

Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft

Knut Sturm

A nature conservation concept for the management of forest ecosystems is presented. Natural forest dynamics is suggested to be the main object of forest protection. Conflicts with other protection strategies are discussed and examples of practical applications for woodland management are given.

Key words: natural forest processes, forest dynamics, natural disturbance, woodland management.

■ Einleitung

Der Anspruch, Naturschutz im Wald flächendeckend umzusetzen, erfordert den Versuch, sich von sektoralen Schutzstrategien zu lösen und Konzepte zu erstellen, die in der Formulierung des obersten Schutzziels an den dynamischen Prozessen des Waldökosystems orientiert sind. Die klassischen Schutzziele, die aus Naturschutzsicht an die Waldwirtschaft herangetragen werden, sind zumeist auf die Förderung gefährdeter Arten und den Schutz von Biotopen gerichtet oder werden als Abwehrmaßnahmen gegen negative Eingriffe in das Waldökosystem formuliert. Die Entwicklungsbedingungen, die dem Vorkommen der zu schützenden Arten und Lebensräume ursächlich zugrunde liegen, können tendenziell sowohl einer natürlichen Dynamik entsprungen sein als auch ein Ergebnis anthropogener Beeinflussung darstellen. Bei einer dynamischen Betrachtung des Waldökosystems stellt sich die Frage, in welchem Ausmaß natürliche Abläufe durch menschliche Eingriffe massiv gestört wurden und damit zum eigentlichen Schutzobjekt einer naturschutzgerechten Waldbewirtschaftung erklärt werden müssen.

Da zwischen Arten-, Biotop- und Prozeßschutz Zielkonflikte entstehen können, ist eine umfassende Zieldiskussion notwendig, die vor allem Wertpositionen bei der Festlegung des Oberziels offenlegt. Nur so kann in der viel-

fältigen Naturschutzpraxis zielkonformes Handeln erfolgen, das sich auf reproduzierbare und nachvollziehbare Entscheidungen stützt und Erfolgskontrollen ermöglicht (s. z. B. Bröring & Wiegand 1990; Ellenberg 1991/92). Im folgenden soll ein Naturschutzkonzept für den Wald vorgestellt werden, das den Schutz ökologischer Prozesse als Oberziel formuliert und praktische Handlungsanweisungen für die Waldbewirtschaftung aufzeigt. Grundsätze dieses Konzepts sind forstplanerisch bearbeitet und werden zur Zeit in ihrer Praktikabilität und naturschützerischen Wirkung in verschiedenen Forstämtern in Norddeutschland (Forstamt Sellhorn, Niedersachsen; Stadforstamt Lübeck und fünf Waldnaturschutzgebiete im Naturpark Nossentiner – Schwinzer Heide, Mecklenburg-Vorpommern) erprobt. Die zwingend erforderliche flächenhafte Erfolgskontrolle wird über eine in die Forstplanung integrierte ganzflächige Waldbiotopkartierung vollzogen.

■ Zielkonzepte für den Naturschutz im Wald

Die Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie hat 1990 allgemeine Leitlinien für den Naturschutz in der Bundesrepublik Deutschland entworfen (BFANL 1990). Diese Leitlinien können als

Versuch aufgefaßt werden, eine Grundlage für eine allgemeine Diskussion über die Zielsetzung „des“ Naturschutzes zu schaffen, was „dem“ Naturschutz in den vergangenen Jahren und Jahrzehnten weder für sich selber noch in der Darstellung nach außen gelungen ist (Erz 1983: 11; Plachter 1991: 181; Kiemstedt 1991; Ellenberg 1991/92). So summierten sich in den letzten Jahren Veröffentlichungen mit entsprechend kritischen Stellungnahmen zum Erfolg des Naturschutzes und zur Konzeptlosigkeit naturschützerischen Handelns: „Naturschutz – die große Lüge“ (Amberg 1980), „Naturschutz – Illusionen und Wirklichkeit“ (Kurt 1982), „Schützt die Natur vor den Naturschützern“ (Ziemen 1985), „Fülle – Schwund – Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich?“ (Ellenberg 1986), „Naturschutz“ (Remmert 1988) und „Überlegungen zu inhaltlichen Zielen und Schwerpunkten des Naturschutzes in der Kulturlandschaft“ (Dierßen 1991/92).

Die meisten zur Zeit diskutierten Ansätze und Maßnahmen zur Verbesserung des Naturschutzes im Wald beziehen sich auf zwangsläufig verallgemeinernde Konzepte, die aus dem Naturschutz-Management der Kulturlandschaft stammen. Sektorale Betrachtungen von konkreten Biotopen oder Arten (s. z. B. Dierßen 1990, 1991/92) stehen im Vordergrund. Da Waldökosysteme als prägender Teil der mitteleuropäischen Naturlandschaft den konzeptionellen Naturschutz vor grundsätzlich andere Aufgaben stellt, kann eine Übertragung von Schutzkonzepten aus der freien Landschaft zu krassen Fehlern bei der Waldbewirtschaftung führen. Eine den Andersartigkeiten von Pflege- und Entwicklungszielen gerecht werdende Diskussion für Ökosysteme der Naturlandschaft ist für azonale Ökosysteme wie z. B. für Moore erfolgt (s. z. B. Akkermann 1982; Kelm & Wegner 1988), für die zonalen Waldökosysteme jedoch weitgehend unterblieben. Stattdessen wurden häufig Zielvorstellungen aus der waldfreien Kulturlandschaft (z. B. möglichst hohe Artenvielfalt) in den Wald hinein projiziert.

Bei allen kritischen Betrachtungen des Naturschutzes wird das Versagen von naturschutzrechtlichen Instrumenten betont. Da dem Naturschutz eine flächendeckende Mitgestaltung bei der Landnutzung bisher versagt blieb, sind im naturschutz eigenen Handlungsfeld Strategien entwickelt worden, die mehr auf selektive Schutzmaßnahmen denn auf ganzflächig schonende Landnutzungsformen gerichtet sind. Eine langfristige Verbesserung des Schutzes von „Natur“ in der freien Landschaft ist nur dann zu erreichen, wenn dem Naturschutz entsprechende rechtliche Instrumente an die Hand gegeben werden, die ihn zu einer Umsetzung von Schutzzielen im Rahmen der gesamten Landnutzungsplanung befähigen. Dieser politisch unbequeme Weg wird zur Zeit so gut wie gar nicht beschritten. In der Waldbewirtschaftung wäre dies jedoch ohne große Schwierigkeiten durch eine Beteiligung der Naturschutzbehörden an der Forsteinrichtung (mittelfristige Betriebsplanung) möglich.

Hanstein (1984) hat versucht, die konkreten „Wünsche des Naturschutzes an die Forstwirtschaft“ zusammenzufassen. Dabei wurde u. a. deutlich, daß sich viele Wünsche im Rahmen „normaler“ Waldwirtschaft integrieren lassen, aber auch, daß in sich widersprüchliche Naturschutzwünsche an sie herangetragen werden. Diese Widersprüche resultieren i. d. R. aus dem Konfliktfeld „Arten- und Biotopschutz“. Sie ergeben sich zwangsläufig aus der rechtlich begrenzten Zuständigkeit des Naturschutzes, der nur auf bestimmte Einzelflächen Zugriffsmöglichkeiten besitzt. Daraus muß zwangsläufig eine flächenscharf abgegrenzte, statische Betrachtungsweise der Waldökosysteme durch den „Naturschutz“ entstehen.

Der beanstandete Mangel an konkreten und akzeptierten Konzepten für den Schutz der Waldökosysteme gilt jedoch in gleichem Maße für die Waldwirtschaft. Sie nimmt für sich in Anspruch, Naturschutzziele flächendeckend gleichrangig mit den Produktionszielen zu verbinden (s. a. BWaldG § 1), dennoch fehlt ein entsprechendes Konzept bis heute. Mit der Darstellung beachtenswerter landeskultureller Leistungen der Vergangenheit werden die Naturschutzanforderungen der Zukunft ebensowenig zu bewältigen sein, wie mit sektoralen Antwortversuchen auf den wachsenden Druck der Öffentlichkeit.

Für ein umfassendes Waldnaturschutzkonzept müssen Naturschutz und Forstwirtschaft konzeptionell zusammenarbeiten und einen Konsens finden. Er verlangt jeweils von beiden Seiten Zugeständnisse folgenden Inhalts (s. a. Ellenberg 1991/92; Hampicke 1991):

- Der gesellschaftliche Anspruch auf ökologisch nachhaltige Erzeugung des Rohstoffes Holz ist legitim und zu unterstützen.
- Dem gesellschaftlichen Anspruch auf eine naturschutzgerechte Waldpflege ist in Zukunft flächendeckend Rechnung zu tragen.

Zu den notwendigen Voraussetzungen für die Umsetzung eines Waldnaturschutzkonzeptes gehören u. a. flächendeckende und möglichst flächenscharfe Informationen zum Standort, zum floristischen (und wenn möglich faunistischen) Arteninventar, zu horizontalen, vertikalen und mikrotopographischen Strukturparametern, zur Vegetationsdynamik und zur Wald- und Forstgeschichte. Sie können im Rahmen von Waldbiotopkartierungen erhoben werden (vgl. dazu Ammer & Utschik 1984; Hanstein & Sturm 1986; Sturm & Westphal 1993). Flächendeckende Erhebungsmethoden sind anzustreben.

Eine Reihe weiterer Einflußgrößen muß trotz ihrer z. T. schwierigen „Greifbarkeit“ bei der Entwicklung eines Waldnaturschutzkonzeptes berücksichtigt werden:

1. Die Vegetationskunde in Mitteleuropa leitet das „natürliche“ Waldbild aus Wäldern ab, die seit Jahrtausenden menschlich beeinflusst worden sind (Firbas 1949, 1952; Walter & Straka 1970; Overbeck 1975; Ellenberg sen. 1986: 34; Lüning & Stehli 1989: 81; Higgitt et. al. 1991; Probst 1991; Tallis 1991),
2. Anthropogene Stoffeinträge verändern in massiver Weise die Wuchs- und Konkurrenzbedingungen von Arten, gerade auch der Bäume, d. h. die Rahmenbedingungen, unter denen sich die standortstypische, raumzeitliche Dynamik einzelner Waldgesellschaften abspielt (Ellenberg jun. 1983, 1985, 1986 a, b, 1989; Ellenberg et. al. 1986; Heij & Schneider 1991; Jakucs 1991; Mannion 1991; Ulrich 1991; Newson et. al. 1992),
3. Spurengase in der Atmosphäre werden in naturgeschichtlich voraussichtlich extrem kurzen Zeiträumen die

klimatischen Rahmenbedingungen für die Wälder verändern (Brimblecombe 1986; Schönwiese & Diekmann 1989; Enquete-Kommission 1990; Hooper 1990; Perry et. al. 1990; Fabian 1991; Mannion 1991; Thomaßius 1991; Grassl 1992; Newson et. al. 1992; Solomon & Shugart 1993).

Die angeführten Überlegungen verdeutlichen zum einen die Notwendigkeit, sich differenzierte Gedanken darüber zu machen, was die Natürlichkeit von Wäldern eigentlich kennzeichnet. Außerdem entsteht die Frage, durch welchen Beitrag der Waldbau die Waldökosysteme in ihrer Reaktions- und Anpassungsfähigkeit an die bereits geschehenen und an die zu erwartenden Veränderungen der ökologischen Rahmenbedingungen „unterstützen“ kann. Damit ist u. a. auch die Notwendigkeit verbunden, daß sich Forstleute und Naturschützer gemeinsam mit konkreten Forderungen zur Verringerung der Emissionsmengen an die Öffentlichkeit wenden.

■ Prozeßschutz als Schwerpunkt eines gesamthaften Naturschutzkonzeptes für den Wald

1. Zielsetzungen

Die allgemeinen Ziele und Aufgaben des Naturschutzes sind nach Plachter (1991: 8):

1. Bestandessicherung aller Organismenarten (Artenschutz),
2. Ganzheitlicher Schutz von Ökosystemen (Schutzgebietsausweisung),
3. Schutz abiotischer Ressourcen,
4. Mitwirkung bei der Steuerung der Landnutzung,
5. Erhalt biologischer Grundfunktionen.

Angestrebt wird hier grundsätzlich „der ganzheitliche Schutz der Natur“, der nur durch eine „synoptische Zusammenführung der genannten Aufgaben“ erreicht werden kann.

In Anlehnung an die BFANL (1990) und Plachter (1991) haben Sturm & Waldenspuhl (1992) folgende Zielsetzung für den Waldnaturschutz aufgestellt:

„Ziel eines Waldnaturschutzes muß es sein, die Dynamik des Ökosystems Wald mit all ihren ökologisch-charakteristischen Eigenarten und

Prozessen in all ihren Raum- und Zeiteinheiten und unter Berücksichtigung auch historisch bedingter Forstökosysteme (Mittel-, Niederwälder u. a.) zu gewährleisten.“

Die zentrale Bedeutung dieser Definition liegt in der Forderung nach dem Schutz der Walddynamik. Die Walddynamik ist Ausdruck der einem Wald-Ökosystem zugehörigen Prozesse und zeigt sich in vielfältigen und stets wandelnden „Waldbildern“ (vgl. Salisch 1911). Ein Endzustand, in dem der Wald zeitlos und gleichbleibend („stabil“) verharrt, existiert nicht. Für den Naturschutz im Wald ergibt sich daraus die Konsequenz, daß derzeit als schutzwürdig eingestufte Biotope nicht statisch, d. h. an einem festgelegten Standort, sondern dynamisch, d. h. im Rahmen interner Veränderungen der Waldlebensräume (Sukzessionen) zu erhalten sind. Diesem Ansatz liegt die Annahme zugrunde, daß die Lebensraumtypen einer jeden Waldgesellschaft mit ihren spezifischen und schützenswerten Tier- und Pflanzenarten durch natürliche Prozesse immer wieder neu entstehen und als Kontinuum auch auf der gesamten Waldfläche zur Verfügung stehen. Tun sie dieses nicht, so haben sich i. d. R. die Rahmenbedingungen verändert und es ergibt sich ein grundsätzlicher Wandel im Gesamtsystem.

In einem statisch konservierenden Naturschutz, der zumeist mit großem Pflegeaufwand verbunden ist, ist ein Überleben aller Arten unter veränderten Rahmenbedingungen ebenfalls nicht gesichert (s. z. B. Ellenberg 1986 b). Langfristige statische Waldstrukturen sind demnach auf anthropogene Einflußnahme angewiesen. Sofern nicht lokale oder besondere Zielsetzungen Vorrang haben, sind sie nicht mehr „Schutzobjekt“ des hier formulierten Waldnaturschutzes. Im Sinne von Scherzinger (1990) wird der „abschirmende dynamische“ Schutz klar bevorzugt, der auf die ungestörte Entwicklung von Ökosystemen ausgerichtet ist. In besonderen Einzelfällen spielt auch der „gestaltend dynamische“ Schutz eine Rolle, bei dem korrigierende Eingriffe in die Entwicklungsdynamik erforderlich sind. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen und im folgenden erläutert, daß klassische Naturschutzziele wie Vielfalt und Stabilität nicht mehr primäre Ziele des Prozeßschutzes sind. Sie

können als Ergebnis einer natürlichen Dynamik raum-zeitlich befristet als „Sekundärziele“ auftreten.

2. Bezugsgrößen im Rahmen des Prozeßschutzkonzeptes

Aus der Zielsetzung eines prozeßorientierten Waldnaturschutzes ergibt sich die Frage nach dem Charakter der (Wald-)Natur, die in den Unterkriterien zur Beurteilung der Naturnähe von Wäldern aufgegriffen und beantwortet werden muß. Vereinfachend gestellt lautet sie schlicht: „Was ist ein natürlicher Wald in der gemäßigten Zone?“

Die Rolle von „Zufall“ und natürlichen Störgrößen

Der Wald als Ganzes ist in seiner Artenzusammensetzung nur begrenzt räumlich und zeitlich beschreibbar. Wiedergeben lassen sich immer nur Momentaufnahmen, die Ausdruck einer bestimmten, meist anthropogen geprägten Waldgeschichte sind und nur eingeschränkter Aufschluß über den natürlichen Wald geben.

Ein Lösungsansatz zur Beschreibung der natürlichen Artenzusammensetzung verschiedener Standorte ist mit der Konstruktion der „Potentiell natürlichen Vegetation“ nach Tüxen (1957) (PNV) versucht worden. Sie kann eine Orientierungsgröße für die Beschreibung theoretisch erdachter naturnaher Wälder und deren Artenzusammensetzung sein. Als Bezugsgröße für einen dynamischen Waldnaturschutz sind mit dem PNV-Konzept aber auch eine Reihe von Problemen verbunden, die an dieser Stelle nicht diskutiert werden können (vgl. Trautmann 1966; Walter & Breckle 1983; Neuhäusl 1984; Kowarik 1987; Hardle 1989; Reif 1992: 268 f.; Zerbe 1992; Sturm & Westphal 1993). Erwähnt sei lediglich, daß sich die PNV im Wald auf Schlußwaldphasen (s. Walter & Breckle 1983; Mayer 1984; Leibundgut 1988) bezieht und damit eine sehr statische Betrachtungsweise angenommen wird. Alle Pionier- und Zwischenwaldphasen (s. o.) können der PNV in ihrer klassischen Definition nicht zugeordnet werden. Desweiteren bezieht sich die PNV immer auf einen Zustand, der schlagartig in die momentanen Standortverhältnisse hinein gedacht werden soll. Damit steht das klassische Konzept der PNV dem Ziel, dyna-

mische Abläufe zu schützen, entgegen.

Aus den vielen Momentaufnahmen und Beschreibungen von Wäldern, den Beobachtungen der Walddynamik und der Kenntnis der Waldgeschichte wird deutlich, daß ökosystemare Parameter wie Vegetationsstrukturen und Artenzusammensetzungen in ihrer Ausprägung im Prinzip einmalig und nicht in Einzelheiten vorhersagbar sind. Vergleichsweise einfach kann man den jeweiligen Baumarten in den Wald-Ökosystemen Funktionen zuordnen: z. B. der Birke als Pionierbaumart und der Buche als Schlußwaldbaumart. Fast alle weitergehenden Aussagen zu Entwicklung von Vegetationsstrukturen, langfristigen Artenzusammensetzungen u. a. m. sind spekulativ und sollten als Vermutungen gekennzeichnet sein.

In Untersuchungen von Buchen-Urwäldern zeigt sich, daß „natürliche“ Laubwald-Ökosysteme der gemäßigten Zone Mitteleuropas (Mayer 1971, 1979; Mayer & Reimoser 1978; Mayer & Neumann 1981; Prusa 1985; Schrempf 1986; Koop 1989) und anderen Teilen der Erde (Bormann & Likens 1981; Runkle 1985; Hanxi & Yegang 1987; Hytteborn 1987; Foster 1988 a, b; Foster & Boose 1992) als ein Mosaik verschiedener Sukzessionsstadien beschrieben werden können, die sich jeweils in Größe, Form und Zusammensetzung voneinander unterscheiden, d. h. variabel sind. Die Entwicklung der einzelnen Sukzessionsstadien, der Sukzessionsfortschritt, ist nur selten deterministisch und daher nur tendenziell voraussagbar (Mayer & Reimoser 1978; Koop 1989). Auch die Dauer der einzelnen Entwicklungsphasen verändert sich von Wald zu Wald und von Mal zu Mal und ist zusätzlich von einer Reihe von Rahmenbedingungen abhängig, die ebenfalls nicht als statisch angesehen werden dürfen. Nicht zuletzt gehören in dieses Zusammenspiel von Faktoren die vielzähligen nicht vorhersagbaren Ereignisse wie Sturmwurf, Eisenschlag, Überschwemmungen, Feuer, Vulkanausbrüche oder Insektengradationen und Einflüsse anderer Tierarten (Spurr & Barnes 1980; Runkle 1985; Clarke et. al. 1989; Fischer et. al. 1990; Röhrig 1991; Otto 1993), die aufgrund mangelnden Wissens über kausale Zusammenhänge als „Zufälle“ bezeichnet werden. Natürliche Wälder in Mitteleuropa lassen sich demnach als

„Zufallsbeeinflusste multivariable Sukzessionsmosaiken“ beschreiben. Sowohl die Zufälligkeit als auch die Variabilität beziehen sich nicht nur auf die biotischen Faktoren des Ökosystems, sondern sie müssen auch für die abiotischen Bestandteile Anwendung finden. Der Boden – häufig als statisches Element eines Ökosystems aufgefaßt – ist ebenfalls durch Zufälligkeiten in seiner Entwicklung beeinflusst und durch seine langen Entwicklungszeiträume ein einmaliges Phänomen. Naturschutz als Prozeßschutz in zufallsbeeinflussten multivariablen Sukzessionsmosaikern bedeutet also, daß primär nicht Zustände, sondern Entwicklungsbedingungen zu schützen sind.

Diese Bedingungen beziehen sich vor allem auf eine anthropogen möglichst ungestörte Konkurrenzdynamik. Die Förderung einzelner Arten entgegen der natürlichen Wuchsdynamik, so u. a. das kontinuierliche Freistellen von unterlegenen Mischbaumarten oder die Entnahme spontan ankommender Mischbaumarten als „verdämmendes Weichholz“ in Jungbeständen, sind Eingriffe in natürliche Abläufe, die einer natürlichen Konkurrenzdynamik zuwider laufen. Hanstein (1982) hat diese Problematik für den Waldnaturschutz mit „Biotopschutz durch Unterlassen“ treffend charakterisiert.

Prozeßschutz bedeutet deshalb auch, den Zufall zu schützen. Forstleute dagegen sehen nicht selten eine ihrer Aufgaben darin, die Natur berechenbar zu machen und damit zu erhalten. Der Zufall als „Schutzgegenstand“ wird damit ausgeschaltet: „... ergibt sich die unabweisbare Pflicht, waldbauliche Ziele langfristig zu setzen, und sei es nur, um die Entwicklung des Waldes dem Spiel blinder Zufälligkeiten zu entziehen“ (siehe Kremser 1989: 2). Die Waldpflege strebt also i. d. R. danach, Bäume und Bestände gegen Windwurf, Schneebruch, Brand oder Insektenkalamitäten zu „stabilisieren“, also eben jene Zufälle und ihre Auswirkungen zu verhindern, die neue Entwicklungsdynamiken oder andere Entwicklungsrichtungen anstoßen (s. z. B. Otto 1993: 335). Diese hier gemeinte Stabilisierung der Waldökosysteme ist keine ökologische, sondern eine physikalische Stabilisierung, die einen direkten oder mittelbaren Produktionsvorteil anstrebt. Qualitätsmerkmale im holztechnischen Sinne oder die physikalische Stabilität von

Individuen oder Beständen bringen jedoch eine einseitige Auslese nach bestimmten phänotypischen oder bestandesstrukturellen Merkmalen. Die zufallsbedingte Variabilität wird damit eingeeengt und einer Nivellierung der Verhältnisse Vorschub geleistet (Hosijs 1993).

Die Erkenntnis, daß vom Zufall geschaffene Lebensräume für bestimmte Arten unersetzlich sind, hat zu Naturschutzansätzen geführt, die den Zufall durch Planung ersetzen wollen. So fordern Hill (1987) und Völkl (1991) die Schaffung von Kahlfeldern oder Lichtungen und ihre Vernetzung im Wald zur Förderung der Pionier- und „Katastrophenarten“. Dieser inszenierte Zufall kann jedoch echte zufallsbeeinflusste, multivariable Sukzessionsmosaiken nicht ersetzen. Schon der anthropogene Eingriff für obige Arten nivelliert die mögliche natürliche Bandbreite von Entstehungsmöglichkeiten und Entwicklungstendenzen und fördert dadurch nur einige wenige sogenannte „Leitarten“ (s. Niering 1987; Young 1992).

Aus Sukzessionsuntersuchungen kann der Schluß gezogen werden, daß eine Veränderung der Artenzusammensetzung durch natürliche Störgrößen mindestens ebenso wahrscheinlich ist wie eine gerichtete Sukzessionsabfolge bis hin zur Schlußwaldphase (Runkle 1985; Röhrig 1991; Otto 1993). Störungen sind grundsätzlich unvorhersehbar und können nur näherungsweise durch statistische Wahrscheinlichkeitsaussagen in ihrem Eintreten angenommen werden. Eine Veränderung des Störungsregimes muß daher auch zu Veränderungen im Waldökosystem führen (s. Hobbs & Huenneke 1992). In Auwäldern führt die Abnahme der Überschwemmungsintensität und Überschwemmungsdauer zum Verschwinden von typischen Auearten (z. B. Ulmenarten). Sie wandeln sich i. d. R. zu artenärmeren Eichen-Hainbuchenwäldern. Tritt statt Sturm z. B. verstärkt Feuer als Störungsmechanismus auf, so verändern sich relativ rasch die Pionierphasen der betreffenden Wälder und es kommt folglich zu einer Verdrängung der vorher auf Windwurf angewiesenen Biozönose. Die Zunahme der Frequenz und Intensität von natürlichen Störungen aller Art, führt mittelfristig zu einer Abnahme reifer Entwicklungsphasen im Wald und fördert das Auftreten bisher „gesellschaftsfremder“ Arten, die die

„heimischen“ Arten verdrängen können (Crawley 1987, 1989). Diese Interpretation von Störungsregimen kann grundsätzlich sowohl für natürliche als auch für anthropogene Störungen Anwendung finden.

Anthropogene Ungestörtheit und Kontinuität der Entwicklung von Boden und Vegetation

Im Gegensatz zu natürlichen Störgrößen werden alle vom Menschen gesteuerten Veränderungen der Waldökosysteme als nicht zum System gehörig gewertet und vermindern somit die Naturnähe. In diese Betrachtungsweise, die vor allem die Wald- und Forstgeschichte in den Vordergrund rückt, wird auch der Standort und die Bodenentwicklung mit eingeschlossen. Hierzu sind Studien zur Wald- und Bestandesgeschichte nötig (siehe z. B. Sheail 1980; Ellenberg sen. 1986; Hanstein & Sturm 1986; Kelm & Sturm 1988; Caswell 1989; Huntley 1991).

Je länger die Entwicklung der Waldbiozönosen vom Menschen unbeeinflusst abläuft, desto mehr entwickelt sich die Naturnähe des Standorts und der Vegetationsentwicklung. Dies bedeutet i. d. R. eine Zunahme von natürlichen Waldarten innerhalb des Artenspektrums der natürlichen Ökosysteme. Damit wird auch deutlich, daß Vielfalt als relative Vielfalt immer in Bezug gesetzt wird zu den jeweiligen Standortverhältnissen und dem natürlichen Artenspektrum. Im Gegensatz zur relativen (natürlichen) steht die absolute Vielfalt, die durch anthropogen bedingte Eingriffe (z. B. künstliche Einbringung) erzeugt wird. (s. o.).

Waldstandorte, die seit der Nacheiszeit zumindest gering bewaldet waren und deren direkte Beeinflussung durch den Menschen lange zurückliegt oder weitgehend fehlt (z. B. entlegene Schluchtwälder), weisen in der heutigen Landschaft den höchsten Grad einer solchen Ungestörtheit auf.

Die Bedeutung anthropogen ungestörter Entwicklungsprozesse wurde vor allem in solchen Gegenden nachgewiesen, wo die Vernichtung unbeeinflusster Lebensräume (in Mittel- und Westeuropa) am stärksten war: in Großbritannien und im Norddeutschen Tiefland (siehe dazu Rose 1976, 1978; Ball & Stevens 1980; Harding & Rose 1986; Jacobsen 1990; Wat-

kins 1990; Rasmus 1991; Young 1992).

Watkins hat umfangreiche Untersuchungen über alte Waldstandorte in Großbritannien (GB) durchgeführt und ausgewertet sowie deren Naturschutzwert beschrieben (vgl. Watkins 1990). Er unterscheidet u. a. folgende Typen historisch beeinflusster Wälder (sinngemäß übersetzt):

Natural woodland: Wälder, die in jeder Hinsicht vom Menschen unbeeinflusst sind. Sie sind heute in Großbritannien nicht mehr vorhanden.

Ancient woodland: Primärwälder, die niemals entwaldet oder kultiviert wurden und Sekundärwälder, die nachweislich seit dem 16. Jahrhundert dauerhaft bestockt sind.

Recent woodland: Wälder, die im 17. Jahrhundert oder später bestockt worden sind.

Der direkte Bezug, den die alten Waldstandorte (ancient woodlands) vermutlich in ihrer Artenzusammensetzung und ihrer räumlichen Struktur zu den ehemaligen Urwäldern (natural woodlands) aufweisen, läßt unersetzbare Informationen über ungestörte Naturprozesse erwarten. So lassen sich auf kleinständörtlicher Grundlage die funktionalen Einnischungen und die hieraus resultierenden „Ansprüche“ der Baumarten und deren Konkurrenzdynamik sowie das Zusammenspiel von Standort, Baumbestand und Bodenvegetation ermitteln. Der Boden ist dabei als Ergebnis eines ggf. jahrtausendelangen natürlichen Entwicklungsprozesses ein häufig verkanntes unmittelbares Naturschutzobjekt. Er zeichnet sich durch eine typische physikalisch-chemische Struktur sowie eine dem Standort entsprechende arten- und individuenreiche Lebensgemeinschaft aus.

Zugleich können Indikatorarten (indicators of ancient woodlands) erfaßt werden, die aufgrund ihrer stenotopen Eigenschaften auf diese alten Waldstandorte angewiesen sind. Für GB und Norddeutschland sind sowohl floristische (z. B. GB: *Paris quadrifolia*, *Mercurialis perennis*; Schleswig-Holstein: *Enterographa crassa*, *Thelotrema lepadinum*) als auch faunistische Indikatoren (GB: die Schnecke *Zenobiella subrufescens*) belegt (s. z. B. Boycott 1934: 25 ff.; Peterken & Game 1984; Kelm & Sturm 1988; Rasmus 1991). Ihr Vorkommen beschränkt sich, vor allem in ehemals

stark entwaldeten Gebieten, auf Restbestände alter Waldstandorte: „In ancient woodlands we see the original indigenous woodland species“ (Watkins 1990: 20). Das Vorkommen dieser Arten ist gebunden an eine dauerhafte natürliche Bestockung, da sie geringe Wanderungs- und Anpassungsmöglichkeiten besitzt und bei menschlichen Eingriffen, die zu erheblichen Biotopveränderungen führen, kaum Lebensmöglichkeiten finden.

Mit diesen Untersuchungen sind wichtige Hinweise über die Abhängigkeit stenotoper Waldarten von einer dauerhaften und ungestörten Bewaldung erbracht worden. Untersuchungen über die relativ wenig mobile Bodenfauna liegen zu dieser Problematik bisher nicht vor. Hier dürfte noch ein großes Potential von Arten existieren, das heute nur auf alten Waldstandorten Relikt vorkommen aufweist.

Je höher der Grad anthropogener Ungestörtheit ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, folgende Naturschutzpotentiale vorzufinden:

- Vorkommen seltener stenotoper Waldarten
- Autochthone Artenzusammensetzung
- Naturnähe und hohe relative Diversität der gesamten Lebensgemeinschaft
- Erhalt des Zufalls als Bestandteil der Natur und ihrer Dynamik

Natürliche Diversität

Im Rahmen des Prozessschutzes wird auf die Erzeugung einer hohen absoluten Vielfalt (Diversität) bewußt verzichtet. Diese Forderungen würde einer maximalen Naturnähe im Wald zuwider laufen. Eine standörtlich maximal mögliche Zahl von Arten oder Strukturen ist über einen längeren Zeitraum hinweg nur mit großem energetischem Aufwand zu erhalten.

Die natürliche Diversität ist im Verlauf der Sukzession starken Schwankungen unterworfen. Je nach Standort, Dauer und Länge des Betrachtungszeitraumes entwickelt sich deshalb nur eine relativ hohe (natürliche) Diversität (siehe Pilou 1975: 89 f.; Magurran 1988: 109 ff.; Grosser et. al. 1991: 57 – 70 und Rackham 1992: 12 – 17). Eine anthropogen bedingte (forstlich erzeugte), absolute Diversität ist ebenfalls standortabhängig (vgl. Hanstein & Sturm 1986: 81 – 85 und Rackham

1992: 1 – 11), weil auch eine nach oben theoretisch offene Menge von Arten und Strukturen an die vorherrschenden Standortverhältnisse gebunden ist (z. B. Artenspektrum der gemäßigten Zone). Sie läßt sich jedoch durch wiederholte menschliche Eingriffe auf ein wesentlich höheres Niveau bringen (s. Magurran 1988: 109).

Kleinflächig betrachtet ist in Mitteleuropa auf Extremstandorten (z. B. thermophile Buchenwälder) eine hohe natürliche Baumartenvielfalt vorhanden, die bei zunehmender Flächengröße nur geringe Steigerungsraten aufweisen. Anders verhält dies sich bei den zonalen Standorten. Kleinflächige Betrachtungen führen zu einer relativ geringen Baumartenvielfalt, bei zunehmender Flächengröße ist die Steigerungsrate jedoch deutlich höher als bei den Extremstandorten. Dies hängt u. a. mit der potentiell größeren Palette der natürlich vorkommenden Baumarten auf Zonalstandorten zusammen, die aber im Laufe der Sukzession von der konkurrenzstarken Buche verdrängt werden. Auf größerer Fläche werden sie sich jedoch immer wieder durch das Vorkommen verschiedener Sukzessionsmosaiken einfinden. Die Baumartenpalette der Extremstandorte ist hingegen geringer, sie findet sich jedoch in ihrer Gänze bereits auf kleinerer Fläche ein. Die Konkurrenzverhältnisse sind hier wesentlich entspannter als auf Zonalstandorten.

Ziel des Prozessschutzes ist, das typische zufallsbeeinflusste multivariable Sukzessionsmosaik dieser verschiedenen Waldgesellschaften und aller darin vorkommenden Arten zu schützen und im Rahmen der Holznutzung nicht wesentlich zu beeinflussen.

Zur Zeit werden Betrachtungen zur absoluten Diversität auf solche Faktoren beschränkt, die sich unmittelbar erfassen lassen. Dazu gehören vor allem Arten, Vegetationsstrukturen und Habitattypen. Diese Faktoren lassen jedoch leicht vergessen, daß es auch genetische Vielfaltsmerkmale gibt, die durchaus negativ auf menschliche Eingriffe (hier Artendiversitätssteigerung) reagieren können. So hält Mani (1984) die genetische Diversität von Arten für ein Produkt anthropogen unbeeinflusster, natürlicher Selektionsvorgänge. Die natürlichen Mutations- und Selektionsvorgänge seien in der Mehrzahl nur in menschlich unbeeinflussten Lebensräumen möglich. Wei-

terhin vermutet er, daß nur eine möglichst hohe genetische Diversität aller Arten eines bestimmten Ökosystems dessen langfristiges Überleben sichern kann.

Christiansen (1982) weist ebenfalls darauf hin, daß es vor allem die „Fitness“ von Individuen ist, die zum langfristigen Überleben von Arten beiträgt. Ein Indikator für die „Fitness“ sei die genetische Diversität von Individuen. Nur sie ermöglicht es Individuen einer bestimmten Art, auf veränderte Rahmenbedingungen so zu reagieren, daß ein langfristiges Überleben möglich bleibt. Wird aus Naturschutzgesichtspunkten jedoch die Adaption der Arten gefördert (siehe Soule 1987), um eine an eindeutig definierte und statisch zu pflegende Rahmenbedingungen angepaßte und stabile Artengemeinschaft zu erhalten, so ist aus genetischer Sicht das langfristige Überleben aller Arten dieser Gemeinschaft nicht gesichert (siehe Christiansen 1982; Bradshaw 1982: 10 ff.; Jones 1987: 148 ff.; Caswell 1989). Es wurde deshalb vorgeschlagen, daß „genetische Monitorprogramme“ für Arten, die durch gezieltes Management erhalten werden sollen, eingeführt werden (Lacy 1987, 1988; Lande 1987; Brakefield 1991).

Venne und Scholz (1990) fordern in diesem Zusammenhang, daß es für die Forstwirtschaft unerlässlich ist, Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Mannigfaltigkeit der Baumarten zu ergreifen. Denn eine hohe genetische Vielfalt sei die Basis für die Anpassungsfähigkeit der Arten an sich verändernde Umweltbedingungen und führe zu verbesserten Überlebenschancen. Sie weisen darauf hin, daß der Erhalt der Waldökosysteme auch dem Erhalt der interspezifischen genetischen Variation, wie sie sich im Laufe der Evolution zwischen den Arten gebildet hat, dienen soll. Dazu sei es notwendig, „nicht eine statische *Konservierung* ... sondern die Schaffung hinreichender Voraussetzungen für dynamische *Anpassungsprozesse* von Lebensgemeinschaften an sich ändernde Umweltbedingungen“ von der Forstwirtschaft zu fordern (Venne & Scholz 1990: 23).

Larsen (1990: 17) betont, daß eine Voraussetzung für ökologisch vielfältige (Wald-) Ökosysteme eine entsprechende Genotypenvielfalt der einzelnen Arten sei (Larsen 1990: 17). Diese These bestätigt auch Walker, der

Populationen als Organisationseinheiten ein großes Reservoir genetischer Polymorphismen zuschreibt, die sich im Laufe der langfristigen Reaktionsmöglichkeiten der Individuen auf natürliche Störgrößen entwickelt haben. Diese Polymorphismen können sich in einer großen phänotypischen Erscheinungsvielfalt widerspiegeln und werden auch mit Konkurrenzabläufen in einen kausalen Zusammenhang gestellt (Walker 1988: 115 ff.). Aus seinen Ausführungen wird deutlich, daß es natürlicher Störungen und der möglichst uneingeschränkten Reaktionsmöglichkeit der Arten bedarf, um sowohl eine genotypische als auch eine phänotypische Vielfalt auszubilden, die das Überleben von Arten und Ökosystemen langfristig und in einem weiten Rahmen möglicher Veränderungen gewährleistet.

Ein weiteres Argument, das bei Naturschutzdiskussionen vor Ort häufig herangezogen wird, soll in diesem Rahmen diskutiert werden: Die Erhöhung der Vielfalt trage zur Erhöhung der Stabilität bei (siehe dazu Hollinger 1973; Piloni 1975: 129–134; Whitmore 1982: 53–56; Kreebs 1985: 581–586; Kimmins 1986: 379–380; Begon et al. 1986: 764–773; Stugren 1986: 233–237; Ulrich 1987; Thomasius 1988; Walker 1989). Je nach Betrachtungsebene kann der Zusammenhang zwischen Vielfalt und Stabilität zu unterschiedlichen Urteilen führen. Der Begriff Stabilität muß daher zunächst definiert werden. Wird Stabilität biologisch-ökologisch oder physikalisch verstanden? Ist Stabilität aufzufassen als statische Artenzusammensetzung oder als Resilienz, d. h. als ein multivariablen Artenmosaik, das um einen schwer zu definierenden mittleren Fixpunkt fluktuiert? Wie verhalten sich die Eigenschaften „Stabilität“ und „Elastizität“ zueinander?

Entsprechend unterschiedlich muß man die Einbringung neuer Arten im Wald beurteilen. Sie kann als Erhöhung der absoluten Diversität zu einer Risikostreuung und damit zur Stabilisierung des Nutzökosystems, d. h. zur Sicherung des „Nutzens“ im ökonomischen Sinne interpretiert werden (siehe Otto 1989). Aus menschlicher Sicht wird somit eine Stabilisierung geschaffen, die durch Pflegeeingriffe erhalten werden muß.

Aus ökologischer Sicht wird die Einbringung neuer Arten in das natürliche

System jedoch zu einer Destabilisierung führen. Diese Sichtweise geht davon aus, daß das vorher naturnahe Waldökosystem ein „ökostabiles“ System gewesen ist. Bei der Einbringung neuer Arten werden die ursprünglich von angepaßten Arten besetzten ökologischen Nischen nur partiell wiederbesetzt. Das System kann dadurch im Rahmen von Verdrängungs- oder Anpassungsprozessen eine Drift erfahren, also das Gegenteil eines ökologischen Stabilisierungsprozesses (siehe Kinzelbach 1989: 68). Zugleich entsteht für die Arten der natürlichen Waldgesellschaft eine neue Konkurrenzsituation, die „zusätzlichen Streß“ bedeuten kann.

Walker versteht in diesem Sinne die Stabilität einer Artengemeinschaft als das Ausmaß, in dem eine Gemeinschaft auf Veränderungen der Umwelt reagieren kann. Er betont dabei die Abhängigkeit dieser Reaktionsfähigkeit von der Vielfalt der Genotypen. Die Vielfalt der Genotypen wiederum bildet sich seiner Meinung nach vor allem in der Anpassung an störungsbedingte Veränderungen der Umwelt heraus (Walker 1988). Werden genau diese Störungen einerseits als Risikofaktoren für die physikalische Stabilität des Waldökosystems gewertet, so werden sie andererseits als eine Voraussetzung für dessen ökologische Stabilität (Waldökosystem) aufgefaßt.

Der Zusammenhang zwischen Diversität und Stabilität ist also vor allem eine Frage der Definition des Gemeinten.

■ Maßnahmen zur Umsetzung des Prozeßschutzes im Wald

Der Prozeßschutz im Wald verfolgt primär das Ziel einer möglichst großen Naturnähe und damit des Zulassens von möglichst ungestörten natürlichen Prozessen. Bei diesen grundsätzlichen Zielvorstellungen wird davon ausgegangen, daß alle in unseren heimischen Wäldern überlebensfähigen Arten eine ökologische Nische vorfinden. Diese wird jedoch nicht inszeniert, sondern entsteht quasi von selbst immer wieder neu. Eine der dazu notwendigen Voraussetzungen ist es jedoch, daß alle negativen Eingriffe in die bestehende Naturlandschaft der Wälder verhindert werden, um das derzeitige Qualitätsniveau der Waldökosysteme (z. B. noch vorhandenes Arteninventar) als Ausgangsbasis für

die Entwicklung einer höheren Naturschutzqualität im Sinne des Prozeßschutzes zu erhalten.

Als Entwicklungsziel des Naturschutzes im Wald wird vor allem das Zulassen von Entwicklungsphasen und -strukturen festgeschrieben, die in unseren Wirtschaftswäldern im Vergleich zu Naturwäldern zu Mangelhabitaten geworden sind. Im folgenden werden Maßnahmen aufgezeigt, die einzelbestandsweise in den Modellbetrieben umgesetzt werden. Ob sie zu einer Verbesserung der Naturschutzqualität im Sinne des Prozeßschutzes führen, wird durch eine alle 10 Jahre stattfindende ganzflächige Waldbiotopkartierung als Erfolgskontrolle aufgezeigt (s. hierzu Sturm & Westphal 1993). Auf eine einzelbestandsweise Beschreibung der Maßnahmen und Unterlassungen muß hier aus Platzgründen verzichtet werden.

■ Ausscheidung von Intensitätsstufen der Pflege von Waldflächen

Für ein ganzflächiges Umsetzen des Prozeßschutzkonzeptes im Wald sind unterschiedliche Intensitätsstufen für die Waldbehandlung auszuscheiden. Dazu ist zum einen ein Netz nicht oder nur gering bewirtschafteter Waldflächen und zum anderen eine ganzflächig prozeßorientierte Bewirtschaftungsform anzustreben. Bei der Ausscheidung der verschiedenen Intensitätsstufen kann auf bereits bewährte Einteilungen der jeweiligen Landesforstverwaltungen zurückgegriffen werden. Unterschiede bestehen lediglich bei der Größe der Einzelflächen und der anzustrebenden Gesamtgröße der Flächen, sowie in der Bewirtschaftungsintensität des „normalen“ Wirtschaftswaldes (s. Stufe 3).

Intensitätsstufe 1

Die konsequenteste Umsetzung des Prozeßschutzes bedeutet, daß der Wald keine (forstliche und naturschützerische) Pflege mehr erhält. Diese Forderung kann sich jedoch nur auf einen begrenzten Anteil der Gesamtwaldflächen beziehen. Der Anteil läßt sich weniger wissenschaftlich als vielmehr naturschutz- bzw. forstpolitisch begründen und erfordert einen breiten politischen Konsens. Erstellt werden sollte ein repräsentatives „Netz“ von

unbewirtschafteten Waldflächen. Diese sollten auf den Grundlagen der verschiedenen naturschutz- und forstrechtlichen Möglichkeiten ausgewiesen werden.

In den Forstämtern Lübeck und Sellhorn sowie in den Waldnaturschutzgebieten des Naturparks Nossentiner-Schwinzer Heide wird ein solches Flächennetz kurz- bis mittelfristig mindestens 10 % der Gesamtwaldfläche einnehmen und alle natürlichen Waldgesellschaften und deren Entwicklungsphasen in möglichst naturnahem Zustand abdecken. Es sollten immer wenige, dafür aber große Gebiete angestrebt werden. Die Mindestgröße wird heute in der Regel bei 20 ha angesetzt. Nach Möglichkeit sollten Gebiete dieser Art jedoch deutlich größer ausgeschieden werden (> 100 ha). Auch hier ist ein politischer Konsens bei der Größenfestlegung erforderlich, der einer Aushandlung zwischen den jeweilig an der Planung beteiligten Behörden bedarf. Kommen einzelne Waldgesellschaften nicht in ausreichender Fläche und Naturnähe vor, sind möglichst große, möglichst naturnah „Entwicklungswälder“ auszuweisen.

Intensitätsstufe 2

Besonders sensible Bereiche (in der Regel bestimmte Böden) werden aus Schutzgründen als *Nichtwirtschaftswald* ausgewiesen. Diese Maßnahme ist häufig auch im Rahmen der anzustrebenden biologischen Rationalisierung sinnvoll. Dies bedeutet, daß die Holzentnahme 10 m³ pro Jahrzehnt und ha nicht überschreitet. Nutzungen sind in der Regel nur dann zulässig, wenn dadurch keine wesentliche Beeinträchtigung der Lebensgemeinschaft verursacht wird. Sie bedürfen deshalb einer besonderen Begründung. Vertretbar oder sogar notwendig können hingegen Eingriffe wie die Entnahme spontan angekommener Verjüngung fremdländischer Baumarten sein (dies ist in der Intensitätsstufe 1 unzulässig).

Folgende Standorte sollten als Nichtwirtschaftswald ausgewiesen werden:

- nicht entwässerte Moore,
- sehr stark und stark grundwasserbeeinflusste arme Sandböden,
- sehr stark grund- und stauwasserbeeinflusste Böden,

- sommertrockene schwach nährstoffversorgte Sandböden,
- naturnahe Uferränder mit einer „Tiefe“ von 10–50 m je nach Geländemorphologie,
- flachgründige meist sonnenseitig exponierte Steilhänge,
- Wälder in Schluchten.

Der Übergang zwischen sogenanntem Nichtwirtschaftswald und „Wirtschaftswald“ ist als fließende Grenze aufzufassen. Entsprechend auf die örtlichen Verhältnisse abgestimmt, ist dies planerisch in der Forsteinrichtung festzuschreiben.

In den Forstämtern des Naturparks Nossentiner-Schwinzer Heide sind 12,3 % als Nichtwirtschaftswald ausgewiesen. Im Forstamt Lübeck beläuft sich der Anteil nach dem derzeitigen Planungsstand bei ca. 10–13 % der Fläche.

Intensitätsstufe 3

Für alle übrigen Flächen der Waldbewirtschaftung sind Ziel- und Handlungsvorgaben im Sinne des Prozeßschutzes notwendig, um eine abgestimmte und zielkonforme Vorgehensweise in den einzelnen Handlungsfeldern zu ermöglichen. Im folgenden werden Grundsätze und Rahmen für die Vorgehensweisen in der Intensitätsstufe 3 beschrieben, die für die Einzelbestände im Rahmen der Forsteinrichtung in den Modellbetrieben umgesetzt werden bzw. wurden.

■ Baumartenwahl

Die Baumartenwahl ist so naturnah wie möglich vorzunehmen. Dies bedeutet, daß die Stellung der jeweilig vorgeschlagenen Baumarten im Sukzessionsmosaik zu berücksichtigen ist. So sind Schlußwaldbaumarten nicht auf Freiflächen zu pflanzen. Auf statische „Betriebszieltypen“ oder sonstige Bestockungsziele muß gänzlich verzichtet werden, da eine solche langfristige Festlegung mit einer prozeßorientierten Bewirtschaftung nicht zu vereinen ist: Ist ein Betriebszieltyp auf einer konkreten Fläche gepflanzt, so bedeutet dies, daß eine bestimmte Baumartenzusammensetzung von der Kulturphase bis zur Abholzphase in der gleichen Zusammensetzung erhalten bleiben soll. Eine Vielzahl von dafür notwendigen Pflegemaßnahmen wird sich demzufolge gegen eine natürliche

Entwicklungsdynamik stellen müssen, sofern sich andere Baumarten oder andere Mischungsverhältnisse einstellen. Eine langfristige Festlegung der Baumartenzusammensetzung ist nicht zielkonform im Sinne des Prozessschutzes. Sie kann zudem erheblichen Arbeitsaufwand und hohe Kostenintensität bedeuten.

Um diese Eingriffe in die natürliche Konkurrenzdynamik der Baumarten zu vermeiden, ist ein Artenspektrum für die Baumartenwahl anzugeben, das sich aus den standörtlichen Verhältnissen und den daran gebundenen natürlichen Waldgesellschaften ergibt. So ist den verschiedenen Standorttypen ein Fächer von Baumarten zuweisbar, die verschiedene Funktionen bei der Waldentwicklung (Pionier-, Neben-, Hauptbaumart) wahrnehmen. Nur aus diesem Spektrum sind angepaßte Baumarten auszuwählen, die jedoch ihrerseits nicht zu Mischbestandstypen mit mittelfristig hohem Pflegebedarf zusammengestellt werden dürfen. Die meisten auf Buchenwaldstandorten begründeten Eichen-Buchen-Mischbestände muß man aus dieser Sicht ab einem Buchenalter von 100 Jahren als forstliche „Intensivstationen“ bezeichnen. Die Eiche gerät dann unter den starken Konkurrenzdruck der Buche und bleibt in ihrer Höhenentwicklung um bis zu 10 Meter hinter der Buche zurück. Um ihr in der Folge den nötigen Wuchsraum zu erhalten, sind starke Eingriffe in die Buche nötig. Selbst in ungleichaltrigen Mischbeständen ist diese Mischungsform auf dem größten Teil der Buchenwaldstandorte nicht ohne kräftiges Zurückdrängen der Buche erhaltbar.

Die Eiche kann hingegen im Rahmen der primär progressiven Sukzession von Kiefernwäldern der ersten und zweiten Waldgeneration eine wichtige Rolle für die Bodenentwicklung spielen. Hier sind wirkliche Eichenstandorte vorhanden, die sich über eine Eichenzwischenwaldphase zu Buchenwaldstandorten entwickeln. Pflanzungen von Buche unter dem Kieferschirm der ersten (und zweiten) Waldgeneration nach Heide sind i. d. R. nicht mit dem Prozessschutz vereinbar. Sie können die natürliche Entwicklung zu einem Buchenwald um mehrere Jahrhunderte beschleunigen und unterbinden dadurch artenreiche und zu meist auch eichenreiche Sukzessionsphasen vom Kiefern-pionierwald hin zu einem Buchenwald.

■ Bestandesbegründung

Aufwendige Bestandesbegründungen mit Bodenbearbeitung und Düngung passen nicht in das Konzept des Prozessschutzes. Sie nivellieren Kleinstandorte und Verjüngungsbedingungen für die Baumarten. Dies entspricht nicht dem zufallsbeeinflussten multivariablen Sukzessionsmosaik, welches von klein- bis kleinstandörtlichen Bedingungen „lebt“.

Im Sinne es Prozessschutzes hat bei Bestandesbegründung die Naturverjüngung Vorrang. Bei nicht standortgerechter Naturverjüngung ist trotzdem auf teure Umbaumaßnahmen über Kahlschläge zu verzichten. Hier sind Voranbauten unter Schirm mit möglichst geringer Pflanzenzahl (1 500 bis 3 000 Stück) als Bestandesbegründung vorzuziehen.

Sinnvolle Unterbauten oder Voranbauten sollten nicht mit schematischen Pflanzverbänden sondern in Anlehnung an natürliche Verjüngungsabläufe begründet werden. Dies ist z. B. über Nesterpflanzung oder teilflächige Bepflanzung mit verschiedenen engen Pflanzverbänden, möglich. Ziel muß immer eine möglichst den aktuellen standörtlichen Verhältnissen entsprechende Sukzessionsphase mit ihren typischen Arten und Strukturen sein.

Waldfreie Kleinstrukturen insbesondere der Extremstandorte sind nicht aufzuforsten, sondern der natürlichen Sukzession zu überlassen.

Wo Kahlfächen durch „Katastrophen“ entstanden sind, lassen sich alle Möglichkeiten einer natürlichen Verjüngung von Baumarten des zufallsbeeinflussten multivariablen Sukzessionsmosaiks ausnutzen. Pflanzungen sollten nur vorgenommen werden, wenn die Kahlfächen anderenfalls von nicht standortgerechten Baumarten aus den Nachbarbeständen besiedelt würden. Auch dann sind bei Bepflanzung schematische Verbände zu vermeiden. Nesterpflanzung, verschiedene Pflanzverbände und vollkommen unbepflanzte Flächen, sollen schon in der Kulturphase eine möglichst große Vielfalt in den Waldaufbau bringen. Dies ergibt sich um so leichter, je mehr man vorhandene Strukturen z. B. einzelne Feuerflächen, einzelne Windwurfbäume, Schlagreisig, Stubben beläßt, anstatt sie „aufzuräumen“.

■ Forstwirtschaftliche Pflegeeingriffe in den Wald

Auf Jungwuchspflege und Läuterungen sollte i. d. R. verzichtet werden. Ausnahmen empfehlen sich bei gering differenzierten Beständen mit einem typischen baumartenarmen Altersklassenaufbau. Läuterungen in z. B. monostrukturierten Kieferndickungen sollten das Ziel haben, den Struktur-reichtum zu erhöhen. Dies kann erreicht werden durch:

1. Abgrenzen von Bestandesteilen mit unterschiedlichen Pflegeintensitäten und Pflegearten
2. Ausgrenzen von Partien, die nicht bearbeitet werden
3. Möglichst geringe Eingriffsintensität auf ganzer Fläche
4. Förderung aller Mischbaumarten
5. Vermeiden von nivellierenden Eingriffen auf die Bestandesstruktur und die Ausformung individueller Bauformen

Diese Vorgehensweise ist ein Kompromiß zwischen dem Kopieren natürlicher Differenzierungsvorgänge und der produktionsbezogenen „Unge-duld“, die das natürliche Sicheinstellen ähnlicher Vorgänge im Rahmen natürlicher Prozesse nicht abwarten will.

Bei den regelmäßigen wiederkehren-den Durchforstungen sollten statt der herkömmlichen Auslesekriterien „Qualität“ und „Stabilität“ die Kriterien „Vitalität“, „Rarität“ und „Qualität“ – in dieser Reihenfolge – zur Anwendung kommen. Im Einzelfall kann jedoch auch „Rarität“ an die erste Stelle rücken, wenn anthropogen zurückgedrängte seltene Mischbaumarten gefördert werden sollen.

Anbrüchige, absterbende und tote Bäume oder Baumteile sollten je nach Entwicklungsphase in einem Ausmaß erhalten werden, das den angenommenen natürlichen Verhältnissen nahekommt. Richtwerte, z. B. 10 % der Holzmasse, dürfen dabei zufallsbedingt in weiten Grenzen variieren. Eine künstliche Inszenierung von Totholz, z. B. durch Ringeln, ist abzulehnen. Die Beobachtung der Entwicklung von Totholz in Naturwaldreservaten kann hier zur Orientierung wesentlich helfen.

Beim Durchforsten werden grundsätzlich Baumarten des zufallsbeeinflussten multivariablen Sukzessionsmosaiks begünstigt. Sind diese nicht vorhanden, so sind heimische Baumarten vor fremdländischen Baumarten vorzuzie-

hen. Sind auch heimische Baumarten nicht vorhanden, so sind standortgerechte nichtheimische Baumarten gegenüber nicht standortgerechten zu fördern. Die Durchforstung sollte auch skurrile oder nicht nutzholzungtaugliche Baumformen bewußt erhalten.

■ Nutzung erntereifer Bäume

Zu der an natürlichen Prozessen ausgerichteten Waldpflege gehört die Einzelstammnutzung, die sich an kleinflächigen Störungsmustern (Absterben einzelner Baumindividuen, „gaps“) orientiert. Hierbei sind die Ergebnisse der Naturwaldreservate zum natürlichen Störungsregime der jeweiligen Waldgesellschaft zu nutzen. Damit muß der Kahlschlag als Ernteverfahren abgelehnt werden.

Die natürliche großflächig auftretenden Störungen wie Windwurf können zwar zu großflächigen Endnutzungen führen, sie werden aber nicht künstlich geschaffen oder gar nachgeahmt. Ähnlich wie bei Durchforstungen, der Nutzung erntereifer Bäume und den Intensitätsstufen 1 und 2 sind „Kahlflächen“ die durch natürliche Katastrophen entstanden sind, in einer Größenordnung von 10 % als temporäre Naturwaldreservate auszuscheiden. In der Verjüngungsphase kommen femelartige Abläufe dem Modell des Sukzessionsmosaik am nächsten, oft werden sie tatsächlich durch natürliche Störungen initiiert. Die Nutzungen lassen sich über mehrere Jahrzehnte bis hin zu einem halben Jahrhundert strecken. Nie sollte ein Altbestand völlig genutzt, sondern immer 1/10 der Bäume, bevorzugt gruppenweise aber auch einzeln, ihrem natürlichen Schicksal überlassen werden.

■ Biotoppflege

Die Anlage bzw. Renaturierung von „Waldbiotopen“ ist im Rahmen des Prozeßschutzes als Ausnahme anzusehen. In der Regel hat die natürliche Entwicklung in diesen „Waldbiotopen“ Vorrang. Pflegeintensive „Naturschutzobjekte“ werden zumindest nicht neu angelegt.

■ Schlußfolgerungen

Ein umfassendes Waldnaturschutzkonzept, dessen Schutzobjekt naturnahe Waldökosysteme und deren durch natürliche Prozesse ausgelöste Dynamik sind, muß vor allem die Bedingungen schützen, unter denen sich die Naturphänomene und Naturgesetze abspielen. Aus der Beobachtung natürlicher Prozesse im Wald wird zunehmend deutlich, daß sich Waldökosysteme als nur relativ stabile Systeme unter zufallsbeeinflussten Bedingungen entwickeln, die auch durch wiederkehrende Störungen unterschiedlicher Art und unterschiedlichen Ausmaßes gekennzeichnet sind. Diese Störungen sind eine wesentliche Ursache für das vielfältige Erscheinungsbild von Wäldern und sind notwendig, um das Ökosystem Wald in seiner Dynamik und spezifischen Zusammensetzung zu erhalten. Zum Schutz dieser Prozesse ist der Waldnaturschutz in besonderer Weise gefordert, denn im Wald sind große Flächen für einen umfassenden Naturschutz vorhanden (siehe Remmert 1980, 1988; Hanstein 1982; Bibelriether 1980; Ziemer 1985; Niering 1987; Aber 1987).

Die Nutzung des Rohstoffes Holz ist in das Prozeßschutzkonzept grundsätzlich eingeschlossen und nimmt eine gleichrangige Stellung neben dem Naturschutz ein. Oberstes Ziel bleibt dabei aber die Erhaltung und Entwicklung von naturnahen, dynamischen Waldökosystemen und ihrer Selbstregulationsmechanismen, denen sich Naturschutz und Holznutzung unterzuordnen haben. Würde dieses Konzept die Akzeptanz sowohl des Naturschutzes als auch der Forstwirtschaft erhalten, so wären weite Bereiche der Zielsetzungen und Forderungen von Naturschutz und Forstwirtschaft identisch.

■ Zusammenfassung

Es wird ein auf den Wald und seine Besonderheiten bezogenes Naturschutzkonzept vorgestellt. Zentrales Schutzobjekt ist die natürliche Walddynamik mit all ihren raum-zeitlichen Ausprägungen. Der natürliche Wald wird als zufallsbeeinflusstes multivariablen Sukzessionsmosaik beschrieben, dessen ökologische Stabilität durch eine Förderung der Selbstregulationsmechanismen erhöht wird. Wesentliche Be-

zugsgößen für einen prozeßorientierten Naturschutz im Wald sind natürliche Störgrößen in ihrer zufallsbedingten Erscheinungsform und die anthropogene Ungestörtheit der Waldsukzession. Zur Umsetzung des Prozeßschutzkonzeptes im Wald werden Intensitätsstufen der Waldbehandlung ausgedehnt und Bewirtschaftungsmaßnahmen vorgeschlagen.

■ Summary

A nature conservation concept for the management of forest ecosystems is presented. Central object for protection are the natural resources of forest dynamics with all its manifestations in space and time. The natural forest is described as a multivariable succession mosaic influenced by chance, whose ecological stability is increased by the support of its selfregulating mechanisms. Essential factors for process orientated nature conservation in the forest are natural disturbances in their incidental manifestations and the chance for anthropogenously undisturbed forest renewal. For the realisation of this process conservation concept several levels of intensity for forest handling are described and solutions for practical approach are given.

■ Dank

Mein Dank gilt Frau C. Westphal, Herrn Dr. U. Hanstein und Herrn Dr. H. Ellenberg jun. für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und manch wichtigen Hinweis zum besseren Verständnis der Arbeit.

■ Literatur

Aber, J.D. (1987): Restores forests and the identification of critical factors in species-site interaction. – S. 241–250; In: Jordan, W.R., III, Gilpin, U.E. & Aber, J.D. (Eds.): Restoration ecology – A synthetic approach to ecological research. – Cambridge University Press.

Akkermann, R.Ed. (1982): Regeneration von Hochmooren. – Information zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland 3: 5–287.

Amberg, M. (1980): Naturschutz – die große Lüge. – Greven: Kilda.

- Ammer, U. & Utschick, H. (1984): Gutachten zur Waldpflegeplanung im Nationalpark Bayerischer Wald auf der Grundlage einer ökologischen Wertanalyse. – Nationalpark Bayerischer Wald 10: 1–95.
- Ball, D.F. & Stevens, P.A. (1980): The role of „ancient“ woodlands in conserving „undisturbed“ soils in Britain. – Biological Conservation 19: 163–176.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. (1986): Ecology. Individuals, Populations and Communities. – 876 S.; Oxford: Blackwell.
- BFANL (1989): Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Bundesrepublik Deutschland. – Beilage zu Natur und Landschaft 64: 16 S.
- Bibelriether, H. (1980): Die Bedeutung naturnaher Wälder für die Erhaltung gefährdeter Tierarten – dargestellt am Beispiel des Nationalparks Bayerischer Wald. – Nationalpark Bayerischer Wald 3: 97–103.
- Bormann, F.H. & Likens, G.E. (1981): Patterns and Process in a Forested Ecosystem. – 229 S.; Berlin, New York: Springer.
- Boycott, A.E. (1934): The habitats of land mollusca in Britain. – Journal of Ecology 22/1: 1–38.
- Bradshaw, A.D. (1984): The importance of evolutionary ideas in ecology-and vice versa. – S. 1–26; In: Shorrocks, B. (Ed.): Evolutionary Ecology. – The 23rd Symposium of the British Ecological Society in Leeds, 1982; Oxford: Blackwell.
- Brakefield, P.M. (1991): Genetics and the conservation of invertebrates. – S. 45–80; In: Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. & Morris, M.G. (Eds.): The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation. – 566 S.; Oxford: Blackwell.
- Brimblecombe, P. (1986): Air Composition & Chemistry. – 224 S.; Cambridge University Press.
- Bröring, U. & Wiegand, G. (1990): Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? Natur und Landschaft 65/6: 283–292.
- Caswell, H. (1989): Life-History strategies. – S. 285–308; In: J.M. Cherrett (Ed.): Ecological Concepts. The Contribution of Ecology to an Understanding of the Natural World. – Oxford: Blackwell.
- Clarke, J.S., Merkt, J. & Müller, H. (1989): Post-glacial fire, vegetation, and human history on the northern Alpine forelands, south-western Germany. – The Journal of Ecology 77 (4): 897–925.
- Christiansen, F.B. (1984): The definition and measurement of fitness. – S. 65–80; In: Shorrocks, B. (Ed.): Evolutionary Ecology. – The 23rd Symposium of the British Ecological Society in Leeds, 1982; Oxford: Blackwell.
- Crawley, U.J. (1987): What makes a community invisable? – S. 429–459; In: Gracy, A.J., Crawley, U.J. & Edwards, P.J. (Eds): Colonization, Sucession and Stability. – Oxford: Blackwell.
- Crawley, U.J. (1989): Invaders. Why can some imported aliens displace natural plants? – Plants today 2 (5): 152–158.
- Dierßen, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie – Vegetationskunde. – 241 S.; Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Dierßen, K. (1991/92): Überlegungen zu inhaltlichen Zielen und Schwerpunkten des Naturschutzes in der Kulturlandschaft. – Grüne Mappe 1991/92 des Landesnaturschutzverbandes Schleswig-Holstein: 11–20.
- Ellenberg, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 3. neubearb. Aufl.; Stuttgart: Ulmer.
- Ellenberg, H., Mayer, R. & Schauerermann, J. (1986): Ökosystemforschung Ergebnisse des Sollingprojekts 1966–1986. – 507 S.; Stuttgart: Ulmer.
- Ellenberg, H. jun. (1983): Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der BRD. Versuch einer ökologischen Betrachtung. – Forstarchiv 54 (4): 127–133.
- Ellenberg, H. jun. (1985): Veränderung der Flora Mitteleuropas unter Einfluß von Düngung und Immission. – Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 136 (1): 19–39.
- Ellenberg, H. jun. (1986 a): Immissionen – Produktivität der Krautschicht – Populationsdynamik des Rehwildes: ein Versuch zum Verständnis ökologischer Zusammenhänge. – Natur und Landschaft 61 (9): 335–340.
- Ellenberg, H. jun. (1986 b): Fülle – Schwund – Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich? – Verhandlung der Gesellschaft für Ökologie Band XVI: 449–459.
- Ellenberg, H. jun. (1989): Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz? – NNA Berichte 2 (1).
- Ellenberg, H. jun. (1991/92): Fragen an den Naturschutz in Mitteleuropa – veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte. – Grüne Mappe 1991/92 des Landesnaturschutzverbandes Schleswig-Holstein: 4–10.
- Enquete – Kommission (1990): Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre – zum Thema Schutz der Erde. Deutscher Bundestag 11. Wahlperiode, Drucksache 11/8030, Bonn; 935 S.
- Erz, W. (1983): Naturschutz und Landschaftspflege im Rückblick auf ein Vierteljahrhundert Deutscher Naturschutzzeitge und heute: Materialien zu einer bilanzierenden Naturschutzpolitik. – Jahrbuch Natursch. Landschaftspf. 33: 9–37.
- Fabian, P. (1991): Klima und Wald – Perspektive für die Zukunft. – Forstw. Cbl. 110: 286–304.
- Firbas, F. (1949, 1952): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte von Mitteleuropa nördlich der Alpen. 1. Band: Allgemeine Waldgeschichte. – 480 S.; 2. Band: Waldgeschichte der einzelnen Landschaften. – 256 S.; Jena: Fischer.
- Fischer, A., Abs, G. & Lenz, F. (1990): Natürliche Entwicklung von Waldbeständen nach Windwurf, Ansätze einer „Urwaldforschung“ in der Bundesrepublik. – Forstw. Cbl. 109: 309–326.
- Forster, D.R. (1988 a): Disturbance history, community organization and vegetation dynamics of the old-growth Pisgah Forest, south-western New Hampshire, U.S.A. – Journal of Ecology 76: 105–134.
- Forster, D.R. (1988 b): Species and stand response to catastrophic wind in central New England. – Journal of Ecology 76: 135–151.
- Foster, D.R. & Boose, E.R. (1992): Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in central New England, U.S.A. – Journal of Ecology 80: 79–98.
- Grassl, H. (1992): Klimaänderung: Folgen für naturnahe Ökosysteme. – NNA Berichte 5 (1): 50–53.
- Grosser, K.H., Quitt, H. & Görner, M. (1991): Wälder und Gehölze. – S. 57–88. In: Wegner, U. (Ed.): Schutz und Pflege von Lebensräumen – Naturschutzmanagement. – Jena: Fischer.
- Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. – 342 S.; Stuttgart: Ulmer.
- Hanstein, U. (1982): Biotopschutz durch Unterlassen. – Forst- und Holzwirt 37 (6): 157–158.
- Hanstein, U. (1984): Welche Wünsche hat der Naturschutz an die Forstwirtschaft und wie lassen sie sich erfüllen? – Forst- und Holzwirt 39: 536–541.
- Hanstein, U. & Sturm, K. (1986): Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – 194 S.; Hannover, Aus dem Walde Heft 4: Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung.
- Hanxi, Y. & Yegang, W. (1987): Tree composition, age structure and regeneration strategy of the mixed broadleaved/Pinus koraiensis forest in Chanbai Mountain Reserve. – S. 12–20; In: Hanxi Y., Ihan, W., Jeffas, J.N.R. & Ward, P.A. (Eds.): The temperate Forest Ecosystem. – ITE symposium No. 20; Lavenham: Lavenham Press.
- Harding, P.T. & Rose, F. (1986): Pasture – Woodlands in lowland Britain. A review of their importance for wildlife conservation. – 89 S.; Dorchester: ITE.
- Hardtle, W. (1989): Potentiell natürliche Vegetation. Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag. – 71 S.; Kiel: Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg.
- Heij, G.J. & Schneider, T. (1991): Acidification research in the Netherlands. Final Report of the dutch priority programme on Acidification. – 771 S.; Amsterdam: Elsevier.

- Higgitt, S.R., Oldfield, F. & Appleby, P.G. (1991): The record of land use change and soil erosion in the late Holocene sediments of the Petit lac D'Annecy, eastern France. – *The Holocene* 1 (1): 14–28.
- Hill, A. (1987): Bestandsentwicklung des Rotrückenhürgers im Landkreis Hildesheim 1876–1986. Erkenntnisse über die Habitatansprüche und mögliche Schutzmaßnahmen. – Vortrag auf der 99. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft in Hildesheim.
- Hobbs, R.J. & Huenneke, L.F. (1992): Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. – *Conservation Biology* 6 (3): 324–337.
- Holling, C.S. (1973): Resilience and stability of ecological systems. – *Auss. Rev. Ecol. Syst.* 4 (1): 1–23.
- Hooper, M.D. (1990): Historical evidence of climatic change effects. – In: The greenhouse effect and terrestrial ecosystems of the UK. – S. 54–56; Edinburgh: Institute of Terrestrial Ecology.
- Hosius, B. (1993): Wird die genetische Struktur eines Fichtenbestandes von Durchforstungseingriffen beeinflusst? – *Forst und Holz* 48 (11): 306–308.
- Huntley, B. (1991): Historical lessons for the future. – In: Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. & Morris, M.G. (Eds.): *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation*. – 566 S.; Oxford: Blackwell.
- Hytteborn, H. (1987): Three different types of forest dynamics. – S. 32–39; In: Hanx, Y., Ihan, W., Jeffers, J.N.R. & Ward, P.A. (Eds.): *The temperate Forest*. – ITE symposium No. 20; Lavenham: Lavenham Press.
- Jacobsen, P. (1990): Erfassung der Flechtenflora Schleswig-Holsteins und Beurteilung ihres Gefährdungsgrades durch Umwelteinflüsse. – 228 S.; Kiel: Unveröffentlichtes Gutachten des Landesamtes für Naturschutz.
- Jakucs, P. (1991): Eutropication in forest ecosystems. – S. 571–578; In: Esser, G. & Overdieck, D. (Eds.): *Modern Ecology. Basic and Applied Aspects*. – 844 S.; Amsterdam: Elsevier.
- Jones, G.E. (1987): *The Conservation of Ecosystems and Species*. – 277 S.; Kent: Croom Helm Ltd.
- Kaule, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. – 461 S.; Stuttgart: Ulmer.
- Kelm, H. & Wegner, H. (1988): Degenerierte Moorheide als Refugium gefährdeter Schmetterlingsarten, Anmerkungen zum Pflegeplan des NSG „Hohes Moor“ im Landkreis Stade. – *Natur und Landschaft* 63: 458–462.
- Kelm, H.J. & Sturm, K. (1988): Waldgeschichte und Waldnaturschutz im Regierungsbezirk Lüneburg – Grundlagen und Ziele. – *Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg von 1851 e. V.* 38: 47–82.
- Kiemstedt, H. (1992): Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege. – S. 338–342; In: Henle, K. & Kaule, G. (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*. – 435 S.; Berichte aus der Ökologischen Forschung Band 4.
- Kimmins, J.P. (1987): *Forest Ecology*. – 531 S.; New York: Mac Millan Pub. Company.
- Kinzelbach, R.K. (1989): *Ökologie, Naturschutz, Umweltschutz*. – 180 S.; Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Koop, H. (1989): *Forest Dynamics*. – 299 S.; Berlin: Springer.
- Kowarik, J. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiell natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. – *Tuexenia* 7: 53–67.
- Kreebs, C.J. (1985): *Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. – 3. Aufl.; 800 S.; New York: Harper Int. Edition.
- Kremser, W. (1989): Einleitende Überlegungen und historischer Bezug. – S. 1–7; In: Otto H.-J.: *Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten, Band 1*. – 443 S.; Hannover, Aus dem Walde Heft 42: *Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung*.
- Kurt, F. (1982): *Naturschutz – Illusionen und Wirklichkeit*. – Hamburg: Parey.
- Lacy, R.C. (1987): Loss of genetic diversity from managed populations: Interactivity effects of drift, mutations, immigrations, selection and population subdivision. – *Conservation Biology* 1 (2): 143–158.
- Lacy, R.C. (1988): *A Report on Population Genetics in Conservation*. – *Conservation Biology* 2 (3): 245–247.
- Lande, R. (1987): Extinction thresholds in demographic models of territorial species. – *American Naturalist* 130: 624–635.
- Larsen, J.B. (1990): Neue Züchtungsziele unter dem Aspekt der Stabilität von Waldökosystemen. – S. 14–20; In: Hattener, H.H. (Hrsg.): *Erhaltung forstlicher Genressourcen*. – 180 S.; Göttingen: Schriftenreihe aus der Forstlichen Fakultät der Uni. Göttingen und der Nds. Forstlichen Versuchsanstalt Band 98.
- Leibundgut, H. (1988): *Unsere Laubwälder*. – 107 S.; Bern: Paul Haupt.
- Lüning, J. & Stehli, P. (1989): Die Bandkeramik in Mitteleuropa: Von der Natur- zur Kulturlandschaft. – *Spektrum der Wissenschaft, Heft 4/1989*: 78–88.
- Magurran, A.E. (1988): *Ecological Diversity and its Measurement*. – 179 S.; London: Croom Helm.
- Mannion, A.M. (1991): *Global environmental change. A natural and cultural environmental history*. – 404 S.; New York: John Wiley & Sons.
- Mani, G.S. (1984): Genetic diversity and ecological stability. – S. 363–396; In: Shorrocks, B. (Eds.): *Evolutionary Ecology*. – The 23rd Symposium of the British Ecological society in Leeds 1982; Oxford: Blackwell.
- Mayer, H. (1971): *Das Buchen-Naturwaldreservat Dobra/Kamplaiten im niederösterreichischen Waldviertel*. – *Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen* 122: 45–66.
- Mayer, H. (1984): *Die Wälder Europas*. – 691 S.; Stuttgart: Fischer.
- Mayer, H. & Neumann, M. (1981): *Struktureller und entwicklungsdynamischer Vergleich der Fichten-Tannen-Buchen-Urwälder Rothwald/Niederösterreich und Corkova Uvala/Kroatien*. – *Forstw. Cbl.* 100 (2): 111–132.
- Mayer, H., Neumann, M. & Schrempf, W. (1979): *Der Urwald Rothwald in den Niederösterreichischen Kalkalpen*. – *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt e. V.* 44: 125–163.
- Mayer, H. & Reimoser, F. (1978): *Die Auswirkungen des Ulmensterbens im Buchen-Naturwaldreservat Dobra*. – *Forstw. Cbl.* 97 (6): 314–321.
- Newson, M. (Ed.) (1992): *Managing the human impact on the natural environment: patterns and processes*. – 282 S.; London and New York: Belhaven Press.
- Niering, W.A. (1987): *Vegetation Dynamics (Succession and Climax) in Relation to Plant Community Management*. – *Conservation Biology* 1 (4): 287–295.
- Noss, R.F. (1990): *Indications for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach*. – *Conservation Biology* 4 (4): 355–364.
- Odum, E.P. (1980): *Grundlagen der Ökologie*. – In 2 Bänden übersetzt und bearbeitet von J. und E. Overbeck; Stuttgart: Thieme.
- Otto, H.J. (1989): *Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten, Band 1*. – 443 S.; Hannover, Aus dem Walde Heft 42: *Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung*.
- Otto, H.J. (1993): *Der dynamische Wald, Ökologische Grundlagen des naturnahen Waldbaues*. – *Forst und Holz* 48 (12): 331–335.
- Overbeck, F. (1975): *Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte*. – 718 S.; Neumünster: Wachholtz.
- Peterken, G.F. & Game, M. (1984): *Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire*. – *Journal of Ecology* 75 (3): 477–512.
- Perry, D.A., Borchers, J.G. & Borchers, S.L. (1990): *Species Migration and Ecosystem Stability During Climate Change: The Belowground Connection*. – *Conservation Biology* 3: 266–274.

- Pickett, S.T.A. & White, P.S. (1985): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. – 472 S.; San Diego: Academic Press.
- Pilou, E.C. (1975): Ecological Diversity. – 165 S.; New York: John Wiley and Sons.
- Plachter, H. (1990): Naturschutz. – UTB Nr. 1563; 463 S.; Stuttgart: Fischer.
- Probst, E. (1991): Deutschland in der Steinzeit. – 619 S.; München: Bertelsmann.
- Prusa, E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder. Vegetace CSSR A15. – 578 S.; Praha: Academia Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaft.
- Rackham, O. (1992): Mixtures, mosaics and clones: the distribution of trees within European woods and forests. – S. 1–20; In: Cannell, M.G.R., Malcolm, D.C. & Robertson, P.A. (Eds.): The Ecology of Mixed-Species Stands of Trees. – Special publication series of the British Ecological Society No. 11; Oxford: Blackwell.
- Rasmus, J. (1991): Das Pobüller Bauernholz. – Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg 21/(2/3): 148 S.
- Reif, A. (1992): Anmerkungen zu Forschungsstand und Forschungsbedarf im Arten- und Biotopschutz, Bereich: Wälder, Strauchformationen, Wacholderbestände. – S. 267–276; In: Henle, K., Kaule, G. (Hrsg.): Arten und Biotopschutzforschung in Deutschland. – 435 S.; Berichte aus der Ökologischen Forschung Band 4.
- Remmert, H. (1980): Natürliche Sukzession oder lenkende Eingriffe in Nationalparks und anderen Schutzgebieten? – Nationalpark Bayerischer Wald 3: 77–90.
- Remmert, H. (1988): Naturschutz. Ein Lesebuch nicht nur für Planer, Politiker und Polizisten, Publizisten und Juristen. – 202 S.; Berlin: Springer.
- Remmert, H. (1989): Ökologie, Ein Lehrbuch. – 4. Aufl.; Berlin: Springer.
- Rose, F. (1976): Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. – S. 279–307; In: Brown, D.H., Hawksworth, D.L. & Bailey, R.H. (Eds.): Lichen Ecology: Progress and Problems. – London.
- Rose, F. (1978): The persistence of epiphytic lichens in Schleswig-Holstein. – Lichenologica 10(2): 231–233.
- Röhrig, E. (1991): Vegetation structure and forest succession. – S. 35–49; In: Röhrig, E. & Ulrich, B. (Eds.): Temperate deciduous forests. Ecosystems of the world 7. – 635 S.; Amsterdam: Elsevier.
- Runkle, J.R. (1985): Disturbance Regimes in Temperate Forests. – S. 218–234; In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (Eds.): The Ecology of natural disturbance and patch dynamics. – London: Academic Press.
- Salisch, H.v. (1911): Forstästhetik. – Berlin.
- Scherzinger, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz, Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. – Natur und Landschaft 65 (6): 292–298.
- Schrempf, W. (1986): Waldbauliche Untersuchungen im Fichten-Tannen-Buchen-Urwald Rothwald und in Urwald-Folgebeständen. – 124 S.; Wien: Dissertation an der Uni. Wien.
- Schütz, J.P. (1990): Wie steht der Waldbau zur Frage der Erhaltung von Genressourcen? – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Nds. Forstlichen Versuchsanstalt, Band 98: 1–6.
- Sheail, J. (1980): Historical Ecology: the documentary evidence. – 21 S.; Cambridge: ITE, Natural Environment Research Council.
- Soule, M.E. (Ed.) (1987): Viable population for Conservation. – 189 S.; Cambridge: Cambridge Uni Press.
- Solomon, A.M. & Shugart, H.H. (Ed.) (1993): Vegetation Dynamics & Global Change. – 338 S.; New York and London: Chapman & Hall.
- Spurr, S.T.H. & Barnes, B.V. (1980): Forest Ecology. – 3. Aufl.; 678 S.; New York: John Wiley and Jones.
- Stugren, B. (1986): Grundlagen der Allgemeinen Ökologie. – 3. Aufl.; 238 S.; Stuttgart: Fischer.
- Sturm, K. & Waldenspuhl, T. (1992): Grundsätze des Waldnaturschutzes und deren Umsetzung durch Waldbiotopkartierung. – Vortrag anlässlich des Seminars „Naturwerte und Forstplanung“ an der Uni. Freiburg.
- Sturm, K. & Westphal, C. (1993): Ganzflächige Waldbiotopkartierung im Saarland. – 194 S.; Herausgeber: Minister für Wirtschaft im Saarland. Im Druck.
- Tallis, J.H. (1991): Plant Community History. – 416 S.; London; New York: Chapman and Hall.
- Thomasius, H. (1988): Sukzession, Produktivität und Stabilität natürlicher und künstlicher Waldökosysteme. – Arch. f. Naturschutz und Landschaftsforschung 28: 3–21.
- Thomasius, H. (1991): Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf die Wälder in Mitteleuropa. – Forstw. Cbl. 110: 305–330.
- Trautmann, W. (1966): Erläuterungen zur Karte der potentiell natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000. Blatt 85 – Minden. – 137 S.; Bonn Bad Godesberg: Schriftenreihe für Vegetationskunde Heft 1.
- Tüxen, R. (1957): Die heutige potentiell natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angewandte Pflanzensoziologie 13: 5–42.
- Ulrich, B. (1987): Stability, Elasticity, and Resilience of terrestrial Ecosystems with Respect to Matter Balance. – Ecological Studies 61: 11–49.
- Ulrich, B. (1991): Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. – Forst und Holz 46 (21): 575–589.
- Veune, H. & Scholz, F. (1990): Schutz genetischer Systeme von Pflanzenarten in Waldökosystemen als Ziel des Naturschutzes und der Forstwissenschaft. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Nds. Forstlichen Versuchsanstalt 98: 21–28.
- Völkl, W. (1991): Besiedelungsprozesse in kurzlebigen Habitaten: Die Biozönose von Waldlichtungen. – Natur und Landschaft 66 (2): 98–102.
- Walker, D. (1989): Diversity and Stability. – S. 115–146; In: Cherrett, J.M. (Ed.): Ecological Concepts. – The 29th Symposium of the British Ecological Society in London, 1988; Oxford: Blackwell Press.
- Walter, H. & Breckle, S.W. (1983): Ökologie der Erde. Band 1 – Ökologische Grundlagen in globaler Sicht. – 238 S.; Stuttgart: Fischer.
- Walter, H. & Straka, H. (1970): Arealkunde. Floristisch-historische Geobotanik. – 2. Aufl.; 478 S.; Stuttgart: Ulmer.
- Watkins, C. (1990): Britain's ancient Woodland. Woodland management and conservation. – 160 S.; London: David and Charles.
- Whitmore, T.C. (1982): On Pattern and Process in Forest. – S. 45–77; In: Newmann, E.J. (Ed.): The Plant Community as a Working Mechanism. Special Publications series of: The British Ecological Society. No. 1. – Oxford: Blackwell.
- Whittaker, R.H. (1975): Communities and Ecosystems. – 2. Aufl.; New York: Macmillan.
- Young, M.R. (1992): Conserving insect communities in mixed woodlands. – S. 277–296; In: Cannell, M.G.R., Malcolm, D.C. & Robertson, P.A. (Eds.): The Ecology of Mixed-Species Stands of Trees. – 312 S.; Oxford: Blackwell.
- Zerbe, S. (1992): Zur Notwendigkeit von vegetationskundlich-ökologischen Untersuchungen zur Stabilität und Dynamik bodensauerer Hainsimsen-Buchenwälder. – S. 293–297; In: Henle, K., Kaule, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. – 435 S.; Berichte aus Ökologischer Forschung Band 4.
- Zimen, E. (1985): Schützt die Natur vor der Naturschützern. – Natur – Das Umweltmagazin 4 (6): 54–57.

Anschrift des Verfassers:

Knut Sturm, Büro für angewandte Waldökologie, Frieweg 7, D-23898 Duvensee.