"Stabilität" und Dynamik in Erlenbruchwäldern - dargestellt am Beispiel der Laufkäfer

Jan STEGNER

Abstract: Stability and dynamics of alder carrs: illustrated using the example of the ground beetles. - The carabid beetles of 12 alder carrs and dry alder forests of the Dübener Heide (Northwest Saxony) were investigated from 1993 to 1997. Wet alder carrs, with an inherent disturbance regime of seasonal ground water fluctuation, display a typical combination of carabid species representative of swamp forests, eutrophic fens, wetlands, and deciduous forests. The carabid populations may show natural fluctuations. Disturbance, caused by a decreased ground water level, changes not only microclimatic conditions but also the natural dynamics. The dominance of deciduous forest species increases and species of open country immigrate. An artificial disturbance of one alder carr resulted in radical changes of the carabid coenosis, which shifted toward near-natural conditions. The results have possible implications for nature preservation actions. Carabid beetles may be valuable as bioindicators of the complex conditions of ground water dynamics and patch dynamics in alder carrs. The same abiotic dynamics may cause stability at one and disturbance at another level of description. 'Stability' of alder carrs is connected with a typical disturbance regime. The loss of natural disturbances leads to stable conditions for some forest species but means a loss of stability properties for the characteristic carabid fauna.

1. Einleitung

Erlenbruchwälder sind wie viele andere Biotoptypen aufgrund ihrer Seltenheit und ihrer Gefährdung durch menschliche Aktivitäten in das Blickfeld des Naturschutzes gerückt. Die klassischen, auf einem "ökologischen Gleichgewicht" basierenden Betrachtungsweisen werden jedoch den spezifischen standörtlichen Verhältnissen (Grundwasserhaushalt und Boden) der Erlenbruchwälder und der Funktionsweise der darauf aufbauenden Biozönose nicht gerecht. Dadurch fehlen für Maßnahmen zum Schutz der Erlenbruchwälder teilweise die fachlichen Grundlagen. Auch verschiedene biotische Charakteristika von Erlenbruchwäldern unterliegen einer starken natürlichen Schwankung beziehungsweise Variabilität, befinden sich also in dynamischem Zustand.

Erlenbruchwälder sind im Vergleich zu vielen anderen Biotoptypen bisher eher schlechter untersucht worden. In Verbindung mit ihrer naturschutzfachlichen in-Wert-Setzung (z.B. RIECKEN et al. 1994) werden Kriterien genannt, die aus der statischen Betrachtung von Momentaufnahmen resultieren. Die Betrachtung dynamischer Prozesse ist bisher nur in sehr eingeschränktem Maße in Verbindung mit der Auswirkung von Grundwasserabsenkungen erfolgt (KAZDA et al. 1991, 1992). Dynamischen Prozessen muß jedoch ein eigener Wert zuerkannt werden (PLACHTER 1991), der insbesondere in der Naturschutzpraxis noch mehr zu berücksichtigen ist (TALBOT 1997).

Ausgangspunkt der vorliegenden Arbeit ist eine fünfjährige Untersuchung der Laufkäfer in Erlenbruchwäldern in Nordwestsachsen. Während auch hier zunächst der Vergleich von Momentaufnahmen vorgenommen wurde (STEGNER 1996), zeigte sich nach mehreren Jahren, welchen Schwankungen die Faunen der Untersuchungsflächen unterworfen sein können (STEGNER 1997). Dynamische Prozesse laufen hier in verschiedenen räumlichen und zeitlichen Dimensionen ab. Wegen der Heterogenität dieser Dimensionen wird der aus dem amerikanischen übernommene Begriff patch-dynamic verwendet. Patch-Dynamik umfaßt eine Reihe von Betrachtungsansätzen, in deren Mittelpunkt die räumliche Heterogenität und Fleckenhaftigkeit ökologischer Systeme und deren zeitliche Dynamik stehen (JAX 1994; PICKETT & WHITE 1985).

Ausgelöst durch kontroverse Diskussionen zu Naturschutzzielen im Untersuchungsgebiet sollen mit der vorliegenden Arbeit am Beispiel der Lauf-

käfer folgende Aspekte untersucht werden:

- Welche grundwasserabhängigen Prozesse sind in Erlenbruchwäldern zu beobachten und wie wirken sie auf die Laufkäferfauna?
- Wie unterscheiden sich natürliche Prozesse von solchen, die durch menschliche Einwirkungen ausgelöst werden (anthropogene Störungen)?
- Wie läßt sich aus dem räumlichen Vergleich von Dynamiken auf zeitliche Dynamik schließen?
- Welche Konsequenzen lassen sich aus den Ergebnissen für den Schutz von Erlenbruchwäldern ziehen?

2. Untersuchungsflächen und Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Der Untersuchungsraum in Nordwestsachsen liegt innerhalb des Naturraumes Düben-Dahlener Heide (HAASE 1995) im Presseler Heidewald- und Moorgebiet und im Sprottabruch. Genaue Beschreibungen zur naturräumlichen Gliederung und Geologie der Dübener Heide sind LEGLER (1970) zu entnehmen. Ausführliche Angaben zu biotischer Ausstattung und Naturschutzbedeutung der zwei Gebiete geben DAMER et al. (1996) sowie STEGNER et al. (1998). Die wichtigsten Angaben zu den Untersuchungsflächen sind Tabelle 1 zu entnehmen.

In die Betrachtungen einbezogen wurden Standorte folgender Ausprägung:

- naturnahe Erlenbruchwälder ohne oder mit relativ geringen anthropogenen Störungen (Standorte 1, 2, 8), zum Teil mit insulärer Lage (Standorte 9, 12);
- schwach bis mäßig degradierte Erlenbruchwälder (Standorte 4, 7, 16);
- stark durch Grundwasserabsenkung degradierte Erlenbruchwälder (Standorte 3, 13, 15);
- ein relativ wenig gestörtes Schneidenried mit beginnender Sukzession zu Erlenbruchwald (Standort 30).

Alle untersuchten Erlenbruchwälder stocken auf Versumpfungsmooren und sind hinsichtlich ihrer Genese weitgehend vergleichbar.

Die Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf Erlenbruchwälder werden ausführlich bei KAZDA et al. (1991, 1992) und STEGNER (1996) beschrieben. An den meisten Untersuchungsstandorten wurden ab 1994 Pegel (PE-Rohre mit 5 cm Durchmesser) zur Beobachtung der Grundwasserdynamik gesetzt und parallel zu den Fallenleerungen abgelesen. Ergänzende Werte eines Grundwasserpegels (Tageswerte) stellte freundlicherweise Dr. I. Dittrich (Bannewitz) zur Verfügung. Die in dieser Arbeit verwendeten Niederschlagsdaten wurden vom Sächsischen Forstamt Falkenberg zur Verfügung gestellt.

STO	Beschreibung	Jahre	Vegetation	GW (max./mittl. /min) [cm]	Fläche [ha]	Bemerkungen
1	nasser Erlenbruchwald	1993-97 *	Carici elongatae-Alnetum glutinosae betuletosum	9**/-8/-25	42	keine Störzeiger, * 1994 wegen Überstauung keine Fänge ** 1994 ca. 40 cm
2	nasser Erlenbruchwald	1993-97	Carici elongatae-Alnetum glutinosae betuletosum	0/-14/-28		wenige Trockenheitszeiger (*Rubus idaeus*)
9	nasser Erlenbruchwald	1993-97	Carici elongatae-Alnetum glutinosae betuletosum	29/1,5/-26	3,2	inselartig, sehr jung, starke natürliche Grundwasserschwankung
12	nasser Erlenbruchwald	1993		nicht gemessen		
8	nasser Erlenbruchwald	1993-97	Carici elongatae-Alnetum glutinosae betuletosum	12/-4/-20	17,9	grenzt an 7 und 4, etwas nährstoffreicher, Unterausbildung mit *Carex acutiformis*, wenig Störzeiger (randlich *Sambucus nigra*)
7	leicht degradierter Erlenbruchwald	1993	Carici elongatae-Alnetum glutinosae betuletosum	nicht gemessen		grenzt an 8 und 4, leicht degradiert, Störzeiger v.a. *Sambucus nigra/racemosa*, *Rubus idaeus*
4	mäßig degradierter Erlenbruchwald	1993	gestörtes Carici elongatae-Alnetum glutinosae betuletosum	nicht gemessen		grenzt an 7 und 8, randlich zunehmend trocken, höherer Anteil an *Sambucus* spp., *Urtica dioica*
13	stark degradierter Erlenwald	1993-95	*Rubus idaeus-Alnus glutinosa*-Gesellschaft	-60/-80/-100	0,8	starke Deckung von von *Sambucus nigra*, *Humulus lupulus*, *Rubus fruticosus+ idaeus*, Boden vererdet
15	stark degradierter Erlenwald	1994-95	*Urtica dioica-Alnus glutinosa*-Gesellschaft	-17/-58,5/-100	8	sehr hohe Deckung von *Urtica dioica*, Boden vererdet
3	stark degradierter Erlenwald	1993-97	*Rubus idaeus-Alnus glutinosa*-Gesellschaft	-2/-51/-100	1	inselartig, starke Deckung von *Humulus lupulus* und *Rubus idaeus*
16	mäßig degradierter Erlenbruchwald	1994-96	Carici elongatae-Alnetum glutinosae typicum	-2/-27/-52	3	Ausb. von *Carex acutiformis*, relativ hohe Deckung von *Urtica dioica*, Torfsackung
30	Schneidenried (beginnende Sukzession)	1996	Cladietum marisci, randliche Übergänge zu Carici elongatae-Alnetum glutinosae betuletosum	nicht gemessen	2,9	grenzt an 16, weitgehend offener Standort mit beginnender Sukzession zu Erlenbruchwald

Tab. 1: Die wichtigsten Angaben zu den Untersuchungs-Standorten (STO). GW = Grundwasser-Flurabstand im Untersuchungszeitraum.

Der im Text erwähnte Reliefkoeffizient ist ein Maß für die Ausprägung der Mikroreliefs (Bulten-Schlenken-Struktur). Er errechnet sich als Quotient aus Geländelinie (= tatsächliche, entlang der Geländeoberfläche gemessene Entfernung) und Luftlinie (STEGNER in Vorbereitung). Der Koeffizient beträgt bei ebenem Gelände 1, bei bewegtem Gelände bis etwa 1,5.

2.2 Erfassungsmethoden

Als Standard-Erfassungsmethode wurden an allen Standorten Barberfallen eingesetzt. Die je fünf Fallen pro Standort standen in einer Reihe in Abständen von 7-10 Metern, hatten einen Durchmesser von 9 cm, waren mit 0,5%igem Formalin gefüllt und wurden 14tägig geleert. In allen Jahren wurde eine einheitliche Fangsaison jeweils vom 14. März bis zum 24. Oktober (= 16 Fangperioden) eingehalten. Das Stellen von Barberfallen gestaltete sich in den nassen Erlenbruchwäldern teilweise schwierig, da kaum verfügbare Standorte für die Fallen vorhanden sind. In überstauten Schlenken kann nicht gefangen werden und die über der Wasserlinie liegenden Bulte sind oft so stark durchwurzelt, daß das Stellen der Fallen sehr zeitaufwendig wird. Die Standorte der Einzelfallen waren damit zwangsläufig eher auf etwas höheren Strukturen in den Erlenbrüchen zu wählen.

Ein weiteres Problem ergibt sich aus der räumlich-zeitlichen Dynamik, der das Mikrorelief in Bruchwäldern unterliegt. Sie führt zu einem Wandern der Individuen, so daß kleine Arten aus dem "Einzugsbereich" der Fallen geraten können. Dies betrifft insbesondere kleine hygrobionte Arten, die sich in Bruchwäldern am Rand der Schlenken aufhalten. Ein möglicher Untersuchungsansatz wäre, die Fallen regelmäßig neu zu stellen und damit quasi der Wasserlinie zu folgen. Auf diesen Ansatz wurde aber wegen der Selektivität und des hohen Aufwandes bewußt verzichtet.

Die Bestimmung der Arten erfolgte nach FREUDE (1976), KEMPF (1986), LOHSE & LUCHT (1989) sowie SCHMIDT (1994). Die Nomenklatur folgt TRAUTNER et al. (1997).

2.3 Statistische Methoden

In der vorliegenden Arbeit wird im wesentlichen die Korrespondenzanalyse genutzt. Als übersichtsmäßige Datenanalyse kann diese Methode zur Hypothesenbildung (KENT & COKER 1992) führen. Ordinationsmethoden haben sich auch für die Darstellung zeitlicher Veränderungen einer Fläche bewährt (HAKES 1996).

Zur Vereinheitlichung der zugrundeliegenden Daten werden in der vorliegenden Arbeit Aktivitäts-Individuenabundanzen pro 14 Tage verwendet (vgl. MÜLLER 1978, 1987). Die Jahres-Abundanzsumme ergibt sich aus der Summierung der Aktivitäts-Individuenabundanzen über die Fangsaison (= 16 Fangperioden). Aus den Jahres-Abundanzsummen wurden die Aktivitätsdominanzen als prozentualer Anteil der Individuen einer Art an der Gesamtsumme aller Arten eines Standortes berechnet.

2.4 Habitatpräferenztypen

Eine ökologische Typisierung wird hinsichtlich der Feuchteansprüche vorgenommen (System in Anlehnung an BARNDT et al. (1991) und PLATEN (1995): h = hygrobiont, (h) = hygrophil, m = mesophil, (x) = xerophil, x = xerobiont (vgl. Tab. 4).

Im Gegensatz zu dieser stärker an der autökologischen Ansprüchen orientierten ökologischen Typisierung geht die Zuordnung der Carabidenarten zu Habitatpräferenztypen eher von der Verbreitung der Arten in verschiedenen Biotoptypen aus (z.B. MÜLLER-MOTZFELD & SCHULTZ 1996; SCHULTZ 1997). Die Habitatpräferenzen werden an den Vorkommen der Arten in Mitteldeutschland, insbesondere in der Dübener Heide, geeicht (SCHNITTER mdl. Mitt.; TIETZE 1997). Die Artenwerden in die folgenden Kategorien von Habitatpräferenztypen eingeordnet (siehe auch Tab. 4):

1. Naßwälder: Schwerpunkt in Bruch-, Moor- und Auenwäldern.
2. Naßwälder und andere Feuchtgebiete: verbreitet in Feuchtgebieten mit Schwerpunkt in Naßwäldern und gehölzbestandenen Feuchtbiotopen.
3. Nährstoffärmere Moore: Schwerpunkt in nicht oder kaum baumbestandenen Zwischenmooren und nährstoffärmeren Niedermooren, z.B. auch Seggenrieden.
4. Ufer (ripicole Arten): Verbreitungsschwerpunkt an sandigen oder schlammigen Ufern sowie auf vegetationsfreien, nassen Sand- oder Schlammflächen.
5. Feuchtgebiete (weit verbreitet): hygrobionte und -phile Arten mit sehr großer Monotopweite.
6. Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte: typische "Waldarten" der feuchten

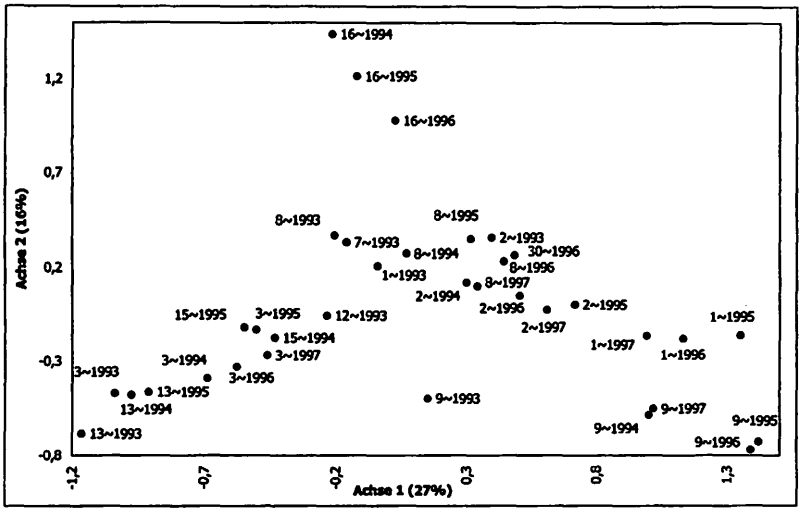


Abb. 1: Darstellung der Achsen 1 und 2 der Korrespondenzanalyse für die Untersuchungs-Standorte. Die beiden Achsen erklären zusammen 42% der Gesamtvarianz. Datengrundlage: Jahres-Abundanzsummen.

bis frischen Buchen-, Buchenmisch-, Eichen- und Birken-Kiefernwälder.

7. Wald-Offenland-Übergangsbereiche: Vorkommen in der Kulturlandschaft mit Bevorzugung von Hecken und Feldgehölzen sowie in Waldrandbereichen und lichten Wäldern.
8. Offenland: Zusammenfassung aller Arten von Offenlandbiotopen (keine Feuchtbiotope): vegetationsarme natürliche/naturnahe Trockenbiotope, gesamte offene Kulturlandschaft (Ruderalfluren, Äcker, Wiesen, Weiden, Triften etc.).
9. Sonderhabitate: Rindenbewohner (corticole Arten) und Bewohner von Tierbauten (skotophile Arten).

Die verwendeten Kategorien erfordern einen hohen Grad an Vereinheitlichung (insbesondere bei den Offenlandarten, die in Bruchwäldern normalerweise nur akzidentiell vorkommen), der jedoch für eine zusammenfassende Diskussion von Grundtypen der Präferenzen vertretbar erscheint.

3. Ergebnisse

Insgesamt wurden in den untersuchten Flächen 67 Arten nachgewiesen; die Fangergebnisse zeigt Tabelle 4 am Ende des Artikels. Bei den Gesamtindividuenzahlen in dieser Tabelle ist zu beachten, daß die Standorte teilweise unterschiedlich lange besammelt wurden. Nicht berücksichtigt sind dabei Arten, die durch ergänzende Handfänge nachgewiesen wurden.

3.1 Artengemeinschaften

Aus der korrespondenzanalytischen Auswertung wird deutlich, daß sich die Untersuchungsflächen entsprechend ihrer Bodenfeuchte entlang der ersten Hauptachse ordinieren (Abb. 1). Im positiven Bereich liegen die nassen Erlenbruchwälder; im negativen Bereich die ausgetrockneten Wälder, jedoch auch feuchtere Standorte in trockenen Jahren. Damit werden zwei Aspekte dynamischer Veränderungen auf der Betrachtungsebene der Artengemeinschaften deutlich.

1. Zum Einen kann derselbe Standort in verschiedenen Jahren - niederschlagsbedingt - völlig unterschiedlich eingeordnet sein. Diese natürliche Dynamik steht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Schwankung des natürlicherweise oberflächlich anstehenden Grundwassers (siehe auch Abb. 4 und 6).

2. Die zeitgleiche Untersuchung unterschiedlich stark durch Grundwasserabsenkung beeinträchtigter Erlenbruchwälder mit bekannter Historie ermöglicht zum Anderen durch Analogieschluß die Darstellung einer langfristigen Dynamik, die nur teilweise durch die unter (1) genannte überlagert wird. Durch Grundwasserabsenkungen kam es zu starken Veränderungen der Carabidenfauna der betreffenden Flächen, die sich in der graphischen Darstellung niederschlagen (Standorte 3, 13 und 15). Die Hintergründe dieser anthropogen bedingten Dynamik sind unten detaillierter dargestellt.

Abbildung 2 zeigt die Veränderungen bei den Dominanzen unterschiedlicher Habitatpräferenztypen an den Standorten. Wie bei den über fünf Jahre untersuchten Flächen (1, 2, 3, 8 und 9) deutlich wird, schwanken die Anteile zwischen den Jahren; insbesondere die Dominanzen der Feuchtgebietsarten mit Präferenz für Naßwälder und der Moorarten sowie der typischen Waldarten. Dies läßt sich

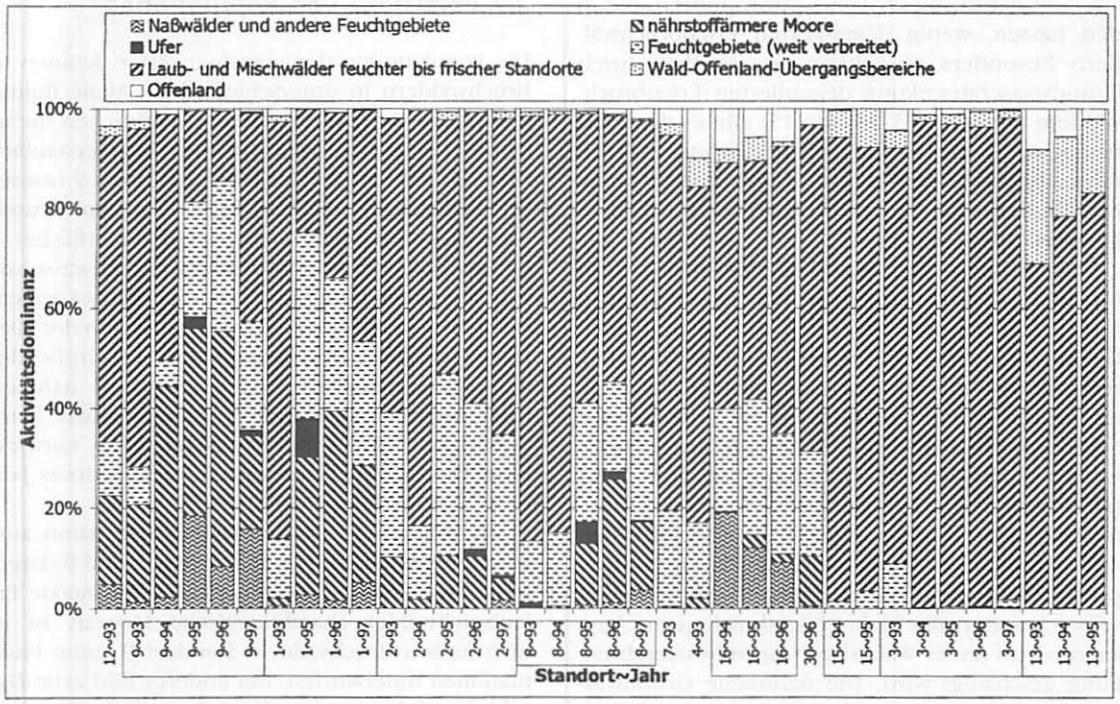


Abb. 2: Aktivitätsdominanzen der Laufkäfer an den Untersuchungs-Standorten nach Habitatpräferenztypen.

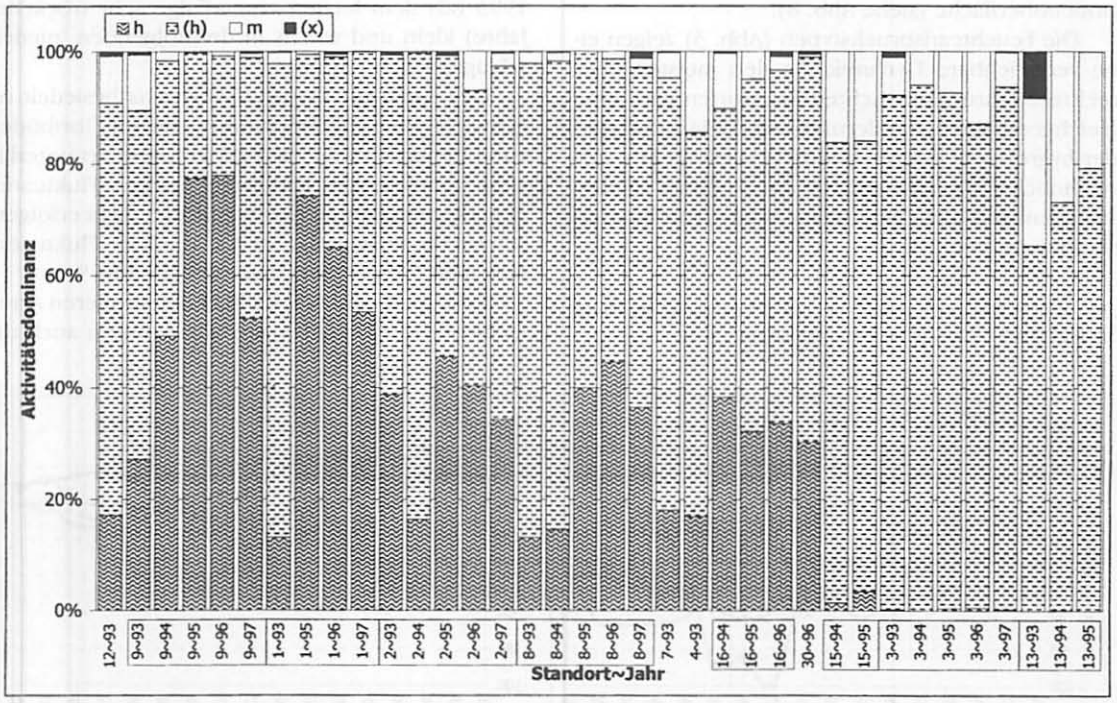


Abb. 3: Aktivitätsdominanzen der Laufkäfer an den Untersuchungs-Standorten nach Feuchteanspruchstypen. h = hygrobiont, (h) = hygrophil, m = mesophil, (x) = xerophil.

auf eine natürliche Dynamik zurückführen, die in den nassen, wenig degradierten Erlenbruchwäldern besonders ausgeprägt ist. In den durch Grundwasserabsenkung degradierten Erlenbruchwäldern (Standorte 3, 13 und 15) gibt es diese Dynamik nicht. Der anthropogen gestörte Zustand führt also zu einem Verlust natürlicher Dynamik beziehungsweise Variabilität als wesentlichem Merkmal des Systems.

Der Vergleich der verschiedenen Standorte in Abbildung 2 unabhängig von den Jahren zeigt in der Anordnung nach sinkenden durchschnittlichen Grundwasserständen, daß ebenfalls eine charakteristische Veränderung der Dominanzen der Habitatpräferenztypen erfolgt. Da bei den untersuchten Standorten die hydrologischen Veränderungen während der letzten Jahrzehnte bekannt sind (DITTRICH 1996), läßt der parallele Vergleich unterschiedlich stark veränderter Bruchwälder den Analogieschluß zu, daß eine vergleichbare, anthropogen verursachte Dynamik auch an ein und demselben Standort über Jahre bis Jahrzehnte erfolgen kann, wenn dieser Wald durch Grundwasserabsenkung geschädigt wird. Die natürliche Grundwasserschwankungen sind dann zwar nach wie vor vorhanden, erfolgen aber weit unterhalb der Bodenoberfläche (siehe Abb. 8).

Die Feuchteanspruchstypen (Abb. 3) zeigen eine vergleichbare Dynamik. An den meisten über mehrere Jahre untersuchten Standorten wird eine gleichgerichtete Veränderung nach 1994 zugunsten der hygrobionten Arten deutlich. Diese steht wahrscheinlich in Zusammenhang mit erhöhten Niederschlägen und allgemein steigenden Grundwasserständen im Jahr 1994.

3.2 Persistenz von Populationen

Die Populationen der einzelnen Arten können in Bruchwäldern in unterschiedlichem Maße fluktuieren, zum Beispiel infolge der natürlichen mehrjährigen Schwankungen des Grundwasserstandes. Dies läßt sich am Vergleich der Standorte 9 (nasser Erlenbruchwald mit starken natürlichen Grundwasserschwankungen an der Bodenoberfläche) 3 (ausgetrockneter Erlenbruchwald, Grundwasserdynamik deutlich unter der Bodenoberfläche) zeigen. Beide Bruchwälder waren noch zu Beginn der 70er Jahre etwa gleichartig ausgeprägt (Lage, Größe, Boden, Wasserhaushalt, Vegetation) und nahmen nach massiven Meliorationsmaßnahmen nahe Standort 3 seit 1976 eine unterschiedliche Entwicklung. Die Grundwasserdynamik verschiedener Jahre ist in Abbildung 4 dargestellt.

In Abbildung 5 ist die Populationsdynamik ausgewählter Arten an den Standorten 3 und 9 dargestellt. *Pterostichus diligens* als eine für intakte Erlenbruchwälder charakteristische Moorart ist in dem nassen Bruchwald in Standort 9 kaum Fluktuationen unterworfen. Ein anderes Bild zeigt *Dyschirius globosus*, der ebenfalls typisch für nasse Bruchwälder ist. Die Population dieser Art war 1993 (als dem letzten einer Folge sehr trockener Jahre) klein und wuchs in den folgenden, niederschlagsreichen Jahren.

Der euryhygre *Carabus hortensis* besiedelt regelmäßig auch die feuchten bis nassen Torfböden von Erlenbruchwäldern (Tab. 4). Diese Art unterlag jedoch am nassen Standort 9 starken Fluktuationen, die am degradierten Standort 3 nicht erfolgen. Schwächer ausgeprägte, aber ähnliche Fluktuationen zeigt *Pterostichus niger* an Standort 9.

Es scheint denkbar, daß bei den größeren Arten nicht nur der Feuchteanspruch, sondern auch die

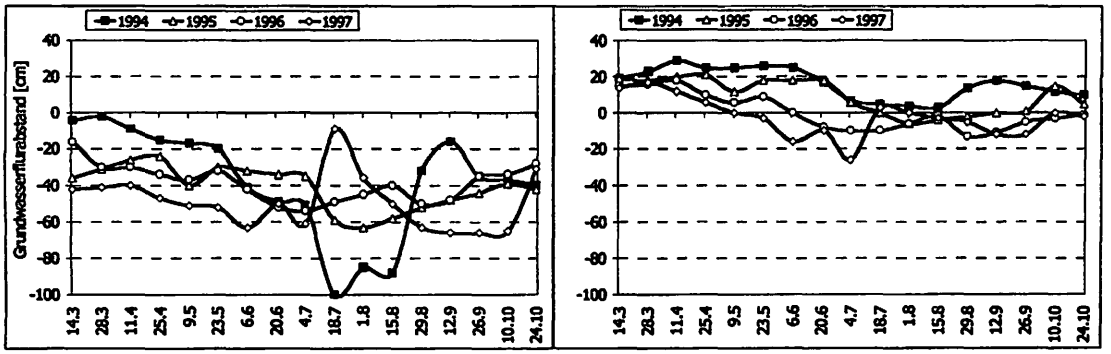


Abb. 4: Grundwasser-Flurabstände an den Untersuchungs-Standorten 3 (links) und 9 (rechts) in verschiedenen Jahren.

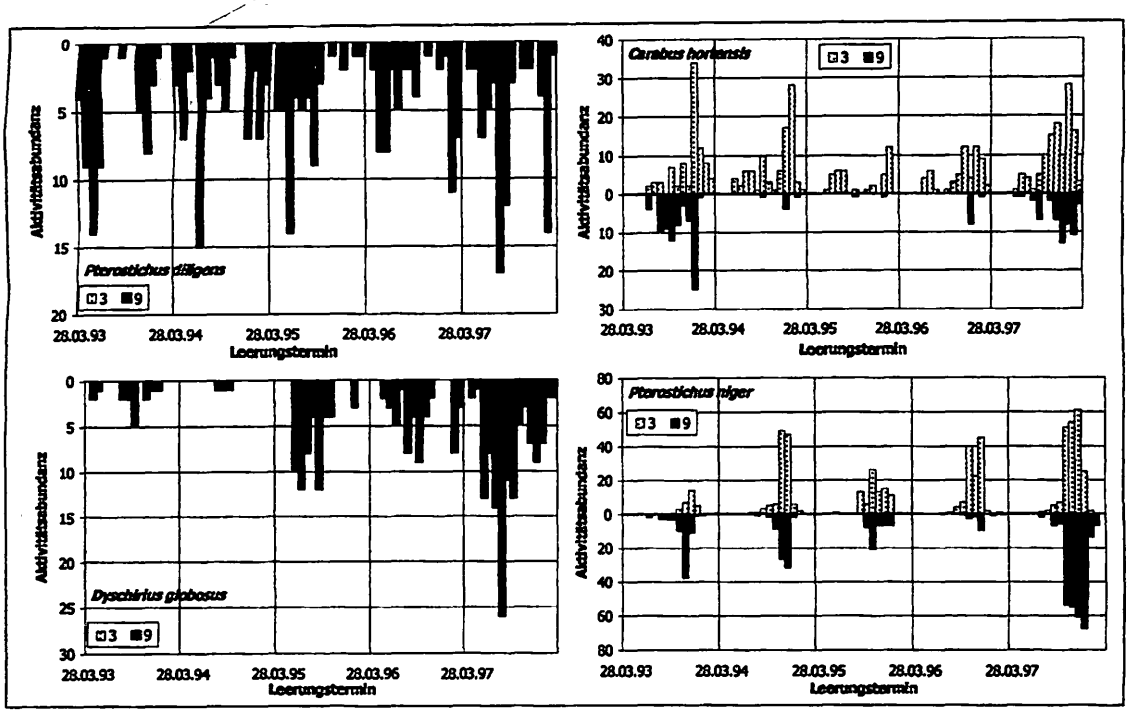


Abb. 5: Populationsdynamik ausgewählter Arten der Untersuchungs-Standorte 3 und 9.

räumliche Struktur (patchiness) des Lebensraumes eine Rolle spielt. So hat der nasse Standort 9 durch seine Bulten-Schlenken-Struktur einen größeren Reliefkoeffizienten (1,11) als der durch Torfsackung nivellierte Standort 3 (1,03)(siehe auch Abb. 8). Bei höherem Grundwasserstand wären die mikroklimatischen Bedingungen auf den Bulten zwar theoretisch noch für *Carabus hortensis* geeignet, die verfügbaren Einzelflächen (patches) werden aber immer kleiner und isolierter. Es wird angenommen, daß sich dies insbesondere auf die Nahrungsverfügbarkeit für die Larven auswirkt.

Im Gegensatz dazu können offenbar Populationen kleiner Arten (wie im o.g. Beispiel *Pterostichus diligens*) in einem stark reliefierten Erlenbruchwald auch trockene Jahre (im untersuchten Standort 9 die Jahre bis 1993) überdauern.

Ein weiteres Beispiel für starke Fluktuationen der Populationen bietet die Entwicklung am Standort 1 nach einer künstlichen Überstauung während der gesamten Vegetationsperiode 1994 (Einzelheiten vgl. STEGNER 1997). Zum Vergleich dient hier Standort 2, der sich in etwa 50 Metern Entfernung im selben Erlenbruchwald befindet, jedoch von der Überstauung nicht betroffen war. Die Veränderungen an beiden Flächen sind in Abbildung 6 dargestellt. Es wird deutlich, daß Standort 1 von 1993 zu 1995 (1994 wegen Überstauung kein Besammeln möglich) weit in Richtung eines nasseren Standortes gerückt ist. Dieser Effekt basiert auf den Dominanzänderungen einiger Laufkäferpopulationen (Tab. 2).

Eine Reihe von Feuchtgebietsarten wurde durch die fast einjährige Überstauung gefördert. Die Individuenzahlen von *Dyschirius globosus, Agonum fuliginosum, Pterostichus minor, Pterostichus nigrita, Pterostichus rhaeticus* und *Stenolophus mixtus* nahmen gegenüber 1993 deutlich zu; *Agonum viduum* und *Oodes helopioides* wurden 1995 erstmalig an diesem Standort registriert. Hingegen wurden *Carabus hortensis* und *Abax parallelepipedus* nach der Überstauung gar nicht mehr gefunden; die Individuenzahlen von *Pterostichus oblongopunctatus* nahmen stark ab. Bei den Arten *Carabus granulatus* und *Pterostichus niger* lassen sich keine deutlichen Auswirkungen finden, sie werden als indifferent geführt. In Abbildung 7 ist beispielhaft die Bestandsentwicklung einiger Arten dargestellt. Dabei wird deutlich, daß am Ver-

Art	Zunahme	Indifferent	Abnahme
Dyschirius globosus	↑		
Stenolophus mixtus	↑		
Pterostichus minor	↑		
Pterostichus nigrita	↑		
Pterostichus rhaeticus	↑		
Agonum viduum	↑		
Agonum fuliginosum	↑		
Oodes helopioides	↑		
Carabus granulatus		•	
Pterostichus niger		•	
Carabus hortensis			↓
Pterostichus oblongopunctatus			↓
Abax parallelepipedus			↓

Tab. 2: Veränderungen der Aktivitätsabundanz verschiedener Laufkäferarten an Untersuchungs-Standort 1 zwischen 1993 und 1995 infolge einer Überstauung 1994.

gleichsstandort 2 die Schwankungen deutlich geringer ausfielen.

4. Diskussion

4.1 Begriffsbestimmung: "Stabilität", Störung, Dynamik

Der nicht oder nur wenig von menschlichen Aktivitäten beeinflußte Zustand der Erlenbruchwälder ist durch eine charakteristische natürliche Dynamik gekennzeichnet, deren Ursache die Grundwasserdynamik ist. Dieser Zustand bleibt bestehen (persistiert), solange sich die Grundwasserdynamik nicht wesentlich ändert.

Die Problematik der ökologischen Stabilität ist in den letzten Jahren kontrovers diskutiert worden. Eine Operationalisierung der Stabilitätskonzepte erfolgte durch GRIMM (1996) und GRIMM & WISSEL (1997), wonach der Gültigkeitsbereich für die Beurteilung von Eigenschaften der Stabilität anhand definierter Kriterien (ökologische Kenngröße, Beschreibungsebene, Referenzzustand, Störung, räumliche Skala und zeitliche Skala) abgegrenzt werden kann.

Eine Störung wird in Anlehnung an BEGON et al. (1991) definiert als jedes relativ diskrete Ereignis in der Zeit, das Organismen oder Teile von Organismen beseitigt und Raum öffnet, der durch Individuen der gleichen oder anderer Arten besiedelt werden kann. Störungen können demnach sowohl natürliche (z.B. saisonale Überstauung in Erlenbruchwäldern) als auch anthropogen verursachte Ereignisse (künstliche Grundwasserabsenkung) sein. Die Grundwasserdynamik als essentielle Voraussetzung für die Existenz von Erlenbruchwäldern wird in dieser Arbeit als exogen-inhärente (von außen einwirkende, aber für die Existenz erforderliche) Störung betrachtet (PICKETT & WHITE 1985; POETHKE 1997).

Einige wichtige Prozesse, die in der vorliegenden Arbeit untersucht werden sollen, sind zur Übersicht in Tabelle 3 zusammen mit den jeweiligen Arbeitshypothesen aufgeführt. Die jeweiligen Reaktionen von Individuen, Populationen und Artengemeinschaften der Laufkäfer werden im weiteren Verlauf untersucht und diskutiert.

In Abbildung 8 sind in halbschematischer Form die wichtigsten Aspekte der Grundwasserdynamik in Erlenbruchwäldern dargestellt. Neben der Jahresdynamik (entspricht der jährlichen Amplitude) und der Mehrjahresdynamik (niederschlagsarme und -reiche Jahre) an den Einzelstandorten ist die langfristige Dynamik infolge

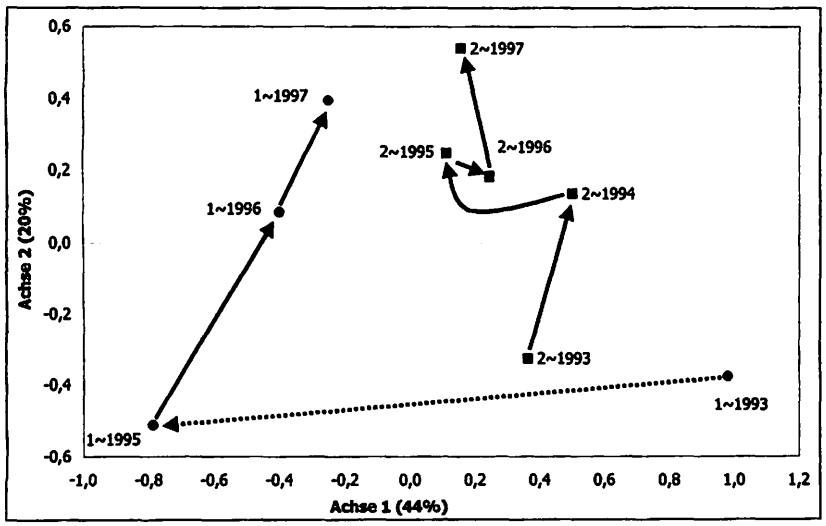


Abb. 6: Grafik zur Korrespondenzanalyse der Utersuchungs-Standorte 1 und 2. Die ersten zwei Hauptachsen erklären zusammen 64% der Gesamtvarianz. Datengrundlage: Jahres-Abundanzsummen.

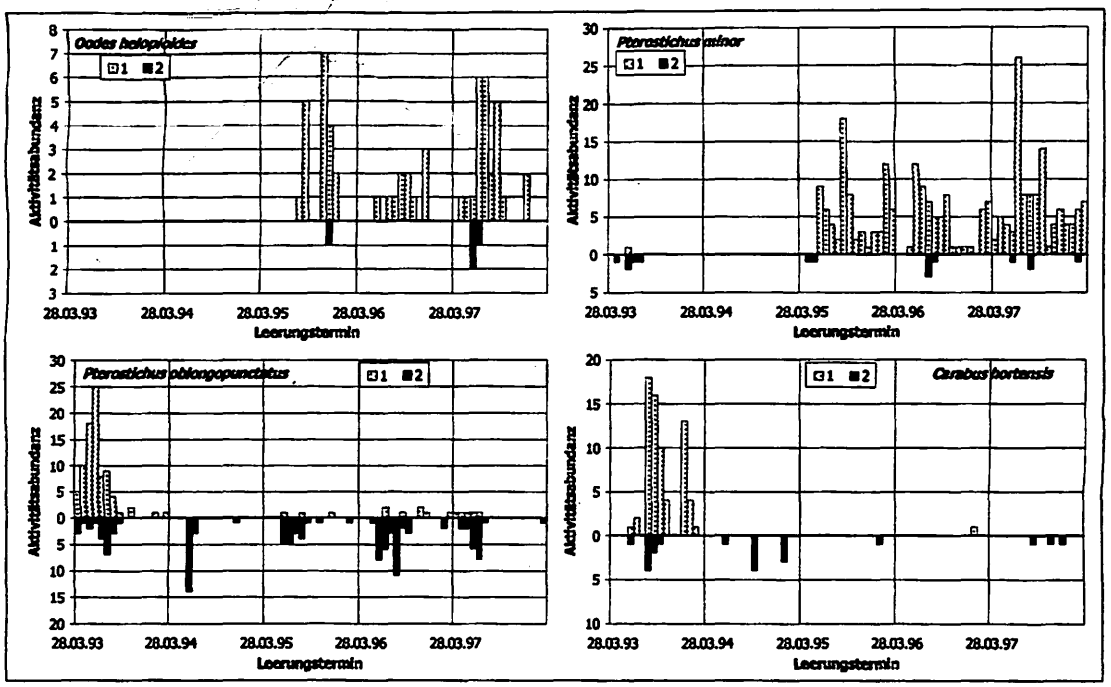


Abb. 7: Populationsdynamik ausgewählter Arten der Untersuchungs-Standorte 1 und 2.

Grundwasserabsenkung als Analogieschluß aus der zeitgleichen Erfassung verschiedener Standorte in das Schema mit einbezogen.

4.2 Konstanz auf der Betrachtungsebene der Carabidenzönosen

Die Carabidenzönosen natürlicher und naturnaher Erlenbruchwälder haben insbesondere hinsichtlich ihrer Habitatpräferenztypen eine ganz charakteristische Zusammensetzung, die in begrenztem Rahmen schwankt.

Haupteinflußfaktor für die epigäisch lebenden Organismen ist die typische saisonale Dynamik des Grundwasserstandes mir winterlicher Überstauung und sommerlicher (teilweiser) Abtrocknung der obersten Bodenschicht. Diese Saisonalität läßt nur bestimmte ökologische Typen von Carabiden zu. So ist in naturnahen Erlenbruchwäldern der Anteil von Imaginalüberwinterern mit Frühjahrs- bzw. Sommerfortpflanzung deutlich höher als der Anteil an Larvalüberwinterern. Diese Verteilung ist ganz ähnlich, wie die für Auenwälder beschriebene (z.B. SIEPE 1994; SPANG 1996) und wird mit der größeren Fähigkeit der Imagines zur Überwinterung unter den Bedingungen von Feuchtwäldern begründet (SIEPE 1994; THIELE & WEISS 1976). Darüber hinaus lassen die spezifischen Oberflächenstrukturen der Erlenbruchwälder (Bulten, Schlenken) offenbar weniger große Arten zu.

Als Referenzzustand muß demnach für Erlenbruchwälder eine Carabidenzönose gelten, die von charakteristischen Arten, wie *Trechus rubens, Platynus assimilis, Pterostichus rhaeticus, P. minor, P. diligens, Agonum fuliginosum* und *Oxypselaphus obscurus* sowie weit verbreiteten Feuchtgebietsarten wie *Carabus granulatus, Dyschirius globosus, Pterostichus nigrita, Oodes helopioides* oder *Stenolophus mixtus* gekennzeichnet ist. Eine untergeordnete Rolle spielen Waldarten wie *Carabus coriaceus, C. hortensis, Pterostichus niger* und *Abax parallelepipedus*. Die oben genannten mehrjährigen Schwankungen (infolge niederschlagsreicher und -armer Jahre) sind in diesem Zusammenhang als sporadisch fluktuierende, exogene Störungen aufzufassen, nach denen das System in seinen Ausgangszustand zurückkehrt (Resilienz). Vergleichbare Ergebnisse liegen auch für die Wirkung von Überschwemmungen in Flußauen vor (ZULKA 1993).

Der gestörte Zustand durch Grundwasserab-

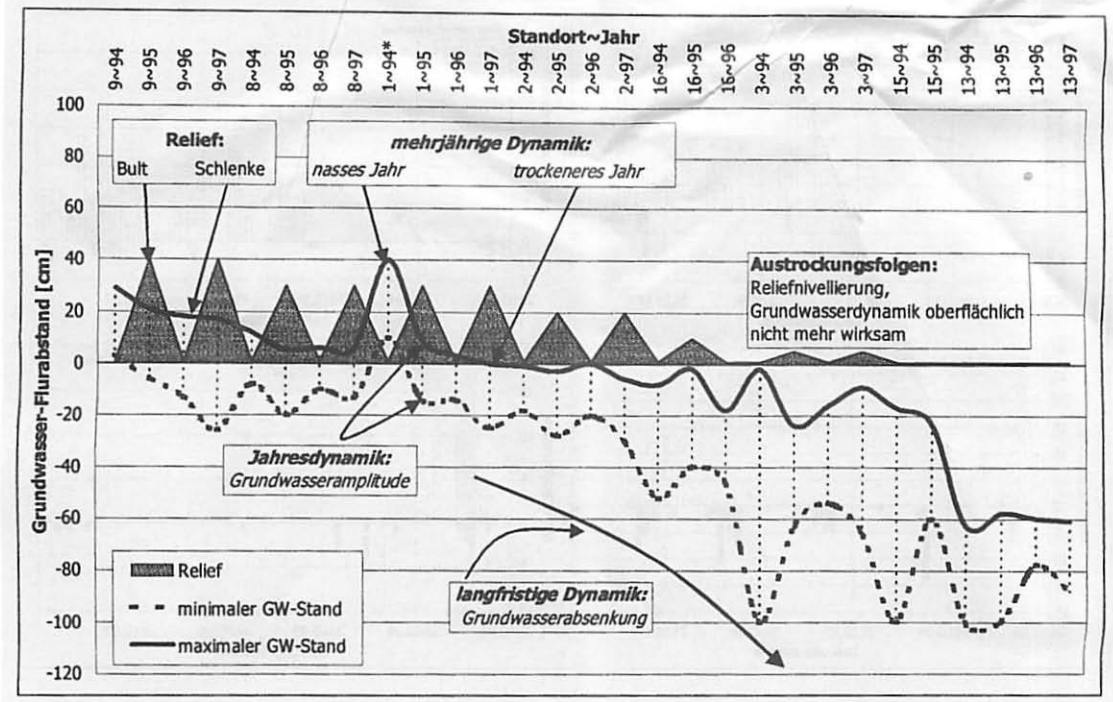


Abb. 8: Halbschematische Darstellung verschiedener dynamischer Prozesse des Grundwasserhaushaltes in den untersuchten Erlenbruchwäldern. Es werden drei Zeithorizonte dargestellt: (1) Jahresdynamik = Amplitude, (2) mehrjährige Dynamik an jedem Standort und (3) langfristige anthropogene Grundwasserabsenkung als Analogieschluß aus der zeitgleichen Erfassung unterschiedlich degradierter Standorte. * An Standort 1 im Jahr 1994 liegen für die Grundwasserstände keine Meßwerte, sondern nur Schätzwerte vor.

senkung degradierter Erlenbruchwälder manifestiert sich in einer wesentlich stärker von Waldarten (z.B. *Carabus coriaceus, C. violaceus, C. hortensis, Pterostichus oblongopunctatus, P. niger, Abax parallelepipedus*) dominierten Zönose, zu der mit zunehmender Austrocknung Arten der Wald-Offenland-Übergangsbereiche (z.B. *Carabus convexus, Carabus nemoralis, Nebria brevicollis*) sowie der offenen Kulturlandschaft hinzutreten. Bei anthropogenen Grundwasserabsenkungen handelt es sich in der Regel um eine permanente, exogene Störungen mit katastrophaler Wirkung. Auch langfristige Grundwasserabsenkungen werden an dieser Stelle als Störung aufgefaßt, da sie zumindest in größerem zeitlichen Maßstab als "diskretes Ereignis" im Sinne der Definition (4.1) aufgefaßt werden können. Der Wald geht schließlich in einen neuen, konstanten Zustand über, in dem die Bodenfeuchte im Jahresverlauf ausgeglichener ist; die mikroklimatischen Verhältnisse (Regime aus Temperatur und Luftfeuchte der bodennahen Luftschicht) jedoch im Tagesgang viel unausgeglichener werden (Abb. 9). Resilienz ist nun nicht mehr möglich. Etwaige Renaturierungsbemühungen (z.B. Wiedervernässung eines degradierten Erlenbruches) könnten allenfalls durch eine erneute katastrophale Störung die Ausbildung einer bruchwaldtypischen Zönose, die der ursprünglichen ähnlich sein könnte, fördern.

4.3 Stabilitätseigenschaften auf der Betrachtungsebene von Populationen

Als Hauptursache für das Vorkommen der Arten muß neben den autökologischen Ansprüchen an die Bodenfeuchte auch die Anpassung der jeweiligen Art an die biotoptypische Grundwasserdynamik gesehen werden. Die saisonale Grundwasserdynamik hat weitreichende Folgen:

- Ausschluß mesophiler oder xerophiler Arten mit Frühjahrsaktivität,
- Ausschluß von Arten mit larvaler Überwinterung,
- Limitierung des Nahrungsangebotes am und im

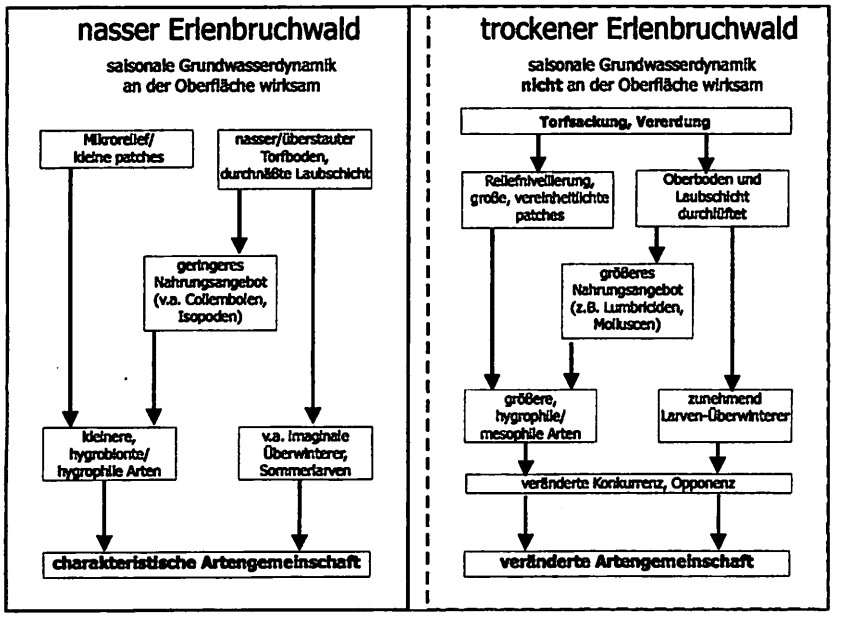


Abb. 9: Schematische Darstellung der Veränderungen in Carabidenzönosen nach starker Grundwasserabsenkung in Erlenbruchwäldern.

Boden,
- Vergrößerung der Lebensraumheterogenität (patchiness), dadurch
- Verringerung der durchschnittlichen patch-Größe.

Wird dieses natürliche (inhärente) Störungsregime unterbrochen (z.B. durch allgemeine Absenkung der Grundwasserschwankungen unter die Bodenoberfläche), führt das Ausbleiben dieser Störung artspezifisch zur Förderung oder Hemmung von Populationen. Populationen bestimmter Arten persistieren in natürlichen oder naturnahen Erlenbruchwäldern teils trotz, teils sogar wegen des natürlichen Störungsregimes, andere sind permanent ausgeschlossen. Wie zum Beispiel an Standort 9 dargestellt (Kap. 3.2), schließt die inhärente saisonale Störung die dauerhafte Etablierung mancher Arten wie z.B. *Carabus hortensis* aus (siehe auch GEPP 1975). Reversible externe Störungen (z.B. Überstauungen) können kurzzeitig zum lokalen Aussterben mancher Populationen führen, das durch unterschiedliche Zeiträume erforderndes Wiedereinwandern kompensiert wird. Arten wie *Pterostichus niger* haben als indifferente Arten offenbar eine sehr große Resistenz gegenüber derartigen Störungen. Grundsätzliche Änderungen des Störungsregimes, wie nachhaltige Grundwasserabsenkung (z.B. an Standort 3) führen zu irreversiblen Veränderungen; viele Populationen charakteristischer Arten sterben dann dauerhaft aus.

Eine völlig andersgeartete Störung ist an Standort 1 im Jahr 1994 durch die langfristige Überstauung entstanden (STEGNER 1997). Diese katastrophale Störung hat die Populationen verschiedener Arten ausgelöscht und Raum für andere geschaffen (Tab. 3). Auch hier wird auf die Resistenz der Populationen mancher Arten (*Carabus granulatus* und *Pterostichus niger*) hingewiesen.

Die Entwicklung an Standort 1 zeigt, daß gegebenenfalls eine katastrophale Störung die Grundlage für das Wiedereinstellen der ursprünglichen Stabilitätseigenschaften sein kann. Ähnliche Beobachtungen liegen auch für längerfristig überstaute Grünländer und Moore vor (z.B. FUELLHAAS 1995; HANDKE 1997a, b; HANDKE & KUNDEL 1996; MOSSAKOWSKI & FRÄMBS 1993). HANDKE (1997a) zeigt, daß auf langfristig überstautem Grünland insbesondere Populationen von Feuchtgrünland-Spezialisten mit hohem Ausbreitungspotential gefördert werden. DÜLGE et al. (1994) kommen jedoch in Grünland zum Teil zu gegensätzlichen Ergebnissen: hier kam es zu einem Rückgang von *Pterostichus nigrita* nach Überstauung.

Die unterschiedliche Reaktion verschiedener Arten auf katastrophale Ereignisse faßt DEN BOER (1981, 1986, 1987) in dem Konzept von L-Arten (low turnover) und T-Arten (high turnover) zusammen. Sogenannte T-Arten können demnach insbesondere in "instabilen" Habitaten (dynamischen Habitaten im Sinne der vorliegenden Arbeit) aufgrund ihrer hohen Ausbreitungsfähigkeit überleben. Als Beispiele nennt DEN BOER (1987) *Pterostichus niger* und *Agonum*-Arten. Als T-Arten sind nach den Ergebnissen an Standort 1 auch *Pterostichus minor, P. nigrita, P. rhaeticus* und *Oodes helo-*

Prozeß	Dimension:		Habitat	
	zeitlich ↓	räumlich →	Individuen einer Käferart (patches)	Population einer Käferart (Waldfläche/patches)
witterungsabhängige Grundwasserschwankungen	Stunden bis wenige Tage	*Störungsart:*	exogen katastrophal, sporadisch	keine Bedeutung
		Auswirkung:	Veränderung der Bodenfeuchte, Veränderung der patch-Größe	
		Prozeß:	Lokomotion, Migration	
natürliche Grundwasserdynamik	typischer Jahreszyklus aus Überstauung/ Trockenfallen	*Störungsart:*	exogen katastrophal, einmalig	exogen inhärent, periodisch
		Auswirkung:	Veränderung der Bodenfeuchte, Veränderung der patch-Größe	Veränderung der Bodenfeuchte
		Prozeß:	Lokomotion, Migration, Wahl Winterquartier	Existenz (falls biotoptypische Art), Ausschluß (falls untypische Art)
Grundwasserabsenkung/ -erhöhung (Witterung, Eingriffe; auch natürliche Katastrophen - z.B. Biber)	mittelfristig (über mehrere Jahre bis Jahrzehnte)	*Störungsart:*	exogen katastrophal, falls innerhalb der Lebenszeit der Individuen	exogen katastrophal, einmalig, sporadisch
		Auswirkung:	Bedeutung nur bei Auswirkungen innerhalb der Lebenszeit der Individuen; längerfristige Auswirkung nur über die Population	Veränderung der Bodenfeuchte, Entstehen oder Verschwinden besiedelbarer patches
		Prozeß:		Besiedlung oder Aussterben

Prozeß	Dimension:		Biotop	Landschaft
	zeitlich ↓	räumlich →	Waldfläche	Biotopkomplex
witterungsabhängige Grundwasserschwankungen	Stunden bis wenige Tage	*Störungsart:*	keine Bedeutung	keine Bedeutung
		Auswirkung:		
		Prozeß:		
natürliche Grundwasserdynamik	typischer Jahreszyklus aus Überstauung/ Trockenfallen	*Störungsart:*	exogen inhärent, periodisch	exogen inhärent, periodisch
		Auswirkung:	spezifische Lebensbedingungen aller Pflanzen- und Tierarten	Existenzvoraussetzung bestimmter Biozönosen
		Prozeß:	Überleben bestimmter Arten; Fehlen anderer Arten	Vorhandensein der betreffenden Biozönosen
Grundwasserabsenkung/ -erhöhung (Witterung, Eingriffe; auch natürliche Katastrophen - z.B. Biber)	mittelfristig (über mehrere Jahre bis Jahrzehnte)	*Störungsart:*	exogen katastrophal, einmalig/sporadisch/ periodisch	exogen katastrophal, einmalig/sporadisch/ periodisch
		Auswirkung:	veränderte standörtliche Bedingungen für Vegetation und Fauna	Veränderte qualitative/quantitative Zusammensetzung der Landschaft
		Prozeß:	Vegetationsveränderung (z.B. Auflaufen von Keimlingen), Wandel der Fauna	u.U. Entstehen oder Zusammenbruch von Biozönosen

Tab. 3: Einordnung verschiedener Störungen in Erlenbruchwäldern in räumlicher und zeitlicher Dimension.

ploides sowie *Carabus granulatus* anzusehen. Sogenannte L-Arten haben nur realistische Chancen, wenn sie aus nahegelegenen Nachbarflächen einwandern können. DEN BOER (1987) nennt als Beispiele unter anderem *Dyschirius globosus, Pterostichus oblongopunctatus* und *Abax parallelepipedus*. Gleiches ist an Standort 1 sicher auch für *Carabus hortensis* anzunehmen. Aus der schnellen Zunahme von *D. globosus* wird geschlossen, daß die Art selbst unter den Bedingungen extremer

Überstauung noch hinreichend viele, eventuell kleinste Rückzugsräume gehabt haben muß.

GRÜM (1986) untersuchte Dichteänderungen in Carabidenpopulationen, die er zwei wesentlichen Faktoren zuordnet: einem artenspezifischen regionalen Faktor und einem habitatgebundenen Faktor. Einem derartigen regionalen Faktor ist wahrscheinlich die in allen Standorten relativ gleichsinnige Schwankung von Arten wie *Carabus granulatus* und *Pterostichus niger* zuzuordnen, während der habitatgebundene Faktor insbesondere an nassen Standorten niederschlags- und grundwasserabhängig die Populationen beeinflußt. Letzterer ist gleichzusetzen mit der Grundwasserdynamik.

Langfristige Grundwasserabsenkungen, wie unter Punkt 4.2 diskutiert, spielen sich in einem zu großen zeitlichen Maßstab ab, um für die unmittelbare Reaktion der Populationen relevant zu sein (vgl. WISSEL 1989). Hinsichtlich dieser Störung nehmen die Populationen einen momentanen Gleichgewichtswert an, welcher der langsamen Veränderung der Bodenfeuchten folgt.

4.4 Wirkung der Grundwasserdynamik auf der Betrachtungsebene von Individuen

Eine Diskussion auf der Betrachtungsebene von Individuen (vgl. Tab. 3) ist wegen des erforderlichen technischen Aufwandes für eine Untersuchung derzeit nur auf theoretischer Ebene zu führen. Sinnvoll kann hier die Anwendung von Modellen sein (z.B. TISCHENDORF 1995).

In Biotopen mit oberflächennahen Grundwasserständen kommt es in Abhängigkeit von Niederschlägen und weiteren hydrologischen Einflußfaktoren zu kurzfristigen Grundwasserschwankungen (im Bereich von Stunden bis wenigen Tagen), die selbst für die Individuen epigäisch lebender Arten zu einem Störungsereignis werden können. Selbst Grundwasserschwankungen von nur wenigen Zentimetern führen zu großen Flächenveränderungen der Schlenken in Bruchwäldern (veränderte patch-Größe und -Geometrie), die im Sinne der oben genannten Definition (siehe 4.1) für die Käferindividuen als Störung wirken. Dabei handelt es sich um dieselbe Grundwasserdynamik, die für den Erlenbruchwald essentiell ist.

Eine Untersuchung der Auswirkungen der Grundwasserschwankungen auf Individuen ist methodisch schwierig; wäre aber unter Umständen bei flexiblerer Stellung von Bodenfallen möglich (vgl. HANDKE 1997b). Es bleibt zu berücksichtigen, daß viele Laufkäferarten Mechanismen entwickelt haben, um derartigen Störungen zu entkommen ("Flutverhalten": SIEPE 1994).

4.5 Stabilitätseigenschaften in Erlenbruchwäldern

Die Darstellung verschiedener Prozesse in Tabelle 3 zeigt, wie sehr sich die Wirksamkeit desselben Prozesses in unterschiedlichen Betrachtungsebenen unterscheiden kann.

Die insbesondere von Naturschutzseite immer wieder gestellte Frage, wann denn ein Erlenbruchwald "stabil" sei, muß demzufolge sehr differenziert beantwortet werden. Für die Praxis sind sicher zunächst die Stabilitätseigenschaften auf der Ebene des Biotops relevant. Eigenschaften wie (relative) Konstanz, Resilienz und Persistenz dieser Biotope beruhen auf einer starken, vom Grundwasser getragenen Dynamik. In scheinbarem Widerspruch zu klassischen Vorstellungen in Naturschutz und Forstwirtschaft werden Bruchwälder (auf Biotopebene) erst durch den Ausfall dieser Dynamik instabil. Typische Degradationsformen der Erlenbruchwälder, wie Himbeer-Erlenwald (nährstoffärmer) oder Brennessel-Erlenwald (nährstoffreicher) liegen hinsichtlich des Referenzzustandes von Erlenbruchwäldern außerhalb des Bereiches, in dem noch eine Resilienz möglich ist; es sind neue Biotoptypen mit eigener Konstanz. Daß sich aber die Feststellung der Stabilitätseigenschaften in anderen Betrachtungsmaßstäben ganz anders darstellen kann, wurde oben gezeigt.

Aus dem methodischen Ansatz "Raum für Zeit" lassen sich selbst bei sehr begrenzter Untersuchungsdauer Rückschlüsse auf langfristige Prozesse ziehen; diese Rückschlüsse sind natürlich stets kritisch zu diskutieren.

BRECHTEL & LEHNHARDT (1982) verweisen auf die bioindikatorische Bedeutung von Erlenbruchwäldern als Biotope für den Grundwasserstand. Diese Bedeutung ist um die Indikatorfunktion für dynamische Prozesse im Grundwasserhaushalt zu erweitern. Zahlreiche Autoren wiesen z.T. seit Jahrzehnten auf die Bedeutung der Dynamik als Wertkriterium hin und fordern deren Berücksichtigung im Naturschutz (z.B. FIEDLER et al. 1997; SCHRÖDER et al. 1997).

Das Ablaufen natürlicher Dynamik wird bisher vorzugsweise auf der Ebene von Landschaften, Bio-

topen oder Habitaten als Schutzziel gesehen. Vorreiter sind in dieser Hinsicht Untersuchungen und Planungen in Flußauen (z.B. SPANG 1996; STELTER et al. 1997; STELZIG & VOLLMER 1995) und Wäldern (STURM 1993). Aber selbst hier wird zwar die Standortdynamik berücksichtigt, nicht jedoch die Dynamik der Fauna per se als Kriterium betrachtet.

Laufkäfer werden zur Beschreibung von Sukzessionen von MÜLLER (1978) genutzt. Erwähnung findet die natürliche Dynamik als Bewertungskriterium bei SPANG (1995) und TRAUTNER (1994). PLATEN (1989, 1991) beschreibt dynamische Prozesse bei Laufkäfern auch auf dem Betrachtungsmaßstab der Individuen und Populationen und ermöglicht damit das Erkennen von Vorhandensein und Richtung von Sukzessionen. Auch in diesen Fällen wird die Dynamik zwar als Meßinstrument genutzt, nicht jedoch als eigenständiges Wertkriterium.

Insbesondere jüngere Untersuchungen der Fauna dynamischer Lebensräume, wie von Erlenbruchwäldern, Meeresküsten, Flußauen und -marschen zeigen, daß die gerade Wasser- und Grundwasserdynamik entscheidende Voraussetzung für das Vorkommen spezialisierter Arten und die Zusammensetzung von Artengemeinschaften sein können (zusammenfassend: HILDEBRANDT et al. 1997). Die Untersuchung der Erlenbruchwälder verdeutlicht, daß Laufkäfer in vielfältiger Weise in die Dynamik dieses Biotoptypes eingebunden sind. Anthropogene Grundwasserabsenkungen verändern die Zusammensetzung der Carabidenfauna nicht allein durch andere mikroklimatische Bedingungen, sondern auch durch den Ausfall der auf die epigäisch lebende Fauna wirkenden Grundwasserdynamik.

5. Zusammenfassung

In der südlichen Dübener Heide wurde ein Spektrum unterschiedlich stark von Grundwasserabsenkung betroffener Erlenbruchwälder untersucht.

Aus dem theoretischen Ansatz "Raum für Zeit" wurde bei Betrachtung von Bruchwäldern mit bekannter Historie dargestellt, welchem Wandel die Carabidenzönose infolge einer Grundwasserabsenkung unterliegt. Die in diesen Maßstäben ablaufenden Prozesse sind am besten anhand der Dominanzänderungen verschiedener Habitatpräferenztypen nachweisbar. Während in naturnahen Erlenbruchwäldern ein natürlicherweise schwankendes, aber dennoch charakteristisches Verhältnis zwischen Arten der Naßwälder, Moore, Ufer und Feuchtgebiete sowie Arten feuchter bis frischer Laub- und Mischwälder besteht, verschieben sich die Verhältnisse bei Grundwasserabsenkung zugunsten von Waldarten. Arten der Naßwälder, Moore und Feuchtgebiete fallen zunehmend aus, statt dessen wandern vermehrt Arten der Übergangsbereiche von Wald zu Offenland sowie der Kulturbiotope ein.

Die in naturnahen Erlenbruchwäldern lebenden Laufkäferpopulationen sind starken natürlichen Fluktuationen unterworfen, die ihre Ursache in der hohen, primär niederschlagsabhängigen Grundwasserdynamik dieser Wälder haben. Sie ermöglicht manchen Arten das Überleben in Bruchwäldern, wird aber auch als Grund angesehen, aus dem manche Waldarten (v.a. *Carabus*-Arten) in Bruchwälder nicht einwandern.

Die Grundwasserdynamik kann in einer Betrachtungsebene Wirkungen entfalten und auf anderen Betrachtungsebenen irrelevant sein. In diesem Zusammenhang wurde ein Schema verschiedener, in Erlenbruchwäldern bekannter Störungen (im ökologischen Sinne) mit den jeweiligen Auswirkungen vorgestellt. Es wurde gezeigt, daß Erlenbruchwälder natürlicherweise hoch dynamische Systeme sind, deren Dynamik sich in charakteristischen Schwankungen verschiedener Kenngrößen darstellt und deren Stabilitätseigenschaften aus einem charakteristischen inhärenten Störungsregime resultieren. Die Degradation von Erlenbruchwäldern durch Grundwasserabsenkungen wird also nicht nur durch veränderte hydrologische, pedologische und mikroklimatische Bedingungen, sondern auch durch die Nivellierung natürlicher Schwankungen hervorgerufen.

Im Sinne einer naturschutzfachlichen Wertung der Ergebnisse zeigt sich, daß Laufkäfer in Erlenbruchwäldern das Vorhandensein und die Ausprägung verschiedener dynamischer Prozesse indizieren, die als Existenzvoraussetzungen der Bruchwälder ihrerseits einen hohen Schutzwert haben. Laufkäfer reagieren auf dynamische Veränderungen so schnell, daß auf den Betrachtungsebenen "Population" und "Zönose" charakteristische Veränderungen nachweisbar sind, die in Zusammenhang mit den jeweiligen räumlichen und zeitlichen Maßstäben der Dynamik stehen.

Ein Teilaspekt der vorliegenden Arbeit beschäftigt sich mit einer künstlichen Störung, deren Untersuchung gewisse Aussagen zu Möglichkeiten der Wiedervernässung von Erlenbruchwäldern zuläßt. Derartige Störungen können eine Neu- oder Wiederbesiedlung mit bruchwaldtypischen Arten fördern.

Dank

Ich danke den Herren Dr. V. Grimm (Marburg) und Dr. R. Warnke-Grüttner (Halle) für die kritischen Anmerkungen zum Manuskript.

Tab. 4: Gesamt-Individuenzahlen der nachgewiesenen Carabidenarten an den untersuchten Standorten. FA = Feuchteanspruch. Zu berücksichtigen sind die teilweise unterschiedlichen Fangzeiträume (s. Kap. 3).

Art / FA /Untersuchungs-Standort	FA	12	9	1	2	8	7	4	16	30	15	13	3
Untersuchungsjahre (19..)		93	93-97	93-97	93-97	93-97	93	93	94-96	96	94-95	93-95	93-97
Arten der Naßwälder													
Platynus assimilis (Paykull 1790)	h	-	-	-	-	3	-	-	11	-	-	-	-
Trechus rubens (Fabricius 1792)	h	-	3	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Arten der Naßwälder und anderer Feuchtgebiete													
Agonum fuliginosum (Panzer 1809)	h	20	216	54	2	11	1	-	2	-	-	-	-
Leistus terminatus (Hellwig 1793)	h	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-
Oxypselaphus obscurus (Herbst 1784)	h	1	3	7	-	-	-	-	260	-	1	-	-
Patrobus atrorufus (Stroem 1768)	h	-	-	3	3	2	-	-	7	1	-	-	1
Arten nährstoffärmerer Moore													
Pterostichus diligens (Sturm 1824)	h	49	298	27	-	5	-	-	5	1	-	-	-
Pterostichus minor (Gyllenhal 1827)	h	4	93	252	15	26	-	-	4	2	-	-	-
Pterostichus rhaeticus Heer 1838	h	22	140	214	63	142	2	15	15	15	-	-	1
Arten der Ufer													
Agonum viduum (Panzer 1787)	h	-	-	39	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Badister unipustulatus Bonelli 1813	(h)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Elaphrus cupreus Duftschmid 1812	h	-	18	7	4	29	-	-	-	-	-	-	1
weit verbreitete Arten der Feuchtgebiete													
Acupalpus flavicollis (Sturm 1825)	h	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
Bembidion mannerheimii Sahlberg 1827	h	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Carabus granulatus Linné 1758	h	14	27	122	71	312	101	94	286	22	43	1	-
Dyschirius globosus (Herbst 1784)	h	9	248	235	176	41	5	7	70	5	-	-	-
Epaphius secalis (Paykull 1790)	(h)	19	3	-	-	1	8	1	8	-	-	1	57
Loricera pilicornis (Fabricius 1775)	(h)	-	72	13	5	9	-	-	1	-	-	-	-
Notiophilus palustris (Duftschmid 1812)	(h)	1	4	-	-	1	-	-	9	1	-	-	-
Oodes helopioides (Fabricius 1792)	h	-	-	55	4	-	-	-	-	2	-	-	-
Pterostichus nigrita (Paykull 1790)	h	3	4	131	38	29	1	7	24	-	-	-	1
Stenolophus mixtus (Herbst 1784)	h	-	5	14	6	-	-	-	2	4	-	-	-
Stenolophus teutonus (Schrank 1781)	h	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Trechus obtusus (Erichson 1837)	(h)	-	-	-	-	-	-	-	53	1	-	-	-
Trichocellus placidus (Gyllenhal 1827)	h	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-
Arten der Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte													
Abax parallelepipedus Pill. & Mitterp. 1783	(h)	10	5	13	21	88	9	22	135	-	165	585	660
Calathus rotundicollis Dejean 1828	(h)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4	-
Carabus coriaceus Linné 1758	(h)	-	7	12	27	58	25	33	-	-	56	33	80
Carabus hortensis Linné 1758	(h)	128	151	70	20	185	90	48	-	-	422	626	387
Carabus violaceus Linné 1758	m	21	22	8	17	21	2	-	10	-	184	111	88
Cychrus caraboides Linné 1758	(h)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	9	-
Notiophilus biguttatus (Fabricius 1779)	m	1	3	1	-	-	-	-	3	-	-	4	-
Notiophilus rufipes Curtis 1829	m	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Pterostichus niger (Schaller 1793)	(h)	68	486	830	537	919	212	224	300	118	606	147	564
Pterostichus oblongopunctatus (F. 1787)	(h)	33	62	99	116	477	118	167	549	1	296	253	177
Amara convexior Stephens 1828	(x)	1	-	1	-	-	1	-	-	-	-	19	-

Fortsetzung Tab. 4:

Art / FA /Untersuchungs-Standort	FA	12	9	1	2	8	7	4	16	30	15	13	3
Untersuchungsjahre (19..)		93	93-97	93-97	93-97	93-97	93	93	94-96	96	94-95	93-95	93-97
Arten der Wald-Offenland-Übergangsbereiche													
Badister lacertosus Sturm 1815	(h)	-	-	-	-	1	-	-	4	-	-	-	-
Carabus convexus Fabricius 1775	m	-	-	4	-	2	-	-	-	-	41	106	7
Carabus nemoralis Müller 1764	m	3	6	-	-	4	9	39	46	-	78	245	38
Harpalus latus (Linné 1758)	m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1
Nebria brevicollis (Fabricius 1792)	(h)	3	-	1	-	4	3	3	3	-	2	11	-
Notiophilus aquaticus (Linné 1758)	m	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Stomis pumicatus (Panzer 1796)	(h)	1	-	1	7	2	-	-	1	-	-	-	3
Arten des Offenlandes													
Amara aenea (De Geer 1774)	(x)	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	16	1
Amara communis (Panzer 1797)	m	1	-	-	-	1	-	-	2	-	-	34	2
Amara familiaris (Duftschmid 1812)	(x)	1	5	1	1	2	-	-	3	-	-	1	4
Amara lunicollis Schioedte 1837	m	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	1	-
Amara plebeja (Gyllenhal 1810)	m	-	3	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Amara similata (Gyllenhal 1810)	(x)	-	-	-	2	1	-	-	3	-	-	-	-
Anisodactylus binotatus (Fabricius 1787)	(h)	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
Bembidion lampros (Herbst 1784)	m	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Bradycellus harpalinus Audinet-Serville 1821	(x)	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Calathus fuscipes (Goeze 1777)	(x)	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-
Calathus melanocephalus (Linné 1758)	(x)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Clivina fossor (Linné 1758)	(h)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Harpalus affinis (Schrank 1781)	(x)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-
Panageus bipustulatus (Fabricius 1775)	(h)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Poecilus cupreus (Linné 1758)	m	-	-	2	2	1	1	1	3	1	-	2	-
Poecilus versicolor (Sturm 1824)	(h)	1	2	-	-	3	-	1	-	1	-	1	2
Pseudoophonus rufipes (De Geer 1774)	(x)	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	1
Pterostichus melanarius (Illiger 1798)	m	8	6	-	-	5	16	65	30	-	4	42	24
Pterostichus strenuus (Panzer 1797)	(h)	-	-	7	5	4	2	5	59	-	-	2	1
Pterostichus vernalis (Panzer 1796)	(h)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Trechus quadristriatus (Schrank 1781)	m	-	1	-	-	-	-	-	33	-	-	1	-
Arten von Sonderhabitaten													
Calodromius spilotus (Illiger 1785)	m	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Dromius agilis (Fabricius 1787)	m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Trechoblemus micros (Herbst 1784)	(h)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-

Literatur

BARNDT, D., BRASE, S., GLAUCHE, M., GRUTTKE, H., KEGEL, B., PLATEN, R. & WINKELMANN, H. (1991): Die Laufkäferfauna von Berlin (West) - mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). - In: AUHAGEN, A., PLATEN, R. & SUKOPP, H. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin: 243-275; Landschaftsentwicklung und Umweltforschung S 6.

BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. (1991): Ökologie. Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. - Birkhäuser, Basel-Boston-Berlin.

BRECHTEL, H.M. & LEHNHARDT, F. (1982): Einfluß der Grundwasserabsenkung auf Waldstandorten. - 49 S.; DVWK-Schrift, Darmstadt.

DAMER, G., LAURENTZI, A., STEGNER, J. & WARNKE-GRÜTTNER, R. (1996): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Naturschutzgroßprojekt: Presseler Heidewald- und Moorgebiet, Sachsen. - Natur u. Landschaft 71: 324-329.

DEN BOER, P.J. (1981): On the Survival of Populations in a Heterogenous and Variable Environment. - Oecologia 50: 39-53.

DEN BOER, P.J. (1986): Environmental heterogeneity and the survival of natural populations. - Proc. 3rd Europ. Congr. of Entomology: 345-356.

DEN BOER, P.J. (1987): On the Turnover of Carabid Populations in Changing Environments. - Acta Phytopath. Entom. Hung. 22: 71-83.

DITTRICH, I. (1996): Hydrologische Beweissicherung im Naturschutzgroßprojekt Presseler Heidewald- und Moorgebiet. - Manuskript im Auftrag des Zweckverbandes "Presseler Heidewald- und Moorgebiet" (unveröff.).

DÜLGE, R., ANDRETZKE, H., HANDKE, K., HELLBERND-TIEMANN, L. & RODE, M. (1994): Zur Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfergesellschaften (Coleoptera: Carabidae). - Natur u. Landschaft 69: 148-156.

FREUDE, H. (1976): Adephaga 1: Familie Carabidae (Laufkäfer). - In: FREUDE, H., HARDE, K.W. & LOHSE, G.A. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas, 2: 302 S.; Goecke & Evers, Krefeld.

FUELLHAAS, U. (1995): Einfluß winterlicher Vernässung durch Überstau auf Carabiden. - Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 36: 164-166.

GEPP, J. (1975): Die Rolle der Prädatoren im Ökosystem bodenfeuchter Schwarzerlenwälder der Südwest-Steiermark. - In: GEPP, J. (Hrsg.): Moore, Auen und Bruchwälder aus pflanzen- und tierökologischer Sicht: 33-40; Graz.

GRIMM, V. (1996): A Down-to-Earth Assessment of Stability Concepts in Ecology: Dreams, Demands, and the Real Problems. - Senckenbergiana maritima 27: 215-226.

GRIMM, V. & WISSEL, C. (1997): Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. - Oecologia 109: 323-334.

GRÜM, L. (1986): Density Fluctuations in a Carabid Guild. - In: DEN BOER, P.J., LUFF, M.L., MOSSAKOWSKI, D. & WEBER, F. (eds.): Carabid Beetles. Their Adaptations and Dynamics: 343-359; Gustav Fischer, Stuttgart-New York.

HAASE, G. (1995): Düben-Dahlener Heide. - In: MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (Hrsg.): Naturräume in Sachsen: 42-50; Forschungen zur Deutschen Landeskunde 238.

HAKES, W. (1996): Multivariate Ordinationsmethoden zur Analyse von Veränderungen in der Vegetationsstruktur. - Naturschutz u. Landschaftsplanung 28: 12-19.

HANDKE, K. (1997 a): Zur Laufkäferfauna extrem lang überstauter Grünlandstandorte in der Bremer Flußmarsch (Coleoptera, Carabidae). - Verh. Westd. Entom. Tag 1996: 29-36.

HANDKE, K. (1997 b): Auswirkungen von Überstauungsmaßnahmen auf Wirbellose in der Bremer Flußmarsch - eine Bilanz 10jähriger Untersuchungen. - Arbeitsberichte Landschaftsökol. Münster 18: 77-112.

HANDKE, K. & KUNDEL, W. (1996): Veränderungen der Vegetation und Fauna auf überstauten Grünlandflächen im Niedervieland - Ergebnisse sechsjähriger Untersuchungen im GVZ-Ausgleichsraum. - Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 1: 179-187.

HILDEBRANDT, J., HANDKE, K. & MEISSNER, A. (1997): Wirbellose und Überflutungen - ein Resümee. - Arbeitsberichte Landschaftsökol. Münster 18: 307-316.

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

KAZDA, M., VERBÜCHELN, 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: 243-250.

KAZDA, M., VERBÜCHELN, G., LUWE, M. & BRANS, S. (1992): Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf Erlenbruchwälder am Rhein. - Natur u. Landschaft 67: 283-287.

KEMPF, L. (1986): Zwei neue Bestimmungsschlüssel für die Gattung *Agonum*, U. G. *Europhilus* Chaudoir (Coleoptera, Carabidae). - Ent. Nachr. Ber. 30: 81-86.

KENT, M. & COKER, P. (1992): Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach. - X+363 S.; John Wiley & Sons, Chichester-New York-Brisbane-Toronto-Singapore.

LEGLER, B. (1970): Regionalgeographische Untersuchungen der Raumstruktur des Elbe-Mulde-Winkels (Dübener Heide). - Wiss. Veröff. Geogr. Inst. AdW, N.F. 27/28: 1-262.

LOHSE, G.A. & LUCHT, W.H. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. 1. Supplementband mit Katalogteil. - 346 S.; Goecke & Evers, Krefeld.

MOSSAKOWSKI, D. & FRÄMBS, H. (1993): Carabiden als Indikatoren der Auswirkungen von Wiedervernässungsmaßnahmen auf die Fauna im Leegmoor. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 29: 79-114.

MÜLLER, G. (1978): Parameter für Carabiden-Sukzessionen auf der Basis von Aktivitätsdichtewerten. - Pedobiologia 18: 442-447.

MÜLLER, G. (1987): Die Carabidenfauna der drei Nordbezirke der DDR - eine ökofaunistische Analyse zum Problem der Faunenveränderungen. - Diss. B, Universität Greifswald.

MÜLLER-MOTZFELD, G. & SCHULTZ, R. (1996): Laufkäfer als Zielarten der Salzgrünland-Renaturierung an der Ostseeküste (Coleoptera: Carabidae). - Verh. 14. SIEEC (München 1994): 130-141.

PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (1985): Patch Dynamics: A Synthesis. - In: PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (eds.): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics: 371-384; Academic Press, San Diego.

PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. - 463 S.; Fischer, Stuttgart.

PLATEN, R. (1989): Struktur der Spinnen- und Laufkäferfauna (Arach.: Araneida, Col.: Carabidae) anthropogen beeinflußter Moorstandorte in Berlin (West); taxonomische, räumliche und zeitliche Aspekte. - 470 S.; Dissertation TU Berlin.

PLATEN, R. (1991): Renaturierungsversuch an einem Moor- und Feuchtgebiet im Spandauer Forst (Berlin) - UBA-Texte 6/91: 302 S.

PLATEN, R. (1995): Zeigerwerte für Laufkäfer und Spinnen - eine Alternative zu herkömmlichen Bewertungssystemen? - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 43: 317-328.

POETHKE, H.J. (1997): Die Bedeutung von Störungen und Katastrophen für die ökologische Vielfalt - Theoretische Aspekte. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 54: 265-276.

RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 41: 184 S.

SCHMIDT, J. (1994): Revision der mit *Agonum* (s.str.) *viduum* (Panzer, 1797) verwandten Arten (Coleoptera, Carabidae). - Beitr. Ent. 44: 3-51.

SCHRÖDER, E., KLEIN, M. & RIECKEN, U. (1997): Möglichkeiten und Perspektiven für ein "Biotopmanagement durch Katastrophen". - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 54: 189-204.

SCHULTZ, R. (1997): Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als Indikatoren der Renaturierung des Salzgrünlandes im Ostseebereich Vorpommerns. - 238 S.; Dissertation, Universität Greifswald.

SIEPE, A. (1994): Das "Flutverhalten" von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae), ein Komplex von öko-ethologischen Anpassungen an das Leben in der periodisch überfluteten Aue - I: Das Schwimmverhalten. - Zool. Jb. Syst. 121: 515-566.

SPANG, W.D. (1995): Auswertung, Aufbereitung und planungsrelevante Integration biologischer Daten am Beispiel der Landschaftsplanung. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 43: 215-229.

SPANG, W.D. (1996): Die Eignung von Regenwürmern (Lumbricidae), Schnecken (Gastropoda) und Laufkäfern (Carabidae) als Indikatoren für auentypische Standortbedingungen. - Heidelberger Geographische Arbeiten 102: 236 S.

STEGNER, J. (1996): Laufkäferzönosen (Coleoptera: Carabidae) in unterschiedlich grundwasserbeeinflußten Erlenbruchwäldern (Alnion glutinosae) der Dübener Heide (Nordwestsachsen). - Insecta 4: 80-92.

STEGNER, J. (1997): Reaktion von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae) auf unnatürliche Überstauung eines Erlenbruchwaldes (Carici elon-

gatae-Alnetum glutinosae). - Arbeitsberichte Landschaftsökol. Münster 18: 161-173.

STEGNER, J., EICHINGER, E. & ALBERS, D. (1998): Der Sprottabruch bei Eilenburg - ein Moorrelikt am Südrand der Dübener Heide. - Veröff. Naturkundemuseum Leipzig 16: 102-122.

STELTER, C., REICH, M., GRIMM, V. & WISSEL, C. (1997): Modelling persistence in dynamic landscapes: lessons from a metapopulation of the grasshopper *Bryodema tuberculata*. - Journal of Animal Ecology 66: 508-518.

STURM, K. (1993): Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. - Z. Ökologie u. Naturschutz 2: 181-192.

TALBOT, L.M. (1997): The Linkages between Ecology and Conservation Policy. - In: PICKETT, S.T.A., OSTFELD, R.S., SHACHAK, M. & LIKENS, G.E. (eds.): The Ecological Basis of Conservation: 368-378; Chapman & Hall, New York.

TIETZE, F. (1997): Laufkäfer (Carabidae) und Sandlaufkäfer (Cicindelidae). - In: OEKOKART GmbH (Hrsg.): Pflege- und Entwicklungsplan "Presseler Heidewald- und Moorgebiet", Analyseteil: 10.1-10.92; Typoskript im Auftrag des Zweckverbandes Presseler Heidewald- und Moorgebiet, Halle.

THIELE, H.-U. & WEISS, H.-E. (1976): Die Carabiden eines Auenwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas. - Schr.-R. f. Vegetationskde. 10: 359-374.

TISCHENDORF, L. (1995): Modellierung von Populationsdynamiken in strukturierten Landschaften. - 107 S.; Shaker, Aachen.

TRAUTNER, J. (1994): Zielformulierung und Erfolgskontrolle für die Belange des Artenschutzes bei Planungen in Auen - am Beispiel der Laufkäfer (Col., Carabidae). - In: BERNHARDT, K.-G. (Hrsg.): Revitalisierung einer Flußlandschaft [Tagungsband]: 289-303; Initiativen zum Umweltschutz, 1, Osnabrück.

TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae), 2. Fassung, Stand Dezember 1996. - Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (9): 261-273.

WISSEL, C. (1989): Theoretische Ökologie: Eine Einführung. - 299 S.; Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.

ZULKA, K.P. (1993): Überflutung - Streß, Störung oder notwendige Voraussetzung für das Leben der Bodentiere? - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 69: 79-82.

Anschrift des Verfassers

Jan STEGNER
Vitzthumallee 20 a
D-04509 Schönwölkau