Erlenbruchwälder – Dynamik in Raum und Zeit

Konsequenzen für den Prozessschutz in einer Waldgesellschaft

Von Jan Stegner

Zusammenfassung

Erlenbruchwälder gehören in Mitteleuropa zu den stark bedrohten Lebensräumen. Unter einer Vielzahl natürlicher Prozesse spielen insbesondere die Grundwasserdynamik (als zeitliche Dynamik) sowie die räumliche und zeitliche Heterogenität in Verbindung mit anderen Biotoptypen eine wertbestimmende Rolle. Unter verschiedenen Zielkriterien für den Schutz von Erlenbruchwäldern stellen diese "Zielprozesse" dar, mit deren Erhalt sehr wesentliche Aspekte der "Identität" der Brüche gesichert sind.

Neben den besonders empfindlichen Wasserfeder-Erlen-Wäldern und Torfmoos-Birken-Erlen-Wäldern, für die ein Bewirtschaftungsverzicht angeraten ist, können in einer Vielzahl von Erlenbruchwäldern durchaus wichtige Prozessschutzaspekte auch bei einer angepassten forstlichen Bewirtschaftung realisiert werden. Für die Sicherung der Zielprozesse im Rahmen dieses integrativen Prozessschutzes werden Hinweise gegeben.

Wenn Natur geschützt werden soll, sind auch die dynamischen Interaktionen in der Natur zu erhalten, wobei selbst der Zusammenbruch ganzer Systeme in die Systemdynamik eingeschlossen sein kann. Erlenbruchwälder können natürlicherweise zumindest auf Teilflächen über Jahrzehnte waldfrei sein. Diese spezifische Form der Mosaikdynamik erfordert Verständnis und Geduld aller am Naturschutz Beteiligten.

Summary

Alder Carrs – Temporal and Spatial Dynamics, Consequences for Process Conservation in a Forest Community

Alder carrs belong to the strongly threatened biotopes in Central Europe. Amongst a variety of natural processes the groundwater dynamics as well as the spatial and temporal heterogeneity in connection with other biotope types play an important role. If different target criteria are applied they represent target processes for the protection of alder carrs. Their preservation helps to protect very substantial aspects of the identity of these forests.

For the particularly sensitive water violet-alder forests and sphagnum-birch-alder forests a manage-ment renouncement is recommended. However, quite important aspects of process protection can also be implemented with adapted forest management in a variety of alder forests. Recommendations are given for the protection of target processes in the context of integrative process conservation.

To protect nature, we must also protect natural dynamic interactions, even enclosing the natural disas-ter of whole systems into the system dynamics. Alder carr stands naturally may be forest-free over decades at least on patches. This specific form of mosaic dynamics requires understanding and pa-tience of all conservationists.

1 Einleitung

Feuchtgebiete werden in Mitteleuropa schon seit Jahrhunderten durch meliorative Eingriffe in den Grundwasserhaushalt mit dem Ziel einer effizienten land- oder forstwirtschaftlichen Nutzbarkeit entwässert. Regelmäßig werden neben den eigentlichen Nutzflächen auch die in der Umgebung liegenden Flächen beeinträchtigt. Auch bei Maßnahmen mit völlig anderer Zielrichtung wird der Grundwasserhaushalt durch Nichtbeachtung funktionaler Zusammenhänge erheblich beeinträchtigt.

So genannte "Nasswälder" – wie Bruchwälder, Moorwälder und Auenwälder – sind deutschlandweit stark im Bestand bedroht (RIECKEN et al. 1994). Die Gefährdungen der hier dargestellten Erlenbruchwälder (Abb. 1) entstehen durch

- ▸Veränderung der natürlichen Auendynamik von Bach- und Flussauen;
- ▸direkte meliorative Eingriffe der Forstwirtschaft;
- ▸meliorative Eingriffe in umliegende Landwirtschaftsflächen;
- ▸Grundwasserfassungen sowie bergbaubedingte Grundwasserabsenkungen;
- ▸Veränderung von Grundwassereinzugsgebieten, z.B. durch ungeeignete Waldbestockung;
- ▸Belastungsdruck (Trittschäden);
- ▸veränderten Artenbestand durch Fremdstoffeintrag (Aufbasung, Versauerung, Eutrophierung, Düngung) sowie Aufforstung mit standortfremden Gehölzen;
- ▸Umwandlung von Bruchwäldern in landwirtschaftlich nutzbare Flächen (vor allem in historischer Zeit bis in das 19. Jahrhundert).

Als Gegenstand von Naturschutzinteressen werden Erlenbruchwälder auch heute noch vorwiegend anhand statischer Kriterien bewertet (z.B. Flora, Fauna, Struktur); dynamische Aspekte spielen allenfalls in Verbindung mit Grundwasserabsenkungen eine Rolle. Erlenbruchwälder sind jedoch Wälder, deren Wert stark von dynamischen Prozessen bestimmt wird, wobei die Grundwasserdynamik eine Schlüsselrolle spielt. Insofern drängt sich die Frage nach dem Thema "Prozessschutz" für diese Wälder auf. Mit der vorliegenden Arbeit sollen anhand des Biotoptyps "Erlenbruchwald" folgende Fragen betrachtet werden:

(1) Welche Prozesse und Funktionen laufen natürlicherweise in Erlenbruchwäldern ab? Wie überlagern sich diese in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Betrachtungsmaßstäben? Welches sind die wirksamen Schlüsselfaktoren? Wie wirken sich durch anthropogene Störungen ausgelöste Prozesse räumlich und zeitlich aus? Wie lassen sich diese von natürlichen Prozessen unterscheiden?

(2) Welche Rückschlüsse können – vor dem Hintergrund der Prozesse – für die Bewer-



Abb. 1: Naturnaher, über 110 Jahre alter Erlenbruchwald in einem Prozessschutzgebiet im Spreewald.

tung von Maßnahmen in Erlenbruchwäldern gezogen werden? Können Zielkriterien für Naturschutzmaßnahmen formuliert werden? (3) Lassen sich praktische Vorschläge für die Realisierung des Prozessschutzes in Erlenbruchwäldern entwickeln?

2 Dynamik in Erlenbruchwäldern

In der vorliegenden Arbeit wird bei den spezifischen Begriffen der Themenkomplexe "Dynamik", "Störung" und "Prozessschutz" auf Definitionen von JAX (1994), JEDICKE (1998) sowie PICKETT & WHITE (1985) zurückgegriffen. Die Bezeichnung der verschiedenen Erlenwaldtypen folgt der Nomenklatur in CLAUSNITZER & SUCCOW (im Druck), wo auch die zugehörige Synonymik dargestellt wird. Das dort verwendete Vegetationsformen-Konzept ist nicht unumstritten, jedoch zur Kennzeichnung der gesamten standörtlichen Verhältnisse gut geeignet.

2.1 Beispiele für natürliche Prozesse

Von der jederzeit ablaufenden und unübersehbaren Zahl natürlicher Prozesse können an dieser Stelle nur die Wichtigsten beispielhaft dargestellt werden.

▸ Grundwasserdynamik
Schlüsselaspekt vieler systembestimmender Prozesse in Erlenbrüchen ist die Grundwasserdynamik. Während in der Literatur meist nur der hohe Grundwasserstand als Leitkriterium genannt wird, haben die Folgen der charakteristischen Jahresdynamik aus winterlicher Überstauung und sommerlicher oberflächlicher Abtrocknung (in unterschiedlichem Maße bei verschiedenen Vegetationsformen der Erlenwälder) an der Bodenoberfläche eine erhebliche Bedeutung (Abb. 2 und 8). Ohne diese Dynamik würden – bei gleichen standörtlichen Bedingungen – eher Seggenriede oder Röhrichte mit gänzlich anderen Biozönosen existieren.

Die saisonale Grundwasserdynamik kann von langfristiger (infolge unterschiedlich niederschlagsreicher Jahre und abwechselnder Füllung der Grundwasserspeicher, vgl. diverser Jahresganglinien in Abb. 2) sowie kurzfristiger (infolge von Starkniederschlägen) Grundwasserdynamik überlagert sein. Langfristige Schwankungen führen zum Beispiel zu den weiter unten genannten schwankenden Zusammensetzungen der Zoozönosen.

In der Grundwasserdynamik wird auch ein möglicher Grund für den azonalen Charakter der Erlenwälder und ihre oft lange Persistenz (= Überdauerung in der Zeit) an anthropogen unbeeinflussten Standorten gesehen.

▸ Dynamik von Oberflächengewässern
Natürliche Wasserstandsschwankungen von Oberflächengewässern können ebenfalls Steuerungsmechanismen für Erlenbruchwälder sein. Dieses betrifft regelmäßig Bruchwälder an Fließgewässern oder im Verlandungsbereich stehender Gewässer. Ein Sonderfall ist die Schaffung neuer Gewässer durch den Biber (*Castor fiber albicus*).

▸ Stoff- und Energieflüsse
Prozesse im Bereich der Stoff- und Energieflüsse sind für Erlenbruchwälder z.B. von JANIESCH (1991) und WIEBE (1998) dargestellt worden; sie sollen an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt werden.

▸ natürliche Mosaikdynamik des Waldes
Beschreibungen von Erlen-Urwäldern (PANCER-KOTEJOWA & ZARZYCKI 1980, KORPEL 1995) zeigen, dass diese meist relativ gering flächig strukturiert sind. Auf der ganzen Fläche sind regelmäßig zwei Baumgenerationen durchmischt. Die kurze Generationszeit von Erlenbrüchen führt zu einem wellenförmigen Zerfall der Bestände. Im Gegensatz zu anderen Wäldern, in denen natürliche Ereignisse wie Feuer, Sturm oder Schneebruch die flächige Strukturierung verstärken, sind in Erlenbrüchen grundwasserabhängige Katastrophen der Motor räumlicher Heterogenität. In Abb. 3 ist eine Sukzession dargestellt, wie sie in der Dübener Heide nach Überstauungen mit katastrophalen Auswirkungen zu beobachten ist (s. auch Abb. 4). Abhängig vom Geländerelief haben derartige Ereignisse räumliche Ausdehnungen zwischen einigen Ar und 1 ha.

▸ Vegetationsdynamik
Der gesamte Themenkomplex der "Vegetationsdynamik" ist auch für Erlenbruchwälder sowie die verschiedensten Übergangsformen zu anderen Pflanzengesellschaften bereits in einer Vielzahl von Arbeiten ausführlich dargestellt worden. An dieser Stelle soll nur auf drei für die Naturschutzarbeit wichtige Aspekte hingewiesen werden:
(1) Erlenbruchwälder können in Verbindung mit einer ganzen Reihe verschiedener Kontaktgesellschaften auftreten, z.B. verschiedenen Seggen- und Röhrichtgesellschaften sowie diversen anderen Waldgesellschaften. Meist handelt es sich nicht um bloße Vergesellschaftungen, sondern um dynamische Übergänge, die aufeinander folgen oder sich abwechseln können. Abb. 5 zeigt am Beispiel eines Moorgebietes in der Dübener Heide die hohe Dynamik eines von Erlenbruchwäldern geprägten Gebietes. Diese räumliche und zeitliche Vegetationsdynamik, in die die Bruchwälder natürlicherweise eingebettet sind (und die sich bis auf einer Ebene von Landschaftsausschnitten bewegen kann), ist ein wesentliches Qualitätskriterium. Sie ist Grundlage für komplexe Lebensraumansprüche mancher Tierarten (z.B. Kranich [*Grus grus*], Bekassine [*Gallinago gallinago*], Waldschnepfe [*Scolopax rusticola*], Wasserralle [*Rallus aquaticus*] – HUTH & KÖCK 1999). (2) Beispielhaft ist in Abb. 3 eine Sukzessionsdynamik in kleinem räumlichen Maßstab dargestellt. Nach Verlust (zumindest eines größeren Teiles) seiner Bäume lässt sich in Nordwestsachsen der Prozess der Wiederbewaldung eines Erlenbruchwaldes über ein Rispenseggen-(*Carex paniculata*-)Stadium verschiedentlich beobachten. Er spielt eine wichtige Rolle für die "Reaktion" dieses Ökosystems auf katastrophale Störungen, ist also ein Steuerkriterium seiner Resilienz (= Rückkehr zu einem Referenzzustand nach zeitweiliger Störung). Ähnliche Entwicklungen können auch bei der Verlandung stehender Gewässer ablaufen (s. auch Abb. 4).
(3) Langfristig alternierende Vegetationsdynamik kann sich in Zeiträumen von vielen Jahrhunderten abspielen und mag als Beispiel für einen sehr großen zeitlichen Maßstab dienen. So können sich beispielsweise in Erlenbrüchen in Flussauen "Auewald-" und "Bruchwaldbedingungen" in Abhängigkeit von verlagerten Flussläufen abwechseln (ELLENBERG 1986). Auch können in Übergangsmooren Bruchwald-, Seggenried- und Torfmoosstadien zeitlich alternieren, wie dieses z.B. in Mooren der Dübener Heide nachgewiesen wurde (DITTRICH 1999).

Weitere Prozesse, wie z.B. die Verlandungsreihe von Seen zu Erlenbruchwäldern, sollen im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter betrachtet werden.

▸ Waldgeschichte
In der Waldgeschichte relevante Prozesse laufen in sehr großen räumlichen und zeitlichen Maßstäben ab und sollen hier nur der Vollständigkeit halber angedeutet werden. Die Geschichte der Erlenbruchwälder in Mitteleuropa wird sehr ausführlich von FIRBAS (1949–1952) beschrieben. Markant sind insbesondere der Einwanderungsprozess von Osten nach Westen sowie die große Verbreitung der Erlenbruchwälder vom Atlantikum bis zum Subboreal (ca. 7.500-2.500 Jahre vor heute).

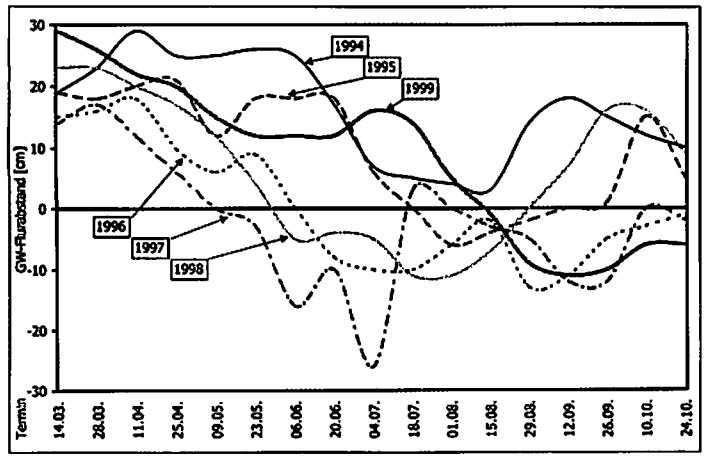


Abb. 2: Grundwasserganglinien eines Walzenseggen-Erlen-Waldes in den Vegetationsperioden der Jahre 1994 bis 1999. Zu beachten sind insbesondere die jahrweise völlig verschiedenen Wasserstände im Sommer.

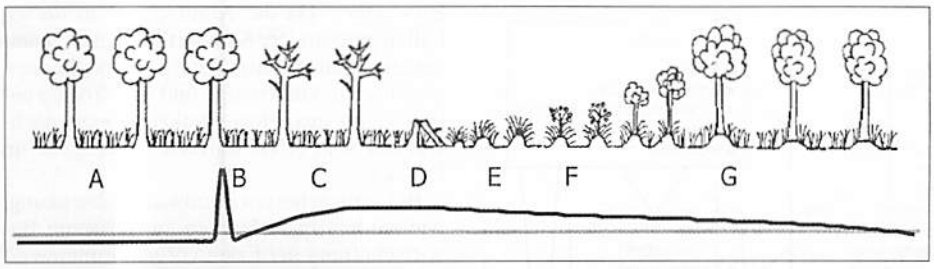


Abb. 3: Möglicher Ablauf einer Sukzession eines Bruchwaldstandortes. Unterer Teil der Grafik: Grundwasserstände (Jahresmittel).
A – längerfristig persistierender Walzenseggen-Erlen-Wald mit relativ ausgeglichenem Relief und Jahresmittelwasserständen nahe der Bodenoberfläche; Krautschicht von Walzen-Segge (*Carex elongata*) dominiert.
B – einzelnes Jahr mit Extremniederschlägen und mehrmonatiger Überstauung des Bruchwaldes während der Vegetationsperiode.
C – Absterben eines größeren Teils der Erlen infolge vorangegangener Schädigung der Wurzelsymbionten; mittlerer jährlicher Grundwasserstand beginnt aufgrund verringerter Transpiration zu steigen; Krautschicht u.U. zeitweise von Flutendem und Wasserschwaden (*Glyceria fluitans, G. maxima*) sowie Schilf (*Phragmites communis* geprägt.
D – Umstürzen abgestorbener Bäume; stärkere Lichtdurchflutung des Standorts; mittlerer jährlicher Grundwasserstand über Flur; zunehmendes Aufkommen von Risen-Segge (*Carex paniculata*).
E – Krautschicht mit stärkerer Dominanz von *Carex paniculata*.
F – zunehmendes Auskeimen junger Erlen auf den *Carex paniculata*-Bulten (z.T. auch Grau-Weide [*Salix cinerea*] als Zwischenstadium); langsam zunehmende Transpiration.
G – sukzessive Etablierung eines bultigen Walzenseggen-Erlen-Waldes; bei zunehmender Transpiration sinkende Grundwasserstände (im Sommer), dadurch Einpegelung des Jahresmittelwasserstands nahe der Bodenoberfläche; bei zunehmendem Alter des Waldes langsame Nivellierung der anfänglich stark ausgeprägten Bulten-Schlenken-Struktur; Krautschicht wieder zunehmend von Walzensegge (*Carex elongata*) geprägt.



Abb. 4: Von der Rispen-Segge (*Carex paniculata*) geprägtes Sukzessionsstadium einer fortgeschrittenen Teichverlandung in der Dübener Heide.

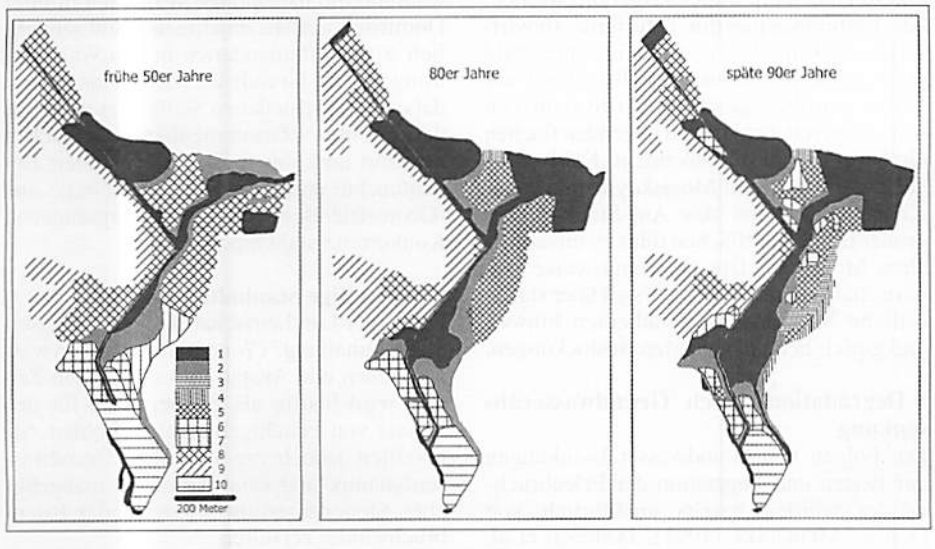


Abb. 5: Vegetationsdynamik in einer Bachniederung der Dübener Heide im Laufe von etwa 50 Jahren. Rekonstruiert nach Befragungen, Luftbildern (1954, 1984, 1992) sowie Hempel (1980), Huth & Köck (1999) und eigenen Kartierungen 1998 bis 2000.
1 – Erlenbruchwald (Schaumkraut-Erlen-, Walzenseggen-Erlen-, Wasserfeder-Erlen-Wald), 2 – Erlen-Grauweiden-Gebüsch, 3 – Kiefernmoorwald, 4 – feuchter Birken-Kiefernwald, 5 – Zwischenmoorgesellschaften, 6 – Seggenried/Landröhricht, 7 – Röhricht/Wasser, 8 – Nasswiese, 9 – Grünland, 10 – offene Wasserfläche.

▸ Einflüsse einzelner Schlüsselarten

Das Paradebeispiel für eine prozesssteuernde Schlüsselart (d.h. eine Art, deren Existenz oder Aktivitäten die Existenzbedingungen zahlreicher weiterer Arten bestimmt) ist in Erlenbruchwäldern der Biber. Durch sein Wirken entstehen in Bruchwäldern regelmäßig und innerhalb von Monaten bis wenigen Jahren räumliche und zeitliche Strukturierungen. Da er in Erlenbrüchen quasi stehende Gewässer anlegt (Abb. 7), wird der Biber zur Schlüsselart für weitere Tierarten, in der Dübener Heide z.B. für Moorfrosch (*Rana arvalis*), Kleinen Wasserfrosch (*Rana lessonae*), Grasfrosch (*Rana temporaria*), verschiedene Libellenarten und Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens*). Der Biber kann sogar auf die Populationsdynamik dieser Arten Einfluss nehmen.

▸ Auswirkung der Grundwasserdynamik auf die Populationsdynamik von Tierarten und Artengemeinschaften

Abgesehen von einzelnen faunistischen Daten zu Erlenbrüchen (zusammenfassend in Stegner 1999) wurden bisher kaum Untersuchungen speziell zu den Auswirkungen der Grundwasserdynamik auf die Fauna der Erlenbrüche publiziert. Eine Untersuchung von Laufkäferzönosen in Erlenbruchwäldern (Stegner 1998, 1999) zeigte permanente Schwankungen der Zusammensetzung im Laufe mehrerer Jahre, die jedoch in verschiedenen Untersuchungsflächen synchron ablaufen können. Ursache ist die Populationsdynamik der beteiligten Arten, die ihrerseits von den Niederschlägen einer Region und den daran hängenden Grundwasserschwankungen gesteuert werden. Eine Übersicht über Steuerkriterien und Wirkungszusammenhänge gibt Abb. 6. In Abhängigkeit von den hydrologisch besonders wirksamen Winterniederschlägen (November bis April) schwankt die Zusammensetzung der Zönose, insbesondere die Dominanzen der verschiedenen Habitatpräferenztypen der Laufkäfer. Bei zu kurzfristig angelegten zoologischen Untersuchungen kann diese Dynamik zu erheblichen Fehlinterpretationen führen.

Nach einer langfristigen Überstauung eines Erlenbruches in der Dübener Heide (= katastrophale Störung) wurde die dortige Laufkäferzönose so gravierend beeinflusst, dass ab dem Folgejahr die Dominanz bruchwaldtypischer Habitatpräferenztypen stark anstieg (Stegner 1997). Infolge dieses Ereignisses brachen die Populationen einiger Waldarten völlig zusammen; Populationen von Nasswald-, Moor- und Feuchtgebietsarten konnten sich etablieren.

▸ *Within-patch*-Dynamik

In Folge saisonal wechselnder Grundwasserstände – und dementsprechend schwankender Ausdehnung der Schlenken – findet innerhalb derselben (die für bestimmte Arten als *patches* aufgefasst werden können) eine kleinräumige saisonale Sukzession der Zoozönose statt (= zeitliche Heterogenität). Auf der Betrachtungsebene einzelner Tierpopulationen jedoch verändert der *patch* seine Größe (= räumliche Heterogenität). Die hier ablaufenden Prozesse werden noch im Detail

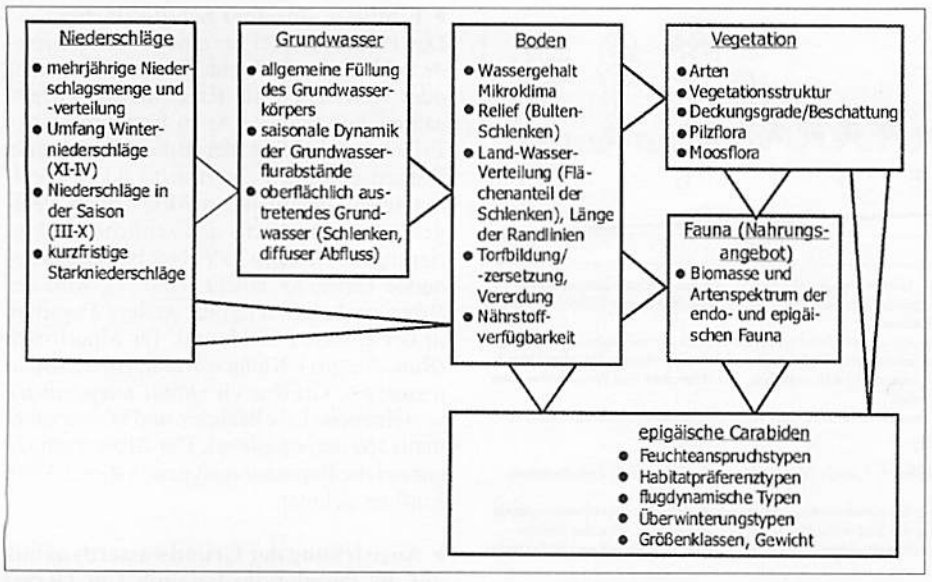


Abb. 6: Wichtige Glieder einer Kausalkette zwischen Niederschlägen und der Ausbildung einer Laufkäferzönose in Erlenbruchwäldern (nach STEGNER 1999).



Abb. 7: Kaskadenartig angelegte Biberstaue in der Dübener Heide als Auslöser räumlicher Dynamik im Maßstab von Landschaftsteilen.

untersucht (STEGNER in Vorb.). Der Prozess der *within-patch*-Dynamik ist Ergebnis von
(1) der plastischen Reaktion der Individuen, die unter verschiedenen Bedingungen an verschiedenen Stellen des *patches* leben,
(2) unterschiedlichem Überleben von Individuen, abhängig von Genotyp und Heterozygotie innerhalb und zwischen den Individuen,
(3) zeitlich wechselnder Selektion in Form wechselnder Interaktionen innerhalb und zwischen den Arten (THOMPSON 1985).

2.2 Beispiele für anthropogen verursachte und beeinflusste Prozesse

▸ Landnutzungsdynamik
Als Beispiel hierfür kann die Zunahme von Erlenbruchwäldern seit dem Mittelalter genannt werden (FIRBAS 1949). BORK et al. (1998) führen diese Entwicklung auf eine Kausalkette aus Entwaldung, erhöhter Grundwasserneubildung und verstärkt wachsenden Niedermooren zurück. Die Zunahme von Bruchwäldern in Flussauen kann auch mit der seit dem Mittelalter verstärkten Auensedimentation und der Herausbildung vermoorender Randsenken zusammenhängen. Auch die verstärkte Anlage von Teichen und Mühlstauen in Auen ("Wassermühlen-These") ist Grund für die vielen heute noch bestehenden Erlenbruchwälder.

▸ künstliche Mosaikdynamik durch Forstwirtschaft
Die Veränderung der natürlichen Mosaikdynamik von Wäldern durch die Forstwirtschaft wurde bereits vielfach beschrieben und soll hier nicht weiter ausgeführt werden. Als Extrembeispiel für naturferne Bewirtschaftung kann die vor allem im Spreewald praktizierte Rabattenkultur (Erlenforst auf einem künstlich geschaffenen System von Erdwällen mit dazwischen liegenden flachen Gräben) mit abschließendem Kahlschlag gelten, die jegliche Mosaikdynamik außer Kraft setzt. Auch das Auf-Stock-Setzen großer Bruchwaldflächen führt zu unnatürlichen Mosaiken. Die abteilungsweise Bewirtschaftung im Forst setzt sich über standörtliche Mosaike und Gradienten hinweg und gipfelt in unangepassten Bestockungen.

▸ Degradation durch Grundwasserabsenkung
Die Folgen von Grundwasserabsenkungen auf Boden und Vegetation der Erlenbruchwälder wurden bereits ausführlich von DÖRING-MEDERAKE (1991), JANIESCH et al. (1991), KAZDA et al. (1991), SCHRAUTZER et al. (1991), VAN TOL et al. (1998) und WIEBE (1998) beschrieben. Erwähnt sei an dieser Stelle lediglich die charakteristische Entwicklung von nährstoffarmen Erlenbrüchen zu Himbeer-Erlenwäldern sowie von nährstoffreicheren Brüchen zu Brennnessel-Erlenwäldern. Da die Krautschicht in diesen Fällen ganz andere Standortbedingungen anzeigen kann als die Baumschicht, können gleichzeitig kurzfristige und langfristige anthropogen ausgelöste Sukzessionen nachweisbar sein (CLAUSNITZER & SUCCOW im Druck).

Bei schwächerer Grundwasserabsenkung, wie sie häufig in Forsten zur besseren Bewirtschaftung der Erlen vorgenommen wird (KOPP & SCHWANECKE 1994), kann durch ein stärkeres Aufkommen von behinderndem Bodenbewuchs, insbesondere Himbeere (*Rubus* spec.) und Hopfen (*Humulus lupulus*), indirekt wieder ein Bewirtschaftungserschwernis geschaffen werden.

Bei starker Grundwasserabsenkung nimmt die Attraktivität des Bruchwaldes für Arten ab, die in benachbarte Biotope ausgewichen sind. Resilienz (= Rückkehr zu bruchwaldtypischen Bedingungen nach zeitweiliger Störung) ist nicht mehr möglich. Die Artenzusammensetzung verändert sich auf Grund der neuen standörtlichen Verhältnisse, wobei die neu entstehende Waldgesellschaft ihrerseits wieder eigene Stabilitätseigenschaften aufweist. In einem in Nordwest-Sachsen beobachteten Extremfall (STEGNER 1999) war etwa zehn Jahre nach einer massiven Grundwasserabsenkung aus einem Erlenbruchwald eine baumfreie, von Hopfen (*Humulus lupulus*), Brombeere (*Rubus* spec.) und (vereinzelt) Schwarzem Holunder (*Sambucus nigra*) gebildete Gesellschaft entstanden, in der die Etablierung neuer Bäume auf absehbare Zeit unwahrscheinlich ist.

Die Auswirkungen der Grundwasserabsenkung auf die bodenlebende Fauna wurde am Beispiel der Kurzflügelkäfer und der Laufkäfer (NÖTZOLD 1996, STEGNER 1998) untersucht. Bei den Laufkäfern fallen in einem über Jahre bis Jahrzehnte dauernden Prozess zuerst Nasswald- und Moorarten und später fast alle Feuchtgebietsarten aus, während die mesophilen Waldarten in ihrer Dominanz massiv zunehmen – und schließlich sogar Offenlandarten in den Wald eindringen. Die Grundwasserabsenkung greift dabei an verschiedenen Stellen der in Abb. 6 dargestellten Zusammenhänge zwischen Standort und Fauna ein: Sie verändert Bodenfeuchte und -struktur, *patch*-Größe und -Geometrie, Beschattung, Nahrungsangebot, Konkurrenz und Opponenz.

▸ zweiseitige Stauhaltung
Die in der Landwirtschaft übliche "zweiseitige Stauhaltung" (Wasserabsenkung in wasserreichen und Anstau in wasserarmen Zeiten) wird häufig als Zaubermittel für den Schutz von Feuchtgebieten empfohlen. Sie nivelliert jedoch die natürliche Grundwasserdynamik und kann damit ein maßgebliches Steuerkriterium angrenzender Erlenbruchwälder zerstören.

▸ künstliche Wiedervernässung von Erlenbruchwäldern
In der Literatur sind zwei Ereignisse künstlicher Vernässung durch Grabeneinstau mit ihren Auswirkungen dokumentiert: WIEBE (1998) beschreibt die Auswirkungen einer

Wiedervernässung in Schleswig-Holstein auf die Baum- und Krautschicht eines Brennnessel-Erlenwaldes. Nach längerem Überstau veränderte sich die Vegetation der Krautschicht binnen einer Vegetationsperiode weitgehend zu Gunsten der Alnion-Vegetation. Dabei spielten die Diasporenbank sowie benachbarte Restflächen eine große Rolle. Die Deckung der Baumschicht ging auf etwa 40 % zurück.

In dem von STEGNER (1997) beschriebenen Fall der langfristigen Überstauung eines oberflächlich trockenen Torfmoos-Birken-Erlenwaldes waren die Ausgangsbedingungen noch günstiger. Hier kam es in den Folgejahren zur starken Verkrautung des eingestauten Grabens mit Flutendem Schwaden (*Glyceria fluitans*), zur Deckungszunahme verschiedener Bruchwaldarten und – in den lichten Bereichen (Abnahme der Deckung der Baumschicht auf stellenweise 20 %) – zu einer markanten Zunahme der Rispen-Segge (*Carex paniculata*, Abb. 4). Die eingetretenen Veränderungen bei der epigäisch lebenden Fauna wurde bereits oben und in Abb. 3 dargestellt.

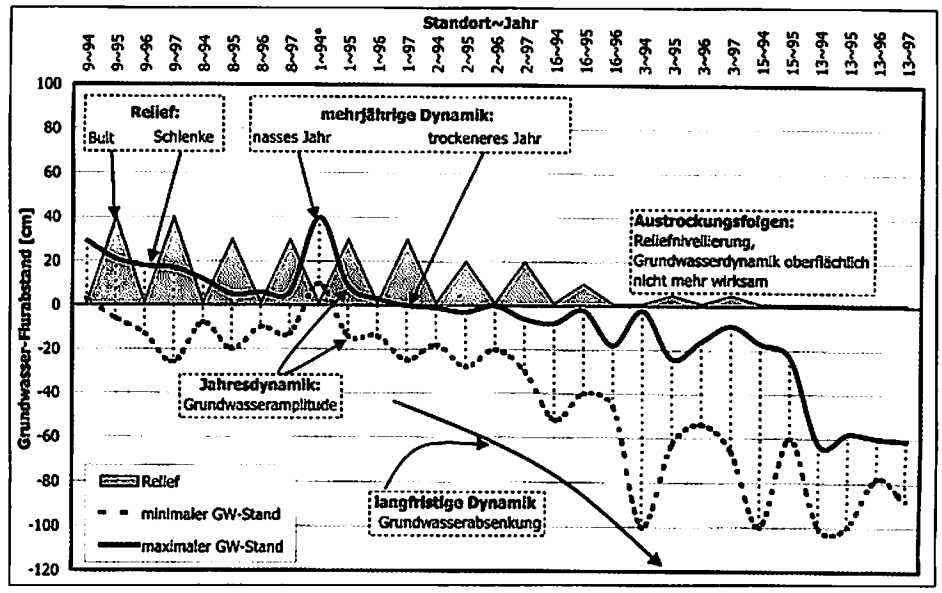


Abb. 8: Grundwasserbestimmte Dynamik in Erlenbruchwäldern (Beispiel: Walzenseggen-Erlen-Wälder der Dübener Heide) in drei grundsätzlichen zeitlichen Maßstäben: saisonal, mehrjährig und langfristig (aus STEGNER 1999).

2.3 Räumliche und zeitliche Dimensionen, Wechselwirkungen

Die oben aufgeführten Beispiele natürlicher und anthropogener Prozesse laufen in sehr unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Maßstabsbereichen ab, ihre Wirksamkeit ist auch von Größe und Lebensspanne der jeweils betroffenen Organismen abhängig. Die Relevanz für die Naturschutzpraxis wird nicht in jedem Fall sofort deutlich; durch ihre vielfältigen Überlagerungen und Wechselwirkungen sowie das Hinzutreten zufälliger Ereignisse ist die Prognose für das Erreichen gewünschter Ziele oft schwierig. So kann dieselbe Dynamik, die für den 6 mm großen Laufkäfer *Trechus rubens* relevant ist, im gleichen Lebensraum für den Kranich bedeutungslos sein. Während für den Laufkäfer *Agonum fuliginosum* der Bruchwald die Matrix und eine darin liegende Schlenke der *patch* ist, stellt für den Lederlaufkäfer (*Carabus coriaceus*) ein gesamter Bruchwald den *patch* in einer Matrix von umgebendem Offenland dar. Abb. 8 illustriert die Überlagerung verschiedener Erscheinungen von Dynamik am Beispiel des Grundwasserhaushalts.

3 Ableitung von Zielkriterien des Naturschutzes

Eine wesentliche Grundlage gezielten Naturschutzes ist die Feststellung des jeweils relevanten Störungsregimes für die zu schützenden Ökosysteme (PICKETT et al. 1997). Die Naturschutzpraxis steht dabei vor folgenden Fragen:

(1) Wie gut sind die Grundlagen? Wie bereits oben dargestellt wurde, können zu kurze Untersuchungszeiträume zu irreführenden Ergebnissen führen. Eine Extrapolation störungsfreier Einzel-Untersuchungszeiträume auf die Gesamtdynamik ist nicht möglich. Die in Abb. 8 gezeigten Überlagerungen verschiedener dynamischer Prozesse in Erlenbruchwäldern wurden bisher nicht zusammenfassend dargestellt.

(2) Arten-, Biotop- oder Prozessschutz? Die Trennung hält sich in der Praxis erstaunlich hartnäckig. Regelmäßig stehen Naturschutzbehörden vor der Frage, ob der klassische Nasswiesenschutz unter Einsatz von Geld und Arbeitskraft zu Gunsten einer Sukzession zu Erlenbruchwald aufgegeben werden darf.

(3) Schutz oder Katastrophe? "Wir schützen doch nicht den Wald, um ihn dann ertrinken zu lassen!" Diese Diskussion wird zwischen Naturschutz und Forst wiederholt in den Vorkommensgebieten des Bibers geführt. In der Praxis fällt die Vorstellung immer noch schwer, dass der Biber als eine Schlüsselart Bestandteil der Landschaft ist – und ein für Jahre "ertrunkener" Erlenbruchwald Teil natürlicher Prozesse auf Landschaftsebene. Katastrophale Störungen gelten nach wie vor als "destruktiv" und "wirtschaftsschädigend", wie auch der Umgang mit dem Thema "Feuer" in Mitteleuropa zeigt.

Die in Pflege- und Entwicklungsplanungen nach wie vor verbreitete Trennung zwischen Zielbiotopen und Zielarten mag aus methodischen Gründen gerechtfertigt sein, darf aber ohne eine Synthese zu einem umfassenderen Ziel nicht stehen bleiben (SCHERZINGER 1997). In diese Synthese müssen "Zielprozesse" eingeschlossen sein.

Zielbiotope: Da intakte Erlenbruchwälder stets in ein räumlich und zeitlich heterogenes Mosaik weiterer Biotoptypen eingebettet sind, müssen diese bei der Zielformulierung berücksichtigt werden. In Moorgebieten können das Seggenrieder, Birkenbruchwälder oder nährstoffärmere Zwischenmoorgesellschaften sein, in Bachauen hingegen Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wälder oder Röhrichte und in Flussauen auch Gesellschaften der Hartholzaue.

Zielarten: An möglichen Zielarten sollen an dieser Stelle nur wenige, allerdings praxisrelevante Beispiele genannt werden, deren Vorkommen Hinweise auf die Qualität von Bruchwäldern geben kann:

- **Vögel** (FLADE 1994): Weidenmeise (*Parus montanus*), Sumpfmeise (*Parus palustris*), Pirol (*Oriolus oriolus*), Kleinspecht (*Picoides minor*), Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*), Schlagschwirl (Locustella fluviatilis), Sprosser (*Luscinia luscinia*), Kranich (*Grus grus*). Entscheidend ist die Strukturvielfalt, z.B. innere und äußere Grenzlinien, aufgelockerte Bestandsstruktur, Alt- und Totholzreichtum. Die Vogelarten-Diversität nimmt in ausgetrockneten Erlenbrüchen mit reicherer Strauchschicht zu (HUTH & KÖCK 1999) und ist somit als alleiniges Kriterium ungeeignet.
- **Amphibien:** Moorfrosch (*Rana arvalis*), Kleiner Wasserfrosch (*Rana lessonae*) (HUTH & KÖCK 1999).
- **Laufkäfer** (STEGNER 1999): seltene Arten, wie *Platynus krynickii* (nur im Osten/Nordosten Deutschlands), *Platynus livens*, *Trechus rubens*, *Agonum duftschmidi*, sowie weitere biotoptypische Arten mit geringem oder keinem Schutzbedarf (insbesondere *Platynus assimilis*).
- **Spinnen:** in der Dübener Heide biotoptypische Arten wie *Bathyphantes nigrinus*, *Pachygnatha listeri*, *Dolomedes fimbriatus*, *Notioscopus sarcinatus* und *Pirata hygrophilus* (TOLKE in HUTH & KÖCK 1999).
- **Vegetation:** Zielarten müssen in Abhängigkeit von den gesamten jeweiligen standörtlichen Verhältnissen (Boden, Nährstoffgehalt, Grundwasserdynamik etc.) formuliert werden und münden in unterschiedliche Subassoziationen (z.B. DÖRING-MEDERAKE 1991).

Zielprozesse: Bei den für Erlenbrüche als Zielkriterien geeigneten Prozessen kann unterschieden werden zwischen zeitlich-dyna-

mischen Prozessen (saisonale und mehrjährige Grundwasserdynamik) und räumlich-dynamischen Prozessen (Landschaftsmosaik, Biotopmosaik). Diese sind als Schlüsselprozesse anzusehen. Als Ausgangskriterium für die Grundwasserdynamik lassen sich – abhängig von der jeweiligen Vegetationsform und dem Mikrorelief – für die Praxis zumindest größenordnungsmäßig Ziel-Grundwasserstände benennen (Tab. 1). Diese Werte markieren Extrema einer etwa sinusförmigen Grundwasserganglinie und sind nicht etwa durch abrupte Änderungen von Stauregimen herstellbar.

In Abhängigkeit vom jeweiligen Kenntnisstand lassen sich weitere Zielkriterien formulieren, z.B. eine Ziel-Nährstoffdynamik (z.B. C/N-Verhältnis, s. CLAUSNITZER & SUCCOW im Druck, JANIESCH et al. 1991, WIEBE 1998).

Naturschutzrelevante Prozesse sind an Arten in Biotopen gebunden. PICKETT et al. (1997) formulieren daher als modernes Ziel das Management räumlich heterogener, zeitlich variierender und historisch abhängiger Arten und Ökosysteme. Es ist zu berücksichtigen, dass jede Reaktion abiotischer und biotischer Systeme ein natürlicher Prozess ist, für den Naturschutz ist jedoch die Ausgangsbasis bzw. der Auslöser (= Steuerkriterien) wichtig. Auch nach einer anthropogenen Grundwasserabsenkung laufen natürliche Prozesse ab, die in der Praxis nur wegen ihrer spezifischen Ausgangsbasis als "nicht schützenswert" gelten. Daraus folgt auch, dass die vielzitierte "Naturnähe" kein ökologisches Kriterium ist, da für "Störzeiger" (im Sinne anthropogener Störungen) das Steuerkriterium unerheblich ist (SCHERZINGER 1997).

4 Vorschläge für die Umsetzung in die Praxis

4.1 Der segregative Ansatz: Prozessschutz durch "Nichts-Tun"

Dieser am ehesten in Form von Totalreservaten zu realisierende Ansatz ist in unserer von zahllosen Nutzungsinteressen überzogenen Landschaft äußerst umstritten, kann aber für intakte Erlenbruchwälder durchaus sinnvoll, wenn nicht sogar die einzige Erhaltungsmöglichkeit sein. Voraussetzung ist stets, dass die wichtigste Rahmenbedingung – der intakte Grundwasserhaushalt – gegeben ist. Insbesondere für die wenigen Bruchwälder, die dem Wasserfeder-Erlen-Wald und Wasserlinsen-Erlen-Wald zuzuordnen sind, ist ein Totalschutz sinnvoll. Auch der Torfmoos-Birken-Erlen-Wald ist auf Grund seiner Nährstoffverhältnisse forstlich weniger interessant und sollte, wo immer möglich, ganz aus der Bewirtschaftung entlassen werden. Bei den anderen Vegetationsformen der Erlenwälder sollte zumindest für Flächen mit intaktem Grundwasserhaushalt und durchschnittlich hohen bis sehr hohen Wasserständen nach Möglichkeiten gesucht werden, diese aus der ertragsorientierten Bewirtschaftung zu entlassen (vgl. Abb. 1).

Sofern Erlenbruchwälder in intakte Biotopmosaike (z.B. in Nieder- und Zwischenmoore oder intakte Bachauen) eingebunden sind, sollten die gesamten Komplexe ungenutzt bleiben. Nur in solchen Prozessschutzgebieten ist auch der Erhalt übergreifender Funktionen, die sich aus der Vergesellschaftung mehrerer Biotoptypen ergeben, möglich (z.B. räumlich und zeitlich wechselnde Mosaike, siehe auch Abb. 5). Gleichzeitig können störungsarme Räume für Tierarten mit komplexen Lebensraumansprüchen (z.B. Kranich) erhalten werden.

Beim segregativen Ansatz müssen schließlich auch destruktive Prozesse respektiert werden. Erfahrungen in Prozessschutzgebieten in der Dübener Heide (Sachsen) zeigen, dass spätestens dann, wenn ein Bruchwald infolge einer natürlichen (oder naturidentischen) Störung flächig abzusterben droht, der Drang zum Eingreifen immer stärker wird. An dieser Stelle muss klar sein, dass ein Bruchwaldstandort auch unter natürlichen Umständen für Jahrzehnte waldfrei sein kann – das lässt sich als eine hydrologisch bedingte Form der Mosaikdynamik auffassen.

4.2 Möglichkeiten zur Renaturierung degradierter Erlenwälder

Angesicht der Seltenheit und Gefährdung von Erlenbrüchen bestehen hinreichende Gründe, um auch entwässerte Bruchwälder wieder herzustellen. Dabei stellt sich die Frage, wie sich aktives Eingreifen mit dem Prozessschutz-Gedanken deckt. Wenn jedoch die Steuerkriterien schützenswerter Prozesse anthropogen verändert wurden (z.B. durch Grundwasserabsenkung), reicht bloßes "Nichts-Tun" für automatische Einstellung größtmöglicher Naturnähe nicht aus. In Sekundärwäldern mit massiv gestörtem Wasserhaushalt (z.B. Himbeer-Erlenwald, Brennnessel-Erlenwald) würde autogene Sukzession zu gebietsfremdem Tertiärwald führen (SCHERZINGER 1997). Renaturierung bedeutet also die Beseitigung anthropogener Strukturen und Steuerkriterien, dadurch wird eine Naturnähe des Entwicklungspotenzials ermöglicht. Von diesem Ausgangspunkt aus können natürliche Prozesse wieder zur Entwicklung nasser Erlenwälder führen.

Folgende Rahmenbedingungen müssen erfüllt sein:
(1) Die vorausgegangene Degradation darf nicht zu irreversiblen Schäden, insbesondere am Boden, geführt haben.
(2) Die anthropogene Beeinflussung (z.B. die Wirksamkeit entwässernder Einrichtungen) muss weitgehend ausgeschaltet sein.
(3) Das natürliche Entwicklungspotenzial (vor allem die Artenausstattung) muss am Standort (z.B. als Diasporenbank) oder in erreichbarer Nähe (Rückzugsflächen) vorhanden sein.
(4) Das aktuelle Umfeld (vor allem der großräumige Grundwasserhaushalt) muss mit den Bedingungen während der ursprünglichen Entstehung weitgehend übereinstimmen oder annähernd wieder herstellbar sein.

Bereits aus theoretischen Gründen ist klar, dass eine Rückführung zu den ursprünglichen Verhältnissen nicht möglich ist. Durch die Herstellung naturnaher Steuerkriterien wird aber das Ablaufen von Prozessen ermöglicht, die sich letztlich in einer naturnahen Ausprägung des Bruchwaldes niederschlagen. Für die Wiederherstellung von Erlenbruchwäldern bzw. naturnahen Erlenwäldern aus Degradationsstadien, wie Himbeer- oder Brennnessel-Erlenwäldern, können die in Tab. 2 aufgeführten Empfehlungen gegeben werden.

Tab. 1: Typische Grundwasserflurabstände für Erlenbruchwälder und ihre Degradationsstadien nach Daten aus Nordwestsachsen und dem Spreewald (STEGNER 1999; Vegetationsformen in Anlehnung an CLAUSNITZER & SUCCOW im Druck). Relief (Bulten-Schlenken-Struktur): 0 = keines, ^ = wenig, ^^ = typisch, ^^^ = stark ausgeprägt.

Gesellschaft (Relief)	Winterhalbjahr (IX – IV)	Sommerhalbjahr (V – X)
Walzenseggen-Erlen-Wald, Torfmoos-Birken-Erlen-Wald (beide ^ bis ^^)	+1 bis +30 cm (überstaut)	–20 bis +5 cm (nass bis überstaut)
Schwertlilien-Erlen-Wald (^^)	+5 bis +30 cm (überstaut)	–5 bis +20 cm (überstaut, mindestens wassergesättigt)
Wasserfeder-Erlen-Wald, Wasserlinsen-Erlen-Wald (beide ^^^)	+5 bis +50 cm (überstaut)	0 bis +30 cm (mindestens auf Teilflächen überstaut)
Schaumkraut-Erlen-Wald (z.T. in Übergängen zu Winkelseggen-Erlen-Eschen-Wald)(0 bis ^), Sumpfdotterblumen-Erlen-Wald (^ bis ^^)	+1 bis +10 cm (stark quellig)	–5 bis +5 cm (quellig, wassergesättigt)
Walzenseggen-Erlen-Wald/Schaumkraut-Erlen-Wald in Übergängen zu Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wald (0 bis ^)	–5 bis +15 cm (stark quellig)	–10 bis +5 cm (quellig, wassergesättigt)
Himbeer-Erlenwald, Brennnessel-Erlenwald (beide 0)	–70 bis –20 cm (trocken, nur selten nass)	< –100 bis –30 cm (trocken)

Tab. 2: Maßnahmen zur Wiederherstellung naturnaher Erlenwälder.

Maßnahme	Erläuterung
Wiederherstellung typischer hoher Grundwasserstände	► Rückbau, Verschluss oder Verlandenlassen entwässernder Gräben in den Wäldern bzw. ihrer Randlage; in der Dübener Heide bewährte sich ein kaskadenartiger Einstau zur Vermeidung von Erosionseffekten mit holzverbautem Torf, in der Folge kam es zur Verlandung der Drainagegräben ► Rückbau entwässernder Einrichtungen (Gräben, Drainagen) sowohl im Grundwasserzu- als auch abstrombereich; Richtwert könnte eine hydrologische Schutzzone von wenigstens 350 m Breite sein (EGGELSMANN 1985) ► Wiederherstellung des natürlichen Grundwassereinzugsgebiets, wenn dieses durch u.U. räumlich weit entfernte Maßnahmen verkleinert wurde – jedoch kann die Feststellung der Einzugsgebietes besonders bei auengebundenen Bruchwäldern (Hangdruckwasser) schwierig sein ► Erhöhung der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet, wenn diese durch veränderte Landnutzung herabgesetzt wurde; sehr wichtig kann dabei die Art der Waldbestockung im Einzugsgebiet sein (MÜLLER & ANDERS 1995), wie z.B. für den Wildenhainer Bruch in der Dübener Heide nachgewiesen (DITTRICH 1999)
Wiederherstellung einer natürlichen Grundwasserdynamik, wobei für die Biozönose oberen Zentimeter bis Dezimeter an der Bodenoberfläche die von größter Bedeutung sind – für die Fauna in Erlenbruchwäldern sind die rechts aufgeführten Aspekte relevant (STEGNER 1999)	► typische jährliche Saisonalität – sie erfordert eine differenzierte Betrachtung von Staueinrichtungen, die oft die Saisonalität nivellieren ► Wirksamkeit natürlicher kurzfristiger Schwankungen (Tage bis wenige Wochen) am Boden der Bruchwälder ► Zulassen von Auswirkungen extremer Niederschlagsereignisse und nicht erneutes Eingreifen im Glauben an einen "Schutz des Waldes vor zu starker Überstauung" Hinweise für Erlenbruchwälder in Bach- und Flussauen: ► Auswirkungen der natürlichen Überschwemmungsdynamik, in den randlich gelegenen Bruchwäldern meist durch Qualmwasser (keine direkte Überflutung); zudem Verhinderung von Austrocknung und Reißen wasserstauender Auenlehme ► Wiederherstellung der Faktoren "Quelligkeit" sowie (sofern relevant) des lateralen Zustroms (Hangdruckwasser) – dazu sind häufig Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung im Umfeld erforderlich, um die hydrologisch ausgeglicheneren Verhältnisse in auengebundenen Bruchwäldern zu sichern
im Einzelfall gezielter Einsatz künstlicher Störungen, soweit diese im Rahmen des auch natürlicherweise Möglichen liegen	► Wassersättigung des Bodens durch Ein- und Überstaumaßnahmen, um Wasserreserven zu schaffen, von denen der Standort auch zu Zeiten niedrigerer Grundwasserstände zehren kann ► als Notmaßnahme oberflächliche Einspeisung von Fremdwasser, was sogar zu zusätzlich günstigen Wirkungen auf das Grundwasser führen kann (SCHÄFER & WICHTMANN 1999); im Vergleich zu Hoch- oder Zwischenmooren sind die Bedingungen günstiger, da Erlenbrüche ohnehin relativ nährstoffreich sind; vergleichbare Effekte können in einigen Regionen Deutschlands eintreten, wenn die Aktivitäten des Bibers geduldet werden
Wiederherstellung des landschaftlichen Kontextes, sofern erforderlich und überhaupt möglich	► Aufhebung strikter Nutzungsseparation in der Landschaft, nach Möglichkeit Extensivierung umgebender landwirtschaftlicher Nutzungen ► Erhalt aller anderen Feuchtbiotope in der Umgebung des betreffenden Bruchwaldes ► Förderung breiter Randzonen entsprechend des natürlicherweise am Rand von Erlenbrüchen bestehenden Feuchtegradienten ► Arrondierung bzw. Vergrößerung vorhandener Bruchwälder, ggf. z.B. durch Aufgabe angrenzender Nasswiesen ► in geeigneten Landschaftsteilen Biotopverbund, z.B. durch breite Gewässerrandstreifen ► Rücknahme vorhandener Zerschneidungen (z.B. Verkehrstrassen, Schneisen, Gewässerverrohrungen), insbesondere in den als Ausbreitungsachsen von Tierarten fungierenden Bach- und Flussauen
Wiederherstellung forstlicher Voraussetzungen für Erlenbruchwälder – diese können viele Jahrzehnte in die Zukunft weisen, sind jedoch wegen des vergleichsweise geringen erreichbaren Alters der Erlen leichter realisierbar als in anderen Wäldern	► Entfernung standortfremder Gehölze (z.B. Rot- und Sumpfeichen, Pappeln, im Flachland auch Fichten) im Bestand bzw. zur Arrondierung auch in angrenzenden Beständen ► falls möglich, Einstellung intensiver Bewirtschaftungsmethoden (z.B. Kahlschläge, Rabattenkulturen); eventuell sogar grundsätzliche Einstellung der Bewirtschaftung, wenn eine Entwicklung zu Erlenbruchwald möglich ist ► weitere Maßnahmen in bewirtschafteten naturnahen Erlenwäldern (s. Abschnitt 4.3)

Wie erste Erfahrungen mit wiedervernässten Bruchwäldern zeigen (STEGNER 1997, WIEBE 1998), kann eine Besiedlung mit typischer Flora und Fauna sehr schnell erfolgen, in wesentlichen Teilen sogar während einer Vegetationsperiode. Von großer Bedeutung für Tierarten ist in jedem Fall das Vorhandensein wenigstens kleiner Rückzugsflächen in der Nähe, wobei dieses wohl nicht unbedingt Erlenbruchwälder sein müssen. Für die Vegetation spielt das Vorhandensein einer Diasporenbank im Boden eine erhebliche Rolle. Es liegen jedoch noch keine sicheren Erkenntnisse darüber vor, wie sich degradierter und vererdeter Torfboden unter wiedervernässten Erlenwäldern verhält. Wenn jedoch in Folge der Grundwasserabsenkung bereits eine Vermulmung des Bodens eingetreten ist, sind die Regenerationsaussichten als schlecht anzusehen.

Die oben genannten Arbeiten zeigen auch, dass der Einsatz einer künstlichen "Katastrophe" bei der Wiedervernässung von Erlenwäldern ein sinnvolles Mittel sein kann. Ein gezielter Überstau – zumindest während der ersten Hälfte einer Vegetationsperiode – führt zu einer Ausschaltung der Konkurrenz (bzw. sogar der Präsenz) solcher Pflanzen- und Tierarten, die entwässerte Erlenwälder kennzeichnen. Gleichzeitig bietet die Wassersättigung des Bodens günstige Voraussetzungen für die Wiederbesiedlung mit charakteristischen Arten. Ähnliche Entwicklungen sind bei einem Zulassen natürlicher Extremereignisse zu erwarten, wie einer Überstauung in niederschlagsreichen Jahren oder in Folge von Biberaktivitäten.

Extreme Überstauungen können nur in Verbindung mit einer grundsätzlichen Verbesserung des Grundwasserhaushalts wirksam sein und sollten nach bisheriger Erfahrung nicht länger als eine halbe Vegetationsperiode dauern. Insbesondere die Schädigung der Erlen macht derartige Maßnahmen zu einer heiklen Angelegenheit, die den gesamten Bestand auch in Richtung eines Schilfröhrichts oder Seggenrieds "umkippen" lassen kann.

OTT (1998), SCHRÖDER et al. (1997) und STEGNER (1997, am Beispiel eines Erlenbruchwaldes) diskutieren die mit einem Katastrophen-Management verbundenen praktischen Probleme (rechtliche Probleme, Flächenverfügbarkeit, Akzeptanz, Wissensstand). Sie liegen vor allem in möglichen Auswirkungen auf benachbarte Landwirtschafts- und Forstflächen (z.B. DITTRICH 1999) sowie im Wunsch nach Erhaltung des Baumbestands (siehe Abschnitt 3). Zumindest in ausgewählten Flächen in Landes- und



Abb. 9: Stockausschläge als Ergebnis ehemaliger Niederwaldbewirtschaftung in der Dübener Heide. (Fotos: Jan Stegner)

Bundeswäldern sollten geeignete Voraussetzungen bestehen – soweit sich nicht ohnehin die Renaturierung in die forstliche Bewirtschaftung integrieren lässt, wie im nächsten Punkt gezeigt wird.

In jüngster Zeit wurden auch Vorschläge für den gezielten Anbau von Erlen auf degradierten Niedermoorstandorten nach Wiedervernässung unterbreitet. Damit könnten auf landwirtschaftlichen Grenzertragsstandorten folgende Wirkungen erzielt werden (HOLST et al. 1999):

- Aufhalten von Torfoxidation und CO_2-Freisetzung; CO_2-Akkumulation im Holz und eventuell auch im Torf (Klimarelevanz),
- mögliche forstliche (Hochwald) und energetische (Niederwald) Nutzung; Waldmehrung (in waldarmen Bundesländern politisches Ziel),
- verbesserte Filterwirkungen für Grund- und Oberflächenwasser,
- Wiederherstellung naturnäherer Lebensräume in verschiedenen Moortypen.

Eine (maßvolle) Wiedervernässung degradierter Erlenwälder nach einem Einschlag kann selbst für die forstliche Bewirtschaftung (siehe Abschnitt 4.3) vorteilhaft sein: Die Wüchsigkeit der Erlen soll vielfach besser sein (HOLST et al. 1999), darüber hinaus sind die Bäume auf OK3-Standorten deutlich anfälliger gegenüber der Kernfäule als auf OK1/2- und NK1/2-Standorten (LOCKOW & CHRZON 1996). Dabei spielt u.a. die Freilegung der Wurzeln in degradierten Wäldern ("Stelzwurzeln") eine Rolle.

4.3 Der integrative Ansatz: Prozessschutz im Rahmen der forstlichen Bewirtschaftung

Bei der Bewirtschaftung bestehen breite Übergänge zwischen naturnahen Erlenforsten und ungenutzten Erlenbruchwäldern. Wenn naturgemäße Waldbaupraktiken natürliche Prozesse nutzen (Funktionskoppelung Nutzung – Prozessschutz), kann bereits ohne Ausgrenzung von Totalreservaten ein hohes Maß an Prozessschutz betrieben werden (= gestaltend-dynamischer Prozessschutz nach SCHERZINGER 1997).

Für bewirtschaftete Erlenbruchwälder, die nicht speziellen Einschränkungen (z.B. Nutzungsverzicht) unterliegen, sowie naturnahe Erlenforste bzw. Erlenhochwälder sind die in Tab. 3 genannten Maßnahmenkomplexe und Maßnahmen denkbar. Gute Erfahrungen mit der naturschutzgerechten Bewirtschaftung von Erlenwäldern gibt es z.B. in der Dübener Heide (HUTH & KÖCK 1999, s. auch Abb. 9) und im Spreewald (NOWAK 1999). Die in Tab. 3 genannten Möglichkeiten beziehen sich im Wesentlichen auf OK2- und OK3- (teils auch auf OM3- und NK1-) Standorte nach KOPP & SCHWANECKE (1994).

Im Spreewald stellen die Erlen-Hochwälder (mit Kahlschlag und flächiger Pflanzung) eine traditionelle Bewirtschaftungsform dar; diese Wälder können jedoch bei naturschutzkonformer Bewirtschaftung (dazu wurden regionalspezifische Vereinbarungen getroffen: NOWAK 1999) dem Waldbild von Erlenbrüchen sehr nahe kommen. Auch hier spielt der Schutz des Wasserhaushaltes und des sensiblen Bodens eine entscheidende Rolle.

4.4 Erlenbruchwälder im Kontext der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

Die FFH-Richtlinie (Der Rat der EG 1992) stellt – wegen ihres auf funktionale Komplexität zielenden Ansatzes – theoretisch einen geeigneten Hintergrund für den Schutz von Erlenbruchwäldern dar. Dieser Waldtyp wäre wegen seiner azonalen Verbreitung und der europaweiten Bedrohung auch als Lebensraum von gemeinschaftlichem Interesse (vielleicht sogar als prioritärer Lebensraum) nach Anhang I der FFH-Richtlinie prädestiniert. Tatsächlich finden sich Erlenbruchwälder in dieser Richtlinie aber nur in ihren Übergängen zu anderen Biotoptypen wieder (vgl. auch ausführliche Diskussion bei SSYMANK et al. 1998), und zwar bei den Erlen- und Eschenwäldern und Weichholzauenwäldern an Fließgewässern; hierbei ist ein wichtiges Kriterium das Vorhandensein von Auenböden. Erlenbruchwälder auf Moorstandorten sind jedoch im Gegensatz zu allen waldfreien Moortypen nicht enthalten.

Auch die durch Artikel 6 der FFH-Richtlinie geforderten Bewirtschaftungspläne für besondere Schutzgebiete könnten ein wirkungsvolles Instrument für den umfassenden (und damit den Prozessschutz einschließenden) Schutz von Gebieten mit Erlenbrüchen sein. Da derartige Pläne für die gesamten Schutzgebiete aufgestellt werden sollen, ließen sich Maßnahmen der Tab. 2 und 3 gut integrieren, sodass Erlenbruchwälder auch im Schlepptau anderer prioritärer Lebensräume erhalten werden können. Dennoch sollten künftig die speziellen und sensiblen standörtlichen Bedingungen, die die Existenz von Erlenbruchwäldern zulassen, auch im europäischen Rahmen angemessen berücksichtigt werden.

Danksagung

Ich danke Herrn Eugen NOWAK (Biosphärenreservat Spreewald) für die Unterstützung dieser Arbeit und Herrn Dr. Klaus HANDKE (Ganderkesee) für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

Literatur

BORK, H.-R., BORK, H., DALCHOW, C., FAUST, B., PIORR, H.-P., SCHATZ, T. (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Klett-Perthes, Gotha/Stuttgart, 328 S.

CLAUSNITZER, U., SUCCOW, M. (im Druck): Vegetationsformen der Gebüsche und Wälder. In: SUCCOW, M., JOOSTEN, H.,Hrsg., Landschaftsökologische Moorkunde, Schweitzerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 2. Aufl.

Der Rat der Europäischen Gemeinschaften (Hrsg., 1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Pflanzen und Tiere. Abl. EG Nr. L 206, 7-50.

DITTRICH, I. (1999): Pflege- und Entwicklungsplan (Schlußbericht) Naturschutzgroßprojekt Presseler Heidewald- und Moorgebiet – Abiotische Verhältnisse. Geologie, Hydrogeologie, Moorgenese, Klima und Witterung, Grundwasserdynamik, Wasserhaushalt. Typoskript im Auftrag des Zweckverbandes Presseler Heidewald- und Moorgebiet, Bannewitz, 52 S.

DÖRING-MEDERAKE, U. (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland. Gliederung – Ökologie – Schutz. Scripta Geobotanica 19, 1-122.

EGGELSMANN, R. (1985): Ökohydrologische Aspekte für den Schutz und Erhalt von Feuchtbiotopen. Verh. Ges. Ökol. 13, 165-167.

ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Ulmer, Stuttgart, 4. Aufl., 989 S.

FIRBAS, F. (194 –1952): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Band 1: Allgemeine Waldgeschichte; Band 2: Waldgeschichte der einzelnen Landschaften. Fischer, Jena, 480 bzw. 256 S.

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW, Eching, 879 S.

HEMPEL, W. (1980): Vegetationskartierung im NSG "Am Presseler Teich". In: HEMPEL, W., SCHIEMENZ, H.,1986, Handbuch der Naturschutzgebiete der DDR, Bd. 5 – Bezirke Leipzig, Karl-Marx-Stadt und Dresden, Leipzig/Jena/Berlin, 21.

HOLST, H., SCHAEFER, A., KOPPISCH, D., WICHTMANN, W. (1999, im Druck): Ökologische Chancen von Erlenanbau und -nutzung auf degradierten Niedermooren in Norddeutschland. Telma.

HUTH, J., KÖCK, U.-V. (1999): Pflege- und Entwicklungsplan zum Naturschutzgroßprojekt "Presseler Heidewald- und Moorgebiet". Unveröff. Typoskr. im Auftrag des Zweckverbandes Presseler Heidewald- und Moorgebiet, Halle, 6 Bde.

JANIESCH, P., MELLIN, C., MÜLLER, E. (1991): Die Stickstoff-Netto-Mineralisierung in naturnahen und degradierten Erlenbruchwäldern als Kenn-

Tab. 3: Möglichkeiten zur naturschutzgerechten Bewirtschaftung von Erlenbruchwäldern.

Maßnahme	Ziel
1. forstliche Bewirtschaftung	
● möglichst Einzelstammentnahme, wenn qualitativ hochwertige Stämme zu erwarten sind	○ weitgehend ungestörtes Ablaufen der Prozesse der Walddynamik ○ Schutz der (ggf. vorhandenen) Bult-Schlenken-Struktur mit allen daran gebundenen Prozessen der *patch*-Dynamik
● Holzeinschlag nur bei Bodenfrost ● Holzbringung mit Seilwinden	○ weitgehender Schutz des Bodens und aller daran gebundenen Prozesse ○ weitgehender Schutz der (ggf. vorhandenen) Bult-Schlenken-Struktur mit allen daran gebundenen Prozessen der *patch*-Dynamik
● Erhalt von Überhältern beim Schirmhieb, Verzicht auf späteren Abtrieb des Schirmes (Anteil der Überhälter bonitätsabhängig bei 25 bis 30%) ● gezieltes Stehenlassen aller kernfauler Individuen (Ansprache nach LOCKOW & CHRZON 1996)	○ zumindest teilweises Ablaufen natürlicher Alterungsprozesse mit Möglichkeiten für alle an Alt- und Totholz gebundenen Arten ○ Schirmhieb simuliert am ehesten die Lichtverhältnisse in ungenutzten Erlenbruchwäldern (vgl. KORPEL 1995, PANCER-KOTEJOWA & ZARZYCKI 1980) ○ bodenständiges Samenpotenzial für generative Naturverjüngung
● Verzicht auf Kahlschläge, allenfalls: ● Schirmhieb auf Teilflächen modifizieren zu kleinflächigem Femelhieb (Ø bis ca. 40 m) ● kleinere Schirmschlagflächen im Abstand einiger Jahre anlegen	○ Analogie zu kleinflächigen "katastrophalen" Störungen mit nachfolgenden Sukzessionsprozessen ○ stärkere Strukturierung des Bestands in mosaikartige Teilbereiche ○ zeitweilige Förderung lichtliebender Arten (z.B. Rispensegge – *Carex paniculata*), durch Bultenbildung sekundäre Strukturanreicherung
● Belassen von stehendem und liegendem Totholz verschiedener Stärke im Wald ● Belassen von nicht genutzten Ästen nach Holzeinschlag im Wald (vermodert sehr schnell)	○ Förderung Totholzfauna und Pilz- und Moosflora ○ auch schwächeres Totholz (Ø 5 bis 15 cm, z.B. liegen gelassene Äste) hat eine Bedeutung als Winterquartier vieler Arthropoden
● ggf. Aushieb bestandsfremder Arten (z.B. Pappeln, Rot- und Sumpfeichen, im Flachland gebietsweise auch Fichten)	○ Beseitigung eines anthropogenen Steuerkriteriums von vegetationsgebundenen Prozessen ○ ggf. verbesserte Abbaubarkeit der Streuschicht
● Absicherung einer naturnahen Grundwasserdynamik (Grundwasserstand Winter/Frühjahr: über Flur/ flurnah; Sommer/Herbst: flurnah/etwas unter Flur); Amplitude standortabhängig 20 bis 60 cm	○ Sicherung eines wichtigen Ziel-Prozesses der Erlenbruchwälder
2. Maßnahmen am Standort	
● Anhebung des Grundwasserstands auf Bereiche nahe der Bodenoberfläche, z.B. durch Sohlanhebung/Anstauen entwässernder Gräben unter Berücksichtigung der natürlichen Dynamik – vor allem vor einer geplanten Bestandesverjüngung	○ Wiederherstellung des wichtigsten Steuerkriteriums der Erlenbruchwälder ○ Verdrängung von verjüngungsfeindlichem Bodenwuchs (Himbeere – *Rubus idaeus*, Brennnessel – *Urtica dioica*, Hopfen – *Humulus lupulus*) ○ verbesserte Voraussetzungen für Naturverjüngung (vor allem auch für die generative); Jungwuchs stellt sich gleich auf höheren Grundwasserstand ein ○ vielfach auch verbesserte Wüchsigkeit der Erlen
● nach Möglichkeit Verzicht auf Rabattenkulturen (soweit diese nicht als Element der Kulturlandschaft bedeutsam sind: vgl. NOWAK 1999), zumindest jedoch Verzicht auf Niveauunterschiede > 60 cm (entspricht etwa 1 Fuß Eingriffstiefe in den Boden + 1 Fuß Pflanzhügel) ● kein Einschneiden von Entwässerungsgräben in den mineralischen Untergrund (äußerst wichtig auf Auenstandorten), eher diffusen Abfluss sichern	○ Sicherung der natürlichen Grundwasserdynamik ○ Sicherung einer naturnahen *patch*-Dynamik ○ Verhinderung artifizieller Prozesse der *patch*-Dynamik durch Vegetations- und Faunendifferenzierung zwischen Bult/Rabatte (Arten entwässerter Erlenwälder) und Schlenke/Graben (wasserlebende Arten) ○ Verhinderung eines "Leerlaufens" von Erlenbrüchen nach Durchbrechen von stauendem Untergrund (z.B. Auelehme) ○ Verhinderung von Vegetationsveränderungen auf zu Tage tretendem Mineralboden
● Bevorzugung von Naturverjüngung gegenüber Aufforstung	○ entspricht besser der natürlichen Walddynamik ○ qualitativ hochwertigere Bäume
● bei Aufforstung: horstweise Pflanzung über mehrere Jahre bzw. Kombination von Bestockungkernen mit dazwischenliegenden Freiflächen zur Sukzession ● in Abhängigkeit vom jeweiligen Standort auch geeignete Nebenbaumarten berücksichtigen	○ Realisierung einer raum-zeitlichen Mosaikdynamik der Waldentwicklung ○ Erhöhung des Strukturreichtums
3. Maßnahmen auf Landschaftsebene (räumliche Ungenauigkeit und zeitliche Unschärfe)	
● Aufgabe strikter Flächen- und Nutzungsseparationen im Forstbereich (entsprechend der Abteilungsgrenzen), Einbeziehung von Nichtholzboden-Flächen (z.B. Feuchtwiesen im Wald) in ein langfristiges Bewirtschaftungsregime ● ggf. Einführung langfristiger Flächenrotationen (entsprechend der Umtriebszeit)	○ Herstellung einer naturnahen Mosaikdynamik auf Landschaftsebene ○ Realisierung der erforderlichen Kombination verschiedener Biotoptypen ○ ggf. Aufgabe ökonomisch entkoppelter Biotoppflege auf Nasswiesen im Wald (Abwägung mit anderen Naturschutzzielen nötig!) ○ insbesondere in Randlagen deutlich höherer Anteil generativer gegenüber der vegetativen Verjüngung, dadurch langfristig auch bessere Qualität der Bestände ○ Möglichkeiten des Biotopverbunds
● Zulassen von Zufällen und Unregelmäßigkeiten (z.B. Biberaktivitäten, Extremniederschläge) ● flexiblere Zielvorgaben (z.B. bei der Forsteinrichtung, in Pflege- und Entwicklungsplänen)	○ zumindest teilweises Zulassen naturnaher Landschaftsdynamik ○ Sicherung der Existenz vieler Arten, die gerade auf hohe räumliche und zeitliche Landschaftsdynamik angewiesen sind (Metapopulationsdynamik)

größe zur Beurteilung des ökologischen Zustandes. Verh. Ges. Ökol. 20, 353-359.

JAX, K. (1994): Mosaik-Zyklus und patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. Z. Ökologie u. Naturschutz 3, 107-112.

JEDICKE, E. (1998): Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften – Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Formulierung einer Prozessschutz-Definition. Naturschutz und Landschaftsplanung 30, (8/9), 229-236.

KAZDA, M., VERBUCHELN, G., BRANS, S., LUWE, M. (1991): Mapping of Vegetation and Soil Changes in an Alder Carr Affected by a Decrease of Water-Table Height. Phytocoenosis (N.S.) 3 (Suppl. Cart. Geobot. 2), 243-250.

KOPP, D., SCHWANECKE, W. (1994): Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 360 S.

KORPEL, Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten.

Fischer, Stuttgart, 310 S.
Lockow, K.W., Chrzon, S. (1996): Diagnose der Roterlenkernfäule am stehenden Stamm. Entscheidungshilfen. Allgemeine Forstzeitschrift 51, (24), 1367-1371.
Müller, J., Anders, S. (1995): Einfluß unterschiedlich strukturierter Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflands auf den Wasserhaushalt. Forschungsreport 11, 3-7.
Nötzold, R. (1996): Die Kurzflügel- und Laufkäfergemeinschaften (Staphylinidae und Carabidae) des Bodens verschiedener Erlenbruchbiotope im Raum Bornhöved und ihre Abhängigkeit von Standortfaktoren. Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 20, 9-46.
Nowak, E. (1999): Traditionelle Bodenbearbeitungsverfahren als Grundlage für naturschutzgerechte Waldbewirtschaftung im Spreewald. Unveröff. Mskr., Lübbenau, 8 S.
Ott, J. (1998): Möglichkeiten und Grenzen zur Integration von Zielen und Konzepten des Prozeßschutzes in der Landschaftsplanung. Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 56, 353-374.
Pancer-Kotejowa, E., Zarzycki, K. (1980): Zarys ekologii. In: Biatobok, S., Hrsg., Olsze. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa-Poznań, 229-258.
Pickett, S.T.A., White, P.S. (1985): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, San Diego/New York, 472 S.
–, Ostfeld, R.S., Shachak, M., Likens, G.E. (1997): The Ecological Basis of Conservation. Chapman & Hall, New York, 466 S.
Riecken, U., Ries, U., Ssymank, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 41, 184 S.
Schäfer, A., Wichtmann, W. (1999): Sanierte Niedermoore und weitergehende Abwasserreinigung. Arch. für Naturschutz und Landschaftsforschung 38, 315-334,
Scherzinger, W. (1997): Tun oder Unterlassen? Aspekte des Prozeßschutzes und Bedeutung des "Nichts-Tuns" im Naturschutz. Laufener Seminarbeitr. 97, (1), 31-44.
Schrautzer, J., Härdtle, W., Hemprich, G., Wiebe, C. (1991): Zur Synökologie und Synsystematik gestörter Erlenwälder in Gebiet der Bornhöveder Seenkette. Tuexenia 11, 293-307.
Schröder, E., Klein, M., Riecken, U. (1997): Möglichkeiten und Perspektiven für ein "Biotopmanagement durch Katastrophen". Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 189-207.
Ssymank, A., Hauke, U., Rückriehm, C., Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schr.-R. für Landschaftspfl. und Natursch. 53, 560 S.
Stegner, J. (1997): Reaktion von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae) auf unnatürliche Überstauung eines Erlenbruchwaldes (Carici elongatae-Alnetum glutinosae). Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18, 161-173.
– (1998): "Stabilität" und Dynamik in Erlenbruchwäldern – dargestellt am Beispiel der Laufkäfer. Angewandte Carabidologie 1, 23-40.
– (1999): Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in Erlenbruchwäldern in Nordwestsachsen und ihre Reaktionen auf die Lebensraumdynamik. Diss. Univ. Greifswald, 245 S.
– (in Vorb.): Laufkäfer in kleinmaßstäbiger Raum-Zeit-Dynamik eines Erlenbruchwaldes.
Thompson, J.N. (1985): Within-Patch Dynamics of Life Histories, Populations, and Interactions: Selection Over Time in Small Spaces. In: Pickett, S.T.A., White, P.S. eds., The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics, Academic Press, San Diego/New York, 253-264.
van Tol, G., van Dobben, H.F., Schmidt, P., Klap, J.M. (1998): Biodiversity of Dutch forest ecosystems as affected by receding groundwater levels and atmospheric deposition. Biodiv. Conserv. 7, 221-228.
Wiebe, C. (1998): Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schlesig-Holstein u. Hamburg 56, 156 S.

Anschrift des Verfassers: Dr. Jan Stegner, Vitzthumallee 20a, D-04509 Schönwölkau, E-Mail post@JanStegner.de.

Sonderdruck aus:

Naturschutz und Landschaftsplanung

Zeitschrift für angewandte Ökologie

Heft 9/2000
September
32. Jahrgang

Schriftleitung: Dr. Eckhard Jedicke, Jahnstr. 22, 34454 Arolsen
Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co., Wollgrasweg 41, 70599 Stuttgart