt Angew. Ökol. 23).
- SEELAND, H. & E. SCHENK (1953): Die Wildrosen der Umgebung von Hildesheim. 7. Beitrag zur Flora und Floristik von Hildesheim. - (Zeitschrift des Museums zu Hildesheim, N.F. 5.)
- SENATSWERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ BERLIN (1991): Vom Kulturwald zum Naturwald - Landschaftspflegekonzept Grunewald. (Arbeitsmaterialien der Berliner Forsten. 1)
- SETTELE, J. & REINHARDT, R. (1999): Ökologie der Tagfalter Deutschlands : Grundlagen und Schutzaspekte. In: SETTELE, J., R. FELDMANN & R. REINHARDT, Hrsg.: Die Tagfalter Deutschlands. Stuttgart.
- SIEBEL, H. & H. PIEK (2001): Veranderde Inzichten over Begrazing Bij Naturbeheerders. Vakblad Naturbeheer, 40, H. 4, 45-49.
- SSYMANK, A. (1994): Indikatorarten der Fauna historisch alte Wälder. NNA-Berichte 3/94, 134-141.
- STURM, K. (1993): Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. Z. Ökol. Natursch. 2, 181-192.
- TEICHMANN, B. (1998): Zur Dynamik der Laufkäfer- und Spinnenfauna am Sukzessionsbeginn auf unterschiedlich bewirtschafteten Ackerbrachen, Altbrachen und naturnahen Flächen bei Halle/Saale (Coleoptera: Carabidae, Arachnida, Araneae). Diss., Münster.
- TÜXEN, R. (1970): Anwendung des Feuers im Naturschutz? Ber. d. Naturhistor. Ges. Hannover, 114, 99-104.
- TÜXEN, R. (1973): Zum Birkenanflug im Naturschutzpark Lüneburger Heide. Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem., N.F. 15/16, 203-209.
- VÖLKL, W. (1997a): Die Bewertung von Erstaufforstungen für den Biotop- und Artenschutz aus tierökologischer Sicht. In: Klein, M. (Hrsg.): Naturschutz und Erstaufforstung. (Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 49)

VÖLKL, W. (1997b): Die Offenhaltung von Grünland in Mittelgebirgen - Problematik und Möglichkeiten anhand eines Beispiels aus dem Fichtelgebirge. In: Klein, M. (Hrsg.): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. (Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54)

WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter. 2. Aufl. Augsburg.

WOLF, G. (1987): Untersuchungen zur Verbesserung der forstlichen Rekultivierung mit Altwaldboden im Rheinischen Braunkohlenrevier. Natur und Landschaft 62, 364-368.

WULF, M. & KELM, H.J. (1994): Zur Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. NNA-Berichte 3/94. 15-50.

WULF, M. (1993): Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz. Verh. Ges. Ökol. 22, 269-272.

WULF, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel „historisch alter Wälder“. NNA-Berichte 3/94, 3-14.

ZACHARIAS, D. (1993): Zum Pflanzenartenschutz in Wäldern Niedersachsens. Mitteilungen aus der NNA. 5/93, 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 3/94, 76-88.

ZACHARIAS, D. (1996): Flora und Vegetation von Wäldern der QUERCO-FAGETEA im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder (Natursch. Landschaftspfl. Nieders. 35)

ZWÖLFER, H., G. BAUER & G. HEUSINGER (1981): Ökologische Funktionsanalyse von Feldhecken - Tierökologische Untersuchungen über Struktur und Funktion biozönotischer Komplexe. Schlussbericht, Bayreuth.