©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tuexenia 23: 95–130. Göttingen 2003.

Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Buntsandstein im südwestlichen Harzvorland

– Thomas Kompa und Wolfgang Schmidt –

Zusammenfassung

In den Jahren 1998–2001 wurden im südwestlichen Harzvorland in Windwurfgebieten auf Unterem Buntsandstein vegetationsökologische und gehölzkundliche Erhebungen auf Dauerflächen durchgeführt, um die Sukzessionsdynamik und Regeneration gestörter Buchenwälder (*Galio odorati-Fagetum, Luzulo-Fagetum*) in Abhängigkeit von ehemaliger Nutzungsgeschichte, aktueller forstlicher (Nicht-) Behandlung und Störungsflächengröße zu studieren. Im vierten Jahr nach dem 1997er Sturm wird das Bild in allen großflächig geworfenen Bestandesteilen durch ausgedehnte Pionierstrauchfluren bestimmt (hauptsächlich *Rubus idaeus*, ferner auch *Sambucus racemosa, S. nigra* und *Rubus fruticosus* agg.), während Pionierbaumarten weitestgehend fehlen. In allen Untersuchungsflächen steigen die Artenzahlen bis zum vierten Jahr nach dem Sturm an. Unter der üppig entwickelten Strauchschicht ist ein Überdauern laubwaldtypischer *Querco-Fagetea*-Arten und damit von Frische- und Schattenzeigern zu beobachten und auch in Zukunft wahrscheinlich. Ruderalfluren (v.a. mit *Artemisietea*-Arten) stellten nur ein kurzfristiges Zwischenstadium dar. Obwohl sich die Flächen im bisherigen Sukzessionsverlauf angleichen, sind anfangs noch deutliche Unterschiede zwischen dem etwa 30 Jahre ungenutzten Naturwald Königsbuche und den bewirtschafteten Wäldern ersichtlich. Dies zeigt sich beim Naturwald u.a. in relativ geringen Artenzahlen sowie geringen Abundanzanteilen an *Epilobietea*-Arten, Sträuchern, Licht- und Stickstoffzeigern. Damit bestätigen sich Erkenntnisse aus Vergleichsuntersuchungen von nicht geworfenen Natur- und Wirtschaftswäldern in der Optimalphase. Im Unterschied zu geräumten Flächen zeichnen sich belassene Flächen u.a. durch eine geringere Artenzahl sowie vergleichsweise hohe Abundanzanteile an Krautigen und Arten mit temporärer bis kurzfristiger Samenbank aus. Die Störungsflächengröße hat ebenfalls einen großen Einfluss auf den Sukzessionsverlauf. Mit zunehmender Ausdehnung der gestörten Fläche und abnehmender Überschirmung steigt die Artenzahl immer stärker an. Gleichzeitig wird eine Veränderung hin zu waldfremden Sukzessionstadien deutlicher. Die Klimaxbaumart Buche behält in der Naturverjüngung zwar die Dominanz, verliert mit zunehmender Störungsflächengröße aber Anteile am Baumartenspektrum und weist stark sinkende Sämlingszahlen auf, vermutlich bedingt durch die Konkurrenz der Pionierstrauchfluren. Während in Windwurflücken die Waldregeneration hin zur standortstypischen Buchenwaldgesellschaft unmittelbar gewährleistet ist, wird sie bei Flächenwurf längere Zeit in Anspruch nehmen. Hierin besteht ein wesentlicher Unterschied zu benachbarten Buchen-Windwürfen auf basenreichen Standorten (z.B. Hainholz bei Osterode), wo die Waldregeneration unabhängig von der Störungsflächengröße ohne Pionierstadien sehr schnell voranschreitet. Dies könnte in zukünftigen Waldbaukonzepten für vergleichbare Windwurfsituationen berücksichtigt werden, indem eine Wiederaufforstung nur noch bei entsprechend ungünstigen Verjüngungsvorräten notwendig wird. Es finden sich bisher keine Hinweise auf einen Artenwechsel, wie er z.B. von REMMERT (1985, 1987, 1991) im Mosaik-Zyklus-Konzept postuliert wurde. Eher sollte von einer zwischenzeitlichen Überlagerung der ursprünglichen Vegetation gesprochen werden, die von Standort und Störungsflächengröße abhängig ist und eine teilweise massive Verschiebung in den Dominanzverhältnissen der Waldarten mit einschliesst.

Abstract: Plant succession in windthrown beech (*Fagus sylvatica*) forests on acidic sandstone in the Harz Mountain foothills of southern Lower Saxony, Germany

Following a local summer storm in 1997, plant succession in windthrown beech forest stands (*Galio odorati-Fagetum* and *Luzulo-Fagetum*) on acidic Bunter Sandstone sites in the foothills of the Harz Mountains (southern Lower Saxony) were studied on permanent plots from 1998 through 2001. Vegetation development during natural reforestation of these stands is discussed relative to intensity of initial disturbance, previous forest management and current treatment or lack thereof. After four years, all

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

extensively windthrown beech stands were characterised by steadily increasing numbers of species and pioneer shrub dominance (mostly *Rubus idaeus*, further more *Sambucus racemosa*, *S. nigra* and *Rubus fruticosus* agg.). Typical *Querco-Fagetea* species are not outcompeted, but must perennate under this shrub layer. Most of the investigated parameters such as species numbers, coverage of vegetation layers, character species of phytosociological classes, growth forms, seed bank types, dispersal types and ecological indicator values show differences between formerly managed forests vs. natural forests, between unthrown stands and gaps vs. extensively thrown areas, and between abandoned windthrown vs. artificially afforested plots. The course of natural vegetation depends upon the severity of disturbance. Beech sapling number and percentual share of the climax species *Fagus sylvatica*, strongly decrease when small are compared to large disturbed areas. In small windthrown gaps, natural regeneration of beech seems to be secure, but in extensively windthrown stands the initially established shrubs outcompete the beech. Pioneer trees such as *Betula pendula* do not become significant until after three years or more following the windthrow. Thus, natural reforestation proceeds slowly in large windthrown stands. A complete species-change as postulated in the mosaic cycle concept concerning beech forests (REMMERT 1985, 1987, 1991) could not be confirmed. Instead, a site-dependent gradient from base-rich to acidic conditions seems to exist. The larger the disturbed area, the more the pace of natural reforestation toward a climax community is retarded. Recommendations for achieving a close-to-natural forest management of windthrown areas are provided for future reference.

Keywords: beech forests, *Fagus sylvatica,* Harz Mountains foothills, natural reforestation, permanent plots, plant succession, windthrow.

1. Einleitung

Ein am Abend des 29. Juni 1997 auftretender schwerer lokaler Sturm, der im Tiefdruckgebiet „Violetta" entstand und u.a. in Form von horizontal rotierenden, springenden Böenwalzen mit Windgeschwindigkeiten von bis zu 180 km/h von Leinefelde (thüringisches Eichsfeld) bis wenige Kilometer nördlich von Osterode (südwestlicher Harzrand/Niedersachsen) zog, verursachte innerhalb nur einer Stunde Windwurf und -bruch unterschiedlicher Intensität und Ausdehnung auf verschiedensten Waldstandorten. In der 40 x 5 km langen Sturmschneise liegen Waldgebiete wie das Ohmgebirge, der Duderstädter Stadtwald, der Rotenberg, die „Aue" südwestlich der Stadt Herzberg sowie der Nüllberg, das Hainholz und der Krücker zwischen Herzberg und Osterode. Als ein wesentliches Merkmal dieses Orkans fiel häufig eine flächenscharfe Begrenzung ins Auge (HUBRIG 1999), durch die sich eine punktuelle oder schneisenartige Verstärkung des Windwurfes ausdrückt und die oft zur Neuschaffung bizarr anmutender Waldkanten neben ausgedehnten Verhauflächen führte. Während der größte Teil der geworfenen Wälder wie üblich bereits 1998 geräumt und aufgeforstet wurde, blieben in einigen wenigen, ausschließlich buchenwaldbestockten Gebieten des südwestlichen Harzvorlandes geworfene Bestände sich selbst überlassen. Die dort erfolgte Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen durch die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt und die Universität Göttingen eröffnete vielfältige Perspektiven für eine sukzessionsorientierte waldökologische Forschung in der ansonsten stark vom menschlichen Handlungs- und Gestaltungswillen beeinflussten Waldlandschaft Mitteleuropas. Dabei mögen die in Folge der Orkane „Vivian" und „Wibke" seit Anfang der 1990er Jahre durchgeführten Forschungen auf belassenen Windwurfflächen in Süddeutschland und der Schweiz (z.B. FISCHER 1998, FISCHER & MÖSSMER 1999, LÄSSIG 2000, EBERT & BÜCKING 2001) als Vorbild gedient haben und das gewachsene Interesse an Alternativen zur herkömmlichen forstlichen Vorgehensweise bei den auch in Zukunft zu erwartenden Sturmwurfereignissen dokumentieren. Im Zuge der seit fünf Jahren ablaufenden Waldsukzession im südwestlichen Harzvorland wurden mit unterschiedlicher Intention vegetations- und waldökologische Untersuchungen überwiegend im belassenen Windwurf durchgeführt (CONRAD 1997, SEITZ 1998, FULL 1999, UNKRIG et al. 1999, LUGINBÜHL 2000, WILD 2000, KOMPA & SCHMIDT 2001 und 2002, LEMKE 2001, SCHMIDT 2002). Nach wie vor wichtige Fragestellungen zum Themenkomplex „Störung und Sukzession in Wäldern" beziehen sich auf die Regenerationsfähigkeit mitteleuropäischer Buchenwälder, die Konkurrenzkraft der Buche und das Auftreten raum-zeitlicher Mosaike von Wald-Ent-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

wicklungsphasen (REMMERT 1991, SCHMIDT 1991, FISCHER 2001). Wann und unter welchen Bedingungen existieren solche Mosaike, gibt es Mindestflächengrößen für ihre Herausbildung? Im Zusammenhang damit steht die Reaktion von Artenzahl, Artenzusammensetzung und Abundanzen auf den Windwurf sowie ihre Abhängigkeit von Störungsflächengröße und forstlicher Behandlung. Weiterhin ist die Konkurrenz zwischen Naturverjüngung und Begleitvegetation und damit die Geschwindigkeit und Qualität einer natürlichen Wiederbewaldung von großem Interesse. Existieren längerfristige Pionierstadien oder verläuft die Wiederbewaldung ohne diese? Nicht zuletzt steht der Einfluss der Standortfaktoren und der (Nicht-)Bewirtschaftung vor dem Sturm auf die weitere Vegetationsentwicklung im Blickpunkt.

Die im vorliegenden Artikel dargestellten Untersuchungsergebnisse richten das Augenmerk auf den Rotenberg und den Krücker, zwei buchenwaldbestockte Windwurfgebiete auf Unterem Buntsandstein. Sie umfassen eine maximale Beobachtungsdauer von vier Jahren (1998–2001), beinhalten Flächen mit Räumung/Aufforstung bzw. Belassung und betrachten drei unterschiedliche Störungssituationen in beschreibend-vergleichender Weise. Neben vegetationskundlichen Untersuchungen wurden auch standorts- und gehölzkundliche Erhebungen zur Charakterisierung der Sukzessionsdynamik herangezogen. Anhand einer Reihe beispielhaft ausgewerteter Parameter soll den oben genannten Fragen auf den Grund gegangen werden. Ein wichtiger anwendungsbezogener Aspekt ist dabei die Erarbeitung eines Beitrages zu neuen, standörtlich differenzierten Waldbaukonzepten in Windwurfgebieten unter bestmöglicher Ausnutzung der natürlichen Sukzession.

2. Untersuchungsgebiete

Beide Untersuchungsgebiete liegen im südlichen Niedersachsen im Landkreis Osterode und gehören zum Forstlichen Wuchsbezirk Südwestliches Harzvorland innerhalb des Wuchsgebietes Südniedersächsisches Bergland (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1985). Der **Krücker** ist ein kompakt wirkender, waldbestockter Höhenzug am Harzrand mit ausgeprägter Plateaulage, wenige Kilometer südlich der Stadt Osterode. Ein Teil des Krückers gehört (dem Namen nach nicht ganz korrekt) zum Naturschutzgebiet „Gipskarstlandschaft bei Osterode", welches auch das nordöstlich anschließende und bereits im Zechsteingürtel des Harzes liegende Hainholz umfasst. Die Sturmwurffläche am Krücker ist sehr großflächig und beträgt insgesamt mehrere Hektar. Der **Rotenberg** ist ein langgestreckter, bewaldeter Höhenzug zwischen den Auen der Flüsse Oder und Rhume und stellt gewissermaßen eine Schwelle zum südniedersächsischen Eichsfeld dar. Auch dort traten großflächige Windwürfe auf, wobei der Naturwald Königsbuche nur randlich erfasst wurde und bei dem das etwa 1 ha große Loch in Kernfläche 2 die großflächigste Störung darstellt. Bei allen Untersuchungsflächen bildet der Untere Buntsandstein den geologischen Untergrund, sie sind unterschiedlich stark mit Lößlehm überdeckt, gehören zur collinen Höhenstufe und sind von subozeanischem Klima beeinflußt. Es wurden ausschließlich Buchenwälder frischer Standorte einbezogen, die zum *Galio odorati-Fagetum* und zum *Luzulo-Fagetum* gehören. Eine genauere Untergliederung der Untersuchungsgebiete und -varianten gibt Tab. 1. Eine erste Betrachtungsebene fokussiert dabei auf vier Varianten mit großflächigem Windwurf (Definition siehe Kap. 3) im zweiten und vierten Jahr nach dem Sturm (1999 und 2001). Eine zweite Betrachtungsebene untersucht am Beispiel des Naturwaldes Königsbuche den Einfluß der Störungsflächengröße auf die jeweils untersuchten Parameter in der Reihe Bestand – Lücken – Flächenwurf über insgesamt vier Jahre (1998–2001).

3. Methodik

In Anlehnung an THOMAS et al. (1995) wurden einmal jährlich **Vegetationsaufnahmen** mit abgestufter prozentgenauer Deckungsgradschätzung auf 100 m²-Plots angefertigt (Anzahl siehe Tab. 1), die teils nach herkömmlichen Gesichtspunkten (unsystematisch verteilt), teils geklumpt in Form von lückenlos gerasterten Kernflächen (KF) angeordnet sind. Die **Verjüngungsaufnahmen** wurden im Herbst 2001 auf einem Teil der in Tab. 1 angegebenen Flächen sowie zusätzlich noch im Krücker in den

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

beiden Varianten „Bestand" (Wirtschaftswald, Plateaulage) und „belassene Lücken" (Osthang) durchgeführt. Dabei wurde eine Methode der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (MEYER 2000) angewendet, die u.a. die Vollaufnahme und cm-genaue Höhenvermessung der gesamten Verjüngung (BHD < 7 cm, außer Keimlinge) auf einem 20 m² großen Quadrat beinhaltet, dessen Ecken N-S- bzw. E-W-ausgerichtet sind und das sich genau in der Mitte der 100 m²-Fläche befindet.

Die **Lichtmessungen** stammen aus dem Sommer 2001 und wurden mit Lichtsensoren der Firma LICOR und angeschlossenen Dataloggern durch Parallelmessungen jeweils im Bestand und auf einer Freifläche mit voller Einstrahlung (Referenzwert) ermittelt. Gemessen wurde die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) in einem starren 9-Punkte-Raster auf den beiden Diagonalen der 100 m²-Flächen jeweils in Feld- und in Strauchschichthöhe. Bei fehlender Strauchschicht wurde für die betreffende Fläche nur der Feldschichtwert verwendet. Die **Bodenproben** wurden im Herbst 1999 (Krücker) und 2000 (übrige Gebiete) von einem Teil der 100 m²-Plots entnommen und stellen Mischproben aus 3 bzw. 5 auf Diagonalen angeordneten Einschlägen dar.

Die **Stratifizierung der Plots nach Störungsflächengröße** wurde in Anlehnung an UNKRIG et al. (1999) folgendermaßen durchgeführt:

Bestand (randlich gestört): es sind keine aufgeklappten Wurzelteller, keine liegenden Stämme bzw. Kronenverhaue sowie keine auf den 1997er Windwurf zurückzuführende Kronenschäden vorzufinden; auf Grund der räumlichen Nähe zu den geworfenen Bestandesteilen, insbesondere beim Flächendesign in der Königsbuche, muss aber von einer randlichen Beeinflussung ausgegangen werden;

Lücken: aufgeklappte Wurzelteller und/oder liegende Stämme bzw. Kronenverhaue, die aus dem 1997er Windwurf stammen, befinden sich in der Fläche, das Kronendach weist Lücken auf, die vom umliegenden Bestand langfristig wieder geschlossen werden können, Restüberschirmung bei mehr als 20%;

Flächenwurf: wie Lücken, aber keine oder maximal 20% Restüberschirmung, Kronenlücken werden auch langfristig vom umgebenden Bestand nicht geschlossen werden können (Freiflächensituation).

Auswertung: Bei den Parametern pflanzensoziologisches Verhalten, Wuchsform, Ausbreitungstyp, Samenbanktyp und ökologische Zeigerarten wurden Strauch- und Feldschicht zusammengefasst und ausschließlich quantitativ betrachtet, d.h. es werden die Abundanzanteile der entsprechenden Artengruppen am Gesamtspektrum (relativer Wert) dargestellt. Ergänzend dazu erfolgt im Text und in den Tabellen 2 und 3 die teilweise Angabe der Deckungssummen (absoluter Wert). Die verwendeten Deckungs(grad)summen ergeben sich aus der gruppenweisen Aufsummierung der im Feld geschätzten Einzeldeckungsrade der Arten. Die erwähnte Zusammenfassung von Feld- und Strauchschicht bietet sich wegen des besonders engen Zusammenhanges dieser beiden Vegetationsschichten in der Windwurfsukzession an. Für die Ermittlung der floristischen Ähnlichkeit wurde der quantitative Index Percentage Similarity (synonym Czekanowski-Index, s. PIELOU 1984) angewendet. Die Samenbanktypen sind nach Angaben von verschiedenen Autoren (GRIME et al. 1989, KLEYER 1995, THOMPSON et al. 1997, OBERDORFER 2001) zusammengestellt, die Ausbreitungstypen richten sich nach FRANK et al. (1990), die Zeigerwertspektren basieren auf ELLENBERG et al. (1992). Die pflanzensoziologische Zuordnung wurde teils nach ELLENBERG et al. (1992), teils nach OBERDORFER (2001) vorgenommen. Die Wuchsformen wurden zur Darstellung der Konkurrenzbeziehungen relativ grob gefasst und orientieren sich an der häufig in der forstlichen Literatur zu findenden Einteilung (Bäume, Sträucher, Farne und sonstige Krautige sowie Grasartige unter Einschluss der *Poaceae, Cyperaceae* und *Juncaceae*).

4. Ergebnisse

4.1. Standörtliche Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Die mittleren pH-Werte (in H_2O) liegen für alle Varianten mit 4,3–4,8 im Austauscher- bis Aluminium-Pufferbereich, wobei sich der Krücker gegenüber dem Rotenberg mit etwas höheren pH-Werten als etwas besser basenversorgt abhebt (Tab. 1). Trotz dieser Bodenreaktion wurden die Bestände des Krückers als *Luzulo-Fagetum* eingestuft, die des Rotenberges dagegen als *Galio odorati-Fagetum*. Dies könnte ein Hinweis auf die 1991 im Krücker durchgeführte Kalkung sein. Das C/N-Verhältnis liegt im Rotenberg zwischen 19 und 22 1 und weist auf eine mittlere bis geringere Humusqualität hin. Es kennzeichnet aber noch die Gruppe der biologisch günstigen Moder-Formen (AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN 1994, ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996). Das lässt auf gute, aber nicht optimale Mineralisationsbedingungen schließen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 1: Charakterisierung der Untersuchungsgebiete und –varianten;
k.A. = keine Angabe möglich

Land schafts-raum	**Rotenberg**				**Krücker**	
Flächenbe-zeichnung	**Königsbuche KF2**			**Rotenberg Abt. 1228**	**Krücker Osthang**	**Krücker Plateau**
Störung	randlich („Bestand“)	Lücken	Flächenwurf			
Behandlung	belassen			geräumt & aufgeforstet (1998/1999)	belassen	geräumt & aufgeforstet (1998/1999)
Status	Naturwald/Totalreservat			Wirtschafts-wald	Naturwald/ Totalreservat	Wirtschafts-wald
aus der Nutzung genommen	seit 1970				seit 1997 (nach dem Orkan)	
Exposition/ Geländeform	Plateau sowie flacher Süd- und Osthang	Plateau sowie flacher Süd- und Osthang	Plateau	Nordhang	steiler Osthang	Plateau (tw. mit Taleinschnitt)
Höhe	230-240 mNN			220-230 mNN	280-320 mNN	330-340 mNN
Jahres-niederschlag und -temperatur	780 mm 8° C				820 mm 7-8° C	
Anzahl 100 m²-Plots	14	23	15	9	40	11
Anordnung der Plots	geklumpt, innerhalb einer 1,96 ha großen Kernfläche			unsystema-tisch verteilt	geklumpt, innerhalb einer 0,4 ha großen Kernfläche	unsystema-tisch verteilt
Pflanzen-soziologische Zuordnung	Galio-Fagetum typicum und G.-F. circaeetosum				Luzulo-Fagetum dryopteridetosum, L.-F. galietosum, L.-F. typicum	
Bodentyp	Parabraunerde, pseudo-vergleyt			k.A., wahrsch. wie Königsbuche	Braunerde	Braunerde, leicht podsolig
Bodenart	sandig-schluffiger Lehm			k.A., wahrsch. wie Königsbuche	schluffiger Lehm, Schluff	
pH-Wert in H_2O	**4,3** (±0,1) in 0-10 cm Tiefe	**4,4** (±0,1) in 0-10 cm Tiefe	**4,4** (±0,1) in 0-10 cm Tiefe	**4,6** (±0,4) in 0-10 cm Tiefe	**4,8** (±0,4) in 0-5 cm Tiefe	**4,6** (±0,6) in 0-5 cm Tiefe
C/N-Verhältnis	**21,4** (±1,4) in 0-10 cm Tiefe	**21,8** (±0,9) in 0-10 cm Tiefe	**21,7** (±1,2) in 0-10 cm Tiefe	**18,8** (±1,4) in 0-10 cm Tiefe	k.A.	k.A.
relativer Lichtgenuss 2001	über Feldschicht: **15,6 %** (±14,1) über Strauchschicht: **17,1 %** (±15,6)	über Feldschicht: **29,3 %** (±14,6) über Strauchschicht: **41,2 %** (±22,5)	über Feldschicht: **24,0 %** (±11,3) über Strauchschicht: **91,0 %** (±7,4)	k.A.	über Feldschicht: **15,1 %** (±7,0) über Strauchschicht: **94,7 %** (±6,4)	k.A.
Bemerkung	Zäunung seit 1998			Freischneide-arbeiten 2001	Kalkung 1991	

Die in Tab. 1 angeführten Lichtmessungen des Jahres 2001 zeigen im Naturwald Königsbuche einen deutlich zunehmenden mittleren relativen Lichtgenuss über der Strauchschicht in der Reihenfolge Bestand (17%) – Lücken (41%) – Flächenwurf (91%), was die auf Schätzwerten der Baumschicht-Deckungsgrade beruhende Grobstratifizierung bestätigt. Im vierten Jahr nach dem Sturm sorgt im Flächenwurf sowohl des Krückers als auch der Königsbuche eine stark etablierte Strauchschicht in der darunterliegenden Feldschicht

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

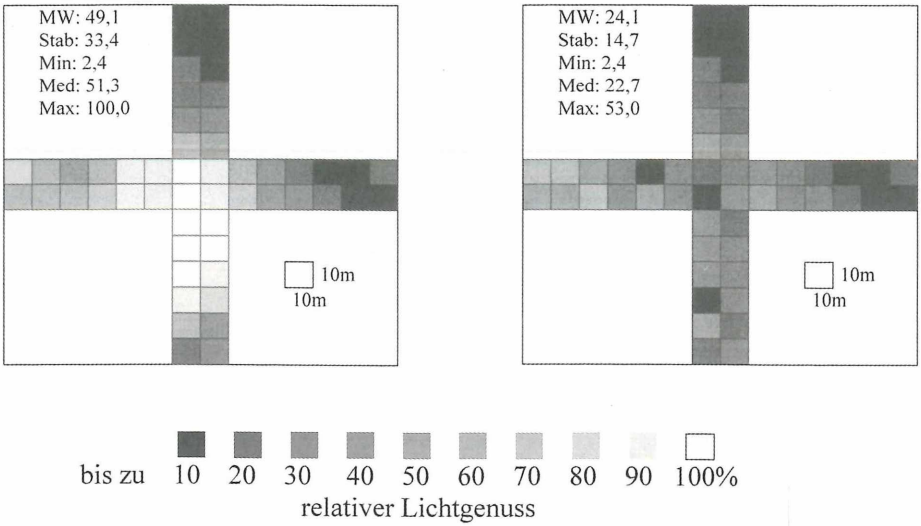


Abb. 1: Relativer Lichtgenuss (PAR) in % der Freilandhelligkeit im vierten Jahr nach dem Sturm (2001) in der Kernfläche 2 des Naturwaldes Königsbuche über der Strauchschicht (links) und über der Feldschicht (rechts); aufgenommen wurden 52 in einem Kreuztransekt angeordnete Flächen je 100 m² (Kantenlänge 10 m); Größe der gesamten Kernfläche: 1,96 ha.

bereits wieder für Strahlungswerte, wie sie im Bestand vorherrschen (Abb. 1). In der Königsbuche erscheinen die Mittelwerte des nicht geworfenen Bestandes recht hoch und werden durch die räumliche Nähe der geworfenen Bestandesteile und entsprechenden Seitenlichteinfall verursacht. Normalerweise liegt der relative Lichtgenuss in ungestörten Buchenwäldern unter 5% (vgl. EBER 1972, SCHMIDT 1997).

4.2. Erste Betrachtungsebene: Die vier Varianten mit Flächenwurf zwischen 1999 und 2001

Diese Betrachtungsebene wurde gewählt, um die Vegetationsentwicklung nach Windwurf bei einheitlicher Störungssituation (Flächenwurf), aber unterschiedlicher forstlicher Behandlung (Belassung, Räumung/Aufforstung), Bewirtschaftungsgeschichte (Naturwald, Wirtschaftswald) und pflanzensoziologischer Ausgangssituation (*Galio odorati-Fagetum, Luzulo-Fagetum*) vergleichen zu können.

4.2.1. Artenzahlen

In allen Varianten erfolgt ein moderater Anstieg der mittleren Artenzahlen je 100 m² (Abb. 2) vom zweiten zum vierten Jahr nach dem Windwurf. Der Krücker ist artenreicher als der Rotenberg, die geräumten Windwurfflächen sind in beiden Fällen artenreicher als die belassenen. Diese Trends gelten gleichermaßen für Feld- und Strauchschicht. Das niedrigste Artenzahlniveau hat dabei der seit 30 Jahren aus der Nutzung genommene Naturwald Königsbuche, was sich auch in der Gesamtartenzahl je Variante zeigt. Im Flächenwurf der Königsbuche wurden 2001 insgesamt 48 Krautschichtarten (auf 1500 m²) notiert. Demgegenüber lagen die Werte in den übrigen drei Varianten bei 69 (auf 900 m²) im Rotenberg, bei 78 (auf 4000 m²) am Krücker-Osthang und bei 75 (auf 1100 m²) auf dem Krücker-Plateau (Tab. 2). Dagegen liegt bei der Strauchschicht (Gehölze über 50 cm) mit 11–13 Gehölzarten in allen vier Varianten im Jahr 2001 eine ähnliche Artenzahl vor (Tab. 2). Die mittlere Artenzahl je 100 m² und die Gesamtartenzahl je Variante verhalten sich teilweise widersprüchlich, denn letztere geht im vierten Jahr nach dem Sturm in zwei Varianten wieder zurück

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

(Königsbuche, Krücker-Plateau). Insgesamt erreichen nur sehr wenige Arten einen Wert von über 1% mittlerer Deckung (Tab. 2). Dabei erhöht sich deren Zahl zumindest in der Feldschicht bis zum vierten Jahr kaum. Bei der geräumten Variante im Krücker geht sie sogar wieder zurück, was die Dominanz einiger weniger Arten unterstreicht (vgl. Kapitel 4.2.2 und Tab. 2).

4.2.2. Deckungsgradsummen

Bezüglich der Feldschicht ergeben sich bei diesem Parameter zwischen den Varianten nur geringfügige Unterschiede (Abb. 3). Der Naturwald Königsbuche erscheint mit den höchsten Werten (2001 im Mittel etwa 87%). Auffällig ist aber, dass ausser in der geräumten Variante im Krücker ein Rückgang der mittleren Deckungsgradsummen von 1999 zu 2001 stattfindet, welcher vermutlich auf einen Ausdunkelungseffekt durch die sich parallel dazu rasant entwickelnde Strauchschicht zurückzuführen ist. Die Ausbildung der Strauchschicht erfolgt in den geräumten Flächen im Rotenberg wegen der dortigen hohen Ausgangswerte weitaus langsamer als in den anderen drei Varianten. Im Rotenberg (geräumte Variante) ist mit durchschnittlich 91,5% Gehölzdeckungssumme im Jahr 2001 die dichteste Strauchschicht aller untersuchten Plots zu finden.

4.2.3. Floristische Ähnlichkeit zwischen 1999 und 2001

Unter Verwendung eines Ähnlichkeitsindexes mit Einbeziehung der Deckungsgrade zeigt sich, dass sich die geräumte Variante im Rotenberg zwischen 1999 und 2001 deutlich weniger verändert hat (ca. 70% Ähnlichkeit) als die benachbart liegende belassene Königsbuche (ca. 50% Ähnlichkeit). Die beiden Krücker-Varianten unterscheiden sich untereinander kaum, haben aber mit nur ca. 40% Ähnlichkeit zwischen 1999 und 2001 die stärkste Veränderung aller untersuchten Plots erfahren (Abb. 4).

4.2.4. Pflanzensoziologisches Verhalten

Auffällig ist die sich im vierten Jahr nach dem Orkan manifestierende Dominanz der *Epilobietea*-Arten (überwiegend Pioniersträucher, im Krücker auch *Calamagrostis epigejos*), die je nach Variante Abundanzanteile zwischen 48% und 69% erreicht (Abb. 5 und Tab. 2). Die seit langem nicht mehr bewirtschaftete Königsbuche hatte bei dieser Artengruppe sowohl relativ als auch absolut im Jahr 1999 ein viel geringeres Ausgangsniveau als die übrigen Varianten (9% Anteil gegenüber 42–52%). Diese Entwicklung geht einerseits zu Lasten der krautigen Ruderalarten (v.a. *Artemisietea*), die 1999 noch überall stark vertreten waren, als auch in geringerem Umfang zu Lasten der typischen Waldarten (*Querco-Fagetea*). Die Ruderalarten verlieren dabei relativ und auch absolut, die Waldarten dagegen bleiben in ihren Deckungssummen stabil bzw. nehmen sogar leicht zu. Während im Naturwald Königsbuche der relative Rückgang der *Querco-Fagetea*-Arten von 53 auf 37% erfolgt, war diese Artengruppe in den übrigen drei Varianten auch schon 1999 nur mit maximal einem Viertel am Spektrum beteiligt. Einzelne Waldarten (z.B. *Carex sylvatica, Athyrium filix-femina*) profitieren sehr stark von den Windwurf-Veränderungen, andere gehen zurück (z.B. *Oxalis acetosella*). Die Grünlandarten (v.a. *Molinio-Arrhenatheretea*) vergrößern ihre Deckungssummen wenig und liegen in ihren Anteilen am Spektrum im Jahr 2001 zwischen 3 und 13%.

4.2.5. Wuchsformen

Allen Varianten gemeinsam ist der relative und absolute Rückgang der krautigen Arten. Diese hatten zumindest in den belassenen Flächen (Königsbuche und Krücker-Osthang) im Jahr 1999 sogar noch dominiert (Abb. 6 und Tab. 2). In der Königsbuche ist dieser Rückgang besonders drastisch (von 71 auf 26% Anteil). Gleichzeitig gelangen die Sträucher in allen Varianten zur Dominanz. Die größte Rolle spielt dabei *Rubus idaeus*, gefolgt von *Sambucus racemosa*. Daneben kommen *Rubus fruticosus* agg. und *Sambucus nigra* hauptsächlich

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 2: Vegetationsentwicklung in Buchenwäldern mit flächenhaftem Windwurf in der Königsbuche, dem Rotenberg und dem Krücker.
Angegeben sind nur Arten, die in mindestens einem Untersuchungsjahr und -gebiet einen mittleren Deckungsgrad von >1% erreichen; Nomenklatur nach ROTHMALER (1990).

	Königsbu. belassen n = 15		Rotenberg geräumt n = 9		Krücker belassen n = 40		Krücker geräumt n = 11	
	1999	2001	1999	2001	1999	2001	1999	2001
Wurzelteller (mittlere Anzahl)	1,6	1,6	0,8	0,8	k.A.	3,2	k.A.	2,4
liegende Stämme (mittlere Anzahl)	7,4	7,4	1,2	1,2	k.A.	10,0	k.A.	0,4
Verhau insgesamt (%)	38,0	34,3	10,9	11,7	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
- davon lebende Kronenteile (%)	*5,8*	*0,6*	*0,9*	*0,1*	*k.A.*	*13,9*	*k.A.*	*0,0*
Baumschicht (%)	6,4	6,5	8,3	10,1	k.A.	2,4	k.A.	1,5
Strauchschicht (%)	5,6	67,7	60,0	80,9	k.A.	62,8	k.A.	51,4
Feldschicht (%)	72,0	65,3	65,6	57,8	k.A.	53,6	k.A.	61,4
Kryptogamenschicht (%)	3,2	4,2	11,2	21,1	k.A.	37,6	k.A.	32,1
mittlere Artenzahl/100 m² Strauchschicht	1,9	4,1	3,6	6,7	2,4	5,8	4,6	8,3
mittlere Artenzahl/100 m² Feldschicht	14,3	19,7	18,9	23,3	23,4	27,3	26,6	30,7
Gesamtartenzahl Strauchschicht	4	11	8	12	8	13	6	13
- davon mit >1% mittlerer Deckung	*2*	*2*	*4*	*4*	*2*	*5*	*2*	*7*
Gesamtartenzahl Feldschicht	53	48	68	69	73	78	80	75
- davon mit >1% mittlerer Deckung	*6*	*6*	*11*	*11*	*12*	*14*	*17*	*12*
Deckungssumme Strauch- u. Feldschicht	99,0	158,4	150,7	159,6	86,1	137,4	87,8	138,3
- davon Schattenzeiger (L1-3)	*50,5*	*56,5*	*33,9*	*34,0*	*15,5*	*13,1*	*13,2*	*19,7*
- Lichtzeiger (L7-9)	*20,6*	*90,2*	*87,2*	*91,5*	*41,3*	*87,7*	*45,5*	*86,4*
- Frischezeiger (F4-6)	*76,8*	*59,2*	*64,4*	*48,4*	*53,2*	*47,2*	*45,1*	*35,3*
- Feuchtezeiger (F7-9)	*15,8*	*25,4*	*14,8*	*14,6*	*8,3*	*16,1*	*13,2*	*27,3*
- Mäßigstickstoffzeiger (N4-6)	*95,1*	*149,1*	*121,0*	*119,0*	*66,2*	*94,1*	*64,5*	*102,3*
- Starke Stickstoffzeiger (N7-9)	*2,8*	*5,6*	*24,6*	*22,1*	*16,8*	*34,7*	*15,9*	*17,5*
- Querco-Fagetea-Arten	*52,1*	*58,4*	*36,7*	*38,4*	*20,6*	*24,4*	*21,7*	*32,5*
- Epilobietea-Arten	*8,6*	*76,5*	*75,5*	*90,6*	*44,7*	*94,5*	*36,5*	*70,4*
- Artemisietea-Arten	*24,7*	*4,7*	*29,5*	*13,1*	*17,2*	*5,4*	*14,7*	*4,8*
- Bäume	*0,5*	*0,8*	*1,8*	*4,5*	*3,2*	*5,6*	*3,8*	*8,5*
- Sträucher	*8,3*	*76,4*	*77,6*	*101,0*	*28,6*	*77,7*	*32,6*	*70,1*
- Grasartige	*18,9*	*31,3*	*9,3*	*9,1*	*7,8*	*25,9*	*16,0*	*38,3*
- Krautige (ausser Farne)	*70,0*	*40,5*	*52,1*	*34,8*	*41,7*	*19,3*	*32,2*	*13,0*
- autochore Arten	*69,5*	*42,8*	*27,4*	*18,9*	*26,0*	*6,7*	*19,9*	*7,7*
- endozoochore Arten	*7,9*	*76,7*	*78,2*	*102,1*	*28,9*	*78,3*	*33,1*	*69,9*
- Arten mit langlebiger Samenbank (>5 J.)	*25,2*	*105,8*	*106,8*	*118,6*	*33,7*	*91,6*	*48,6*	*98,3*
- Arten mit kürzerfristiger Samenbank	*70,9*	*43,0*	*32,5*	*29,8*	*38,6*	*33,7*	*31,5*	*28,8*
grau unterlegt = Arten mit mindestens Verdoppelung/Halbierung des mittlere Deckungsgrades "+" = Arten mit weniger als 0,1% mittlerem Deckungsgrad; k.A. = keine Angabe möglich								
Baumschicht								
Carpinus betulus B	.	.	.	+	.	.	.	.
Fagus sylvatica B	6,7	6,5	7,7	9,1	.	.	0,3	1,5
Strauchschicht								
mit Zunahmetendenz								
Rubus fruticosus agg. S	+	0,7	1,0	11,5	.	2,3	.	6,3
Rubus idaeus S	4,7	65,7	46,0	63,6	8,2	44,0	9,2	40,5
Sambucus racemosa S	1,1	3,6	6,2	3,7	4,8	18,9	5,0	4,9
Betula pendula S	.	+	.	0,1	+	2,1	.	1,2
Fagus sylvatica S	.	0,1	.	0,7	+	1,1	0,6	1,9
Fraxinus excelsior S	.	.	.	.	+	0,1	0,3	1,6
Acer pseudo-platanus S	.	.	+	0,2	0,1	0,3	0,5	2,3
ohne deutliche Tendenz								
Sambucus nigra S	0,1	0,4	2,4	2,8	0,1	0,6	.	0,2

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Feldschicht								
mit Abnahmetendenz								
Impatiens parviflora	25,0	3,8	4,7	1,0	15,1	2,2	10,4	1,7
Digitalis purpurea	.	.	+	+	8,2	0,5	3,5	1,6
Fagus sylvatica F	0,3	0,5	0,4	0,8	1,9	0,7	1,0	0,4
Oxalis acetosella	42,0	34,0	17,4	13,4	7,6	1,3	3,2	0,6
Galeobdolon luteum	0,6	0,4	.	.	+	+	2,3	0,5
Galium aparine	.	.	+	0,1	0,6	0,5	1,0	0,4
Galeopsis tetrahit	0,1	0,2	7,3	0,2	0,1	0,2	2,8	0,2
Rumex obtusifolius	.	.	2,0	0,1	.	.	.	.
Sambucus racemosa F	0,2	.	+	.	1,9	0,3	0,7	0,4
mit Zunahmetendenz								
Rubus idaeus F	1,4	5,3	12,7	10,5	12,8	10,4	13,8	12,1
Carex sylvatica	4,1	11,7	1,2	2,1	0,9	1,6	2,7	6,5
Athyrium filix-femina	2,3	8,0	7,9	8,0	3,9	7,8	2,6	7,1
Calamagrostis epigejos	0,1	0,5	0,1	0,5	1,4	10,1	0,6	7,0
Urtica dioica	0,1	0,2	10,3	8,8	0,4	2,1	0,2	1,3
Juncus effusus	12,8	16,4	15,8	17,5	1,8	5,8	6,7	16,3
Senecio fuchsii	.	.	0,7	0,8	0,7	2,5	0,1	0,5
Agrostis capillaris	.	+	3,7	2,3	0,4	2,5	0,2	0,4
Luzula luzuloides	.	+	.	+	1,9	4,2	2,3	3,4
Rubus fruticosus agg. F	0,1	0,4	0,2	1,4	0,5	1,2	3,1	4,8
Galium odoratum	0,6	0,7	1,3	3,9	0,1	.	.	.
Carex remota	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	1,9
ohne deutliche Tendenz								
Impatiens noli-tangere	0,1	.	.	0,4	1,4	1,1	0,8	.
Epilobium angustifolium	0,2	0,1	0,1	0,1	4,3	6,3	1,5	1,1
Deschampsia cespitosa	0,1	0,1	0,1	0,4	0,2	0,2	1,0	0,6
Carpinus betulus F	+	+	0,9	1,1	+	.	+	+
Epilobium adenocaulon	0,2	0,1	.	0,1	0,7	0,2	1,4	0,9
Acer pseudoplatanus F	+	.	+	.	0,6	0,2	1,0	0,2
Poa angustifolia	0,2	0,4	1,8	1,3	.	.	.	.

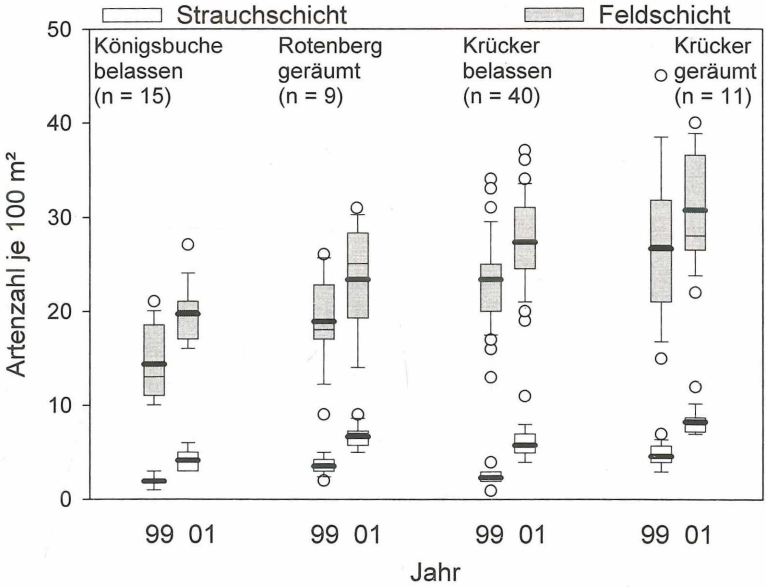


Abb. 2: Artenzahlen in der Strauch- und Feldschicht in den Untersuchungsgebieten mit Flächenwurf in den Jahren 1999 und 2001; Boxplot-Darstellung mit Median (dünner Querbalken), Mittelwert (dicker Querbalken), 25er und 75er Perzentil (grauer Kasten), 10er und 90er Perzentil (Fehlerbalken) sowie Ausreissern (Kreise).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

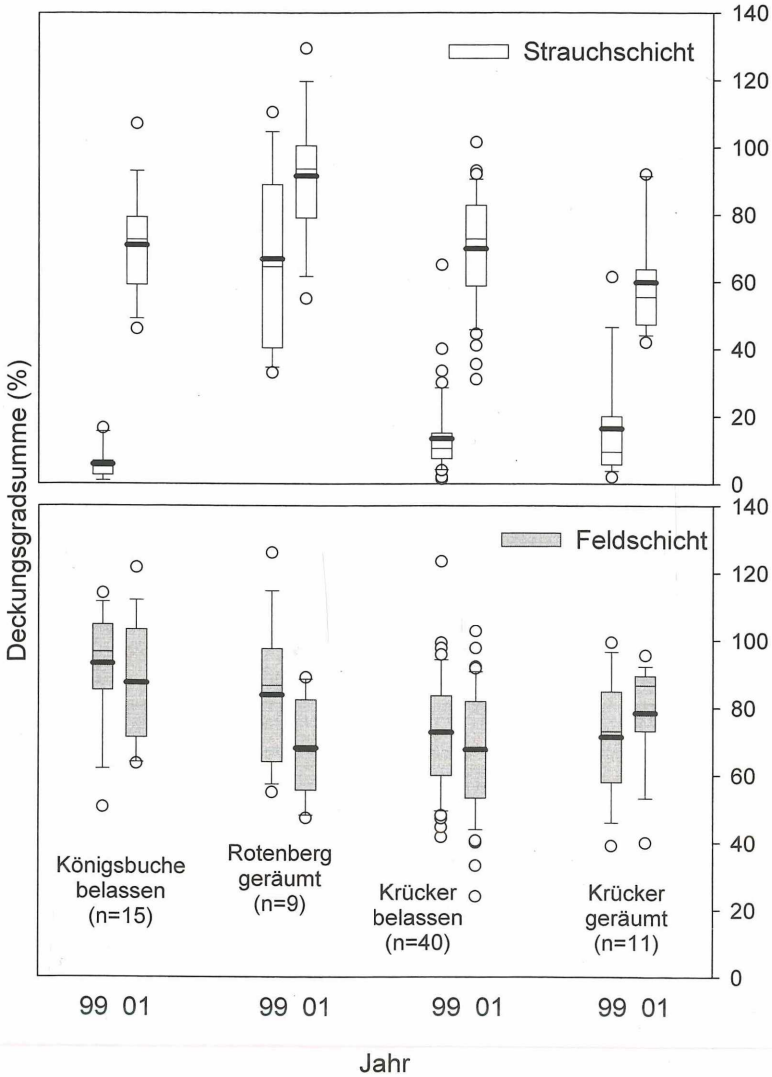


Abb. 3: Deckungsgradsummen der Strauchschicht (oben) und der Feldschicht (unten) in den Untersuchungsgebieten mit Flächenwurf in den Jahren 1999 und 2001; Boxplot-Darstellung wie Abb. 2.

in den geräumten Flächen des Rotenberges zur Entfaltung. In geringerem Maße breiten sich auch einige Grasartige aus (hier v.a. *Carex sylvatica, Juncus effusus, Agrostis capillaris, Calamagrostis epigejos*). Die Farne (v.a. *Athyrium filix-femina*) erweitern ihre Deckungssummen etwas, sind aber mit etwa gleichbleibend geringen Anteilen am Gesamtspektrum vertreten (3–7%). Sowohl relativ als auch absolut bleibt die Naturverjüngung der Baumarten trotz schwacher Zunahme ihrer Deckungssummen (bis max. 8% auf dem Krücker-Plateau) im Flächenwurf bisher ohne Bedeutung (max. 6% Anteil ebenda). In den geräumten Flächen ist der Abundanzanteil junger Bäume größer als in den belassenen, der Krücker weist dabei höhere Werte auf als der Rotenberg.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

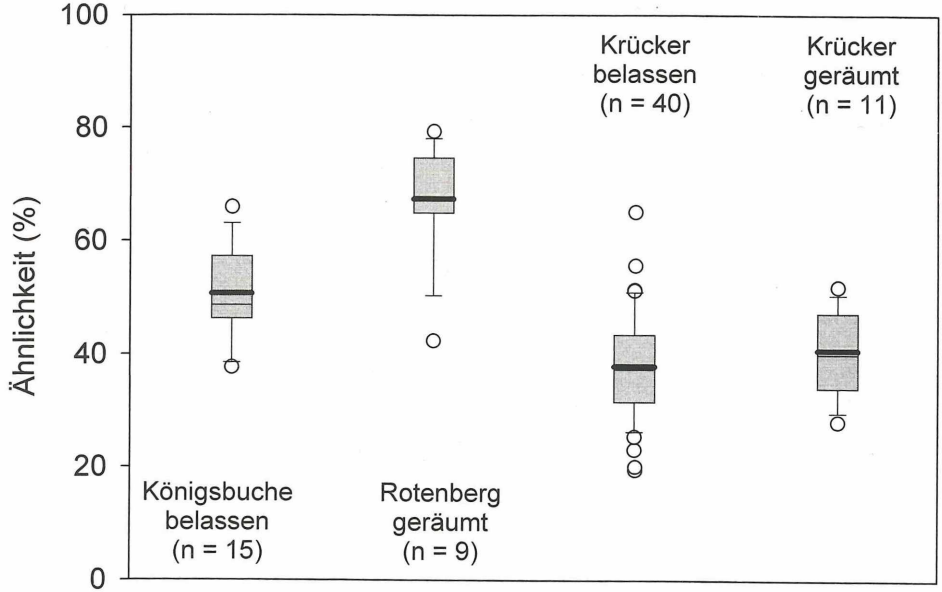


Abb. 4: Floristische Ähnlichkeit im Vergleich der Jahre 1999 und 2001 nach dem quantitativen Index Percentage Similarity (PIELOU 1984) in den Untersuchungsgebieten mit Flächenwurf; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst; Boxplot-Darstellung wie Abb. 2.

4.2.6. Ausbreitungstypen

Endozoochore Arten nehmen zwischen 1999 und 2001 in allen vier Varianten relativ und absolut stark zu, während hauptsächlich autochore Arten stark zurückgehen (Abb. 7 und Tab. 2). Dabei ist der Anstieg bei den endozoochoren Arten in der langjährig unbewirtschafteten Königsbuche besonders groß (von 8 auf 49% Anteil), in den geräumten Flächen im Rotenberg dagegen relativ gering (von 51 auf 64% Anteil). Die beiden Krücker-Varianten nehmen diesbezüglich eine Zwischenstellung ein. Anemo- und epizoochore Arten halten bei leicht zunehmenden Deckungssummen stabile, aber untergeordnete Anteile zwischen 15 und 30%. Myrmekochorie spielt mit nur 3–4% Anteil lediglich im Krücker eine gewisse Rolle.

4.2.7. Samenbanktypen

Allen Varianten ausser den geräumten Flächen im Rotenberg gemeinsam ist die starke relative und absolute Expansion von Arten mit langlebiger Samenbank (über 5 Jahre), die 2001 überall einen Anteil von etwa zwei Dritteln am Spektrum erreichen (Abb. 8 und Tab. 2). Dies geht zu Lasten der Arten mit kürzerfristiger Samenbank. In den geräumten Flächen im Rotenberg gibt es bei den insgesamt höchsten Deckungssummen (2001 im Mittel 119%) und Abundanzanteilen (2001 im Mittel 75%) bei der Artengruppe mit langlebiger Samenbank kaum eine Veränderung. Das Gegenteil gilt für den Naturwald Königsbuche. Dort waren 1999 die Arten mit langlebiger Samenbank nur mit 26% Anteil am Gesamtspektrum vetreten, während Arten mit temporärer (unter 1 Jahr) oder kurzfristiger Samenbank (1–5 Jahre) dominierten. Auffällig ist auch, dass die Arten mit langlebiger Samenbank in den beiden belassenen Varianten (Königsbuche, Krücker-Osthang) erst im vierten Sukzessionsjahr (2001) zur Dominanz gelangen, in den geräumten Flächen dagegen bereits 1999.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

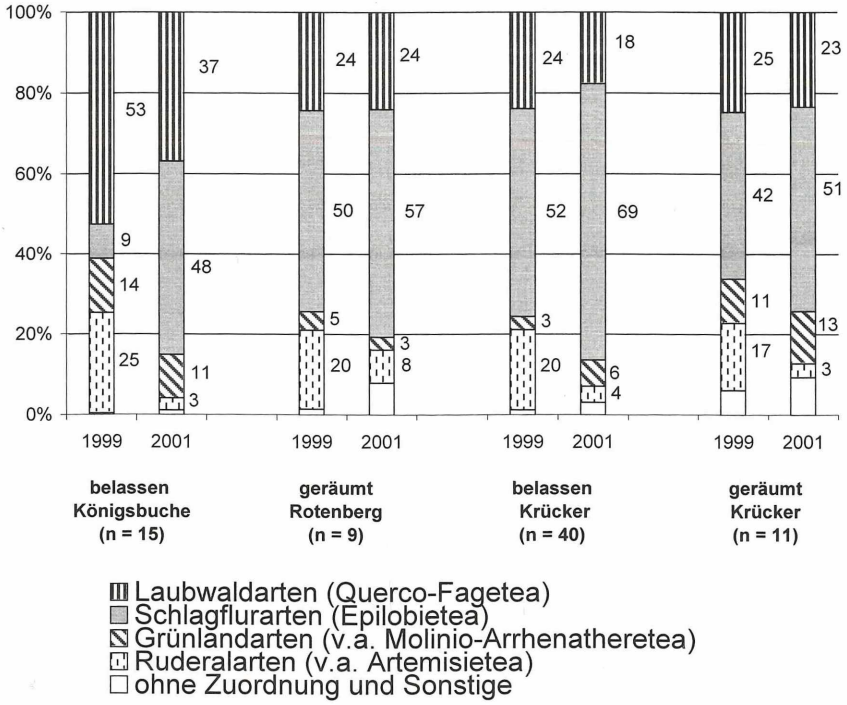


Abb. 5: Gewichtete Anteile von Kennarten verschiedener pflanzensoziologischer Klassen in den Untersuchungsgebieten mit Flächenwurf in den Jahren 1999 und 2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst.

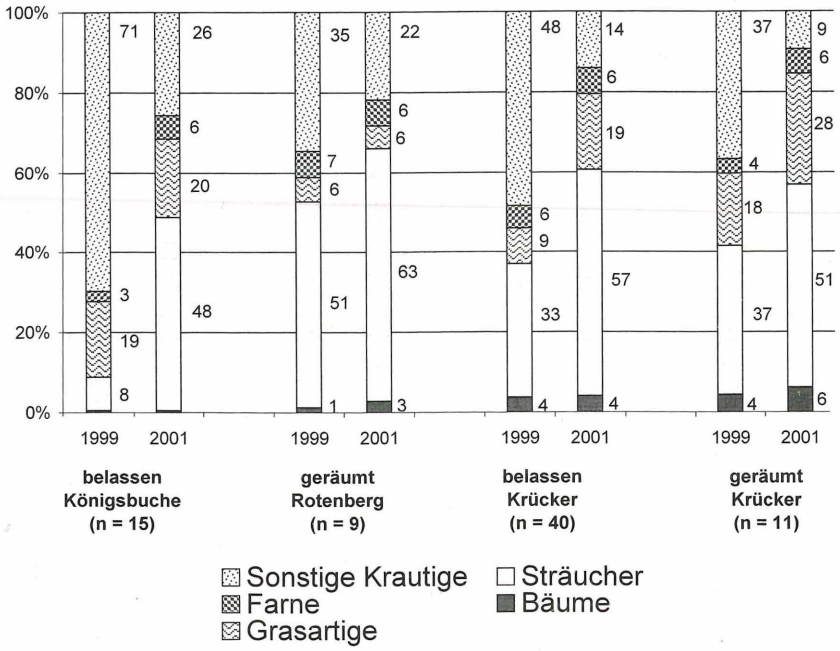


Abb. 6: Gewichtete Anteile der Wuchsformen in den Untersuchungsgebieten mit Flächenwurf in den Jahren 1999 und 2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

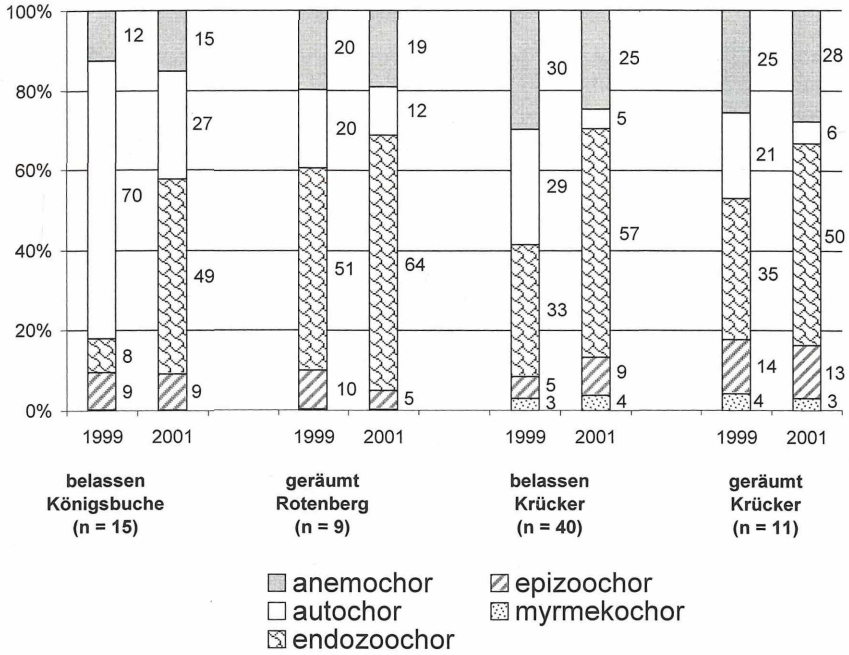


Abb. 7: Gewichtete Anteile der Ausbreitungstypen in den Untersuchungsgebieten mit Flächenwurf in den Jahren 1999 und 2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst.

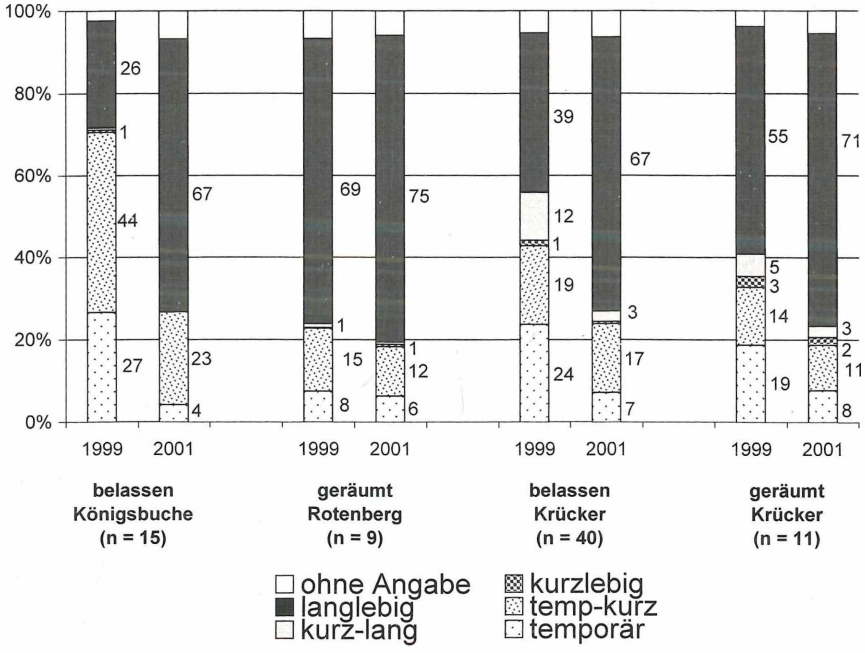


Abb. 8: Gewichtete Anteile der Samenbanktypen in den Untersuchungsgebieten mit Flächenwurf in den Jahren 1999 und 2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

4.2.8. Zeigerarten

In Abb. 9 und Tab. 2 wird die Deckungsgradentwicklung von Zeigerarten nach ELLENBERG et al. (1992) dargestellt.

Lichtzeiger: Während in den geräumten Flächen im Rotenberg zwischen 1999 und 2001 ein gleichbleibend hoher und dominierender Anteil (56–57%) an starken Lichtzeigern (L7–9) mit Deckungssummen um die 90% das Bild prägt, kommt es im Krücker bzw. im Naturwald Königsbuche zu einer Verdoppelung bzw. sogar Vervierfachung der Deckungssummen der Lichtzeiger und zu einer starken Zunahme dieser Artengruppe am Gesamtspektrum. Die waldtypischen Schattenzeiger gehen zwar überall anteilmäßig zurück, bleiben von den Deckungssummen her aber konstant oder nehmen sogar noch zu.

Feuchtezeiger: In keinem Untersuchungsgebiet spielen Trockenheitszeiger quantitativ eine Rolle. Das Gesamtbild wird zunächst von Frischezeigern (F4–6) dominiert (am deutlichsten in der Königsbuche mit 77% Anteil), bevor im weiteren Sukzessionsverlauf indifferente Arten stark zunehmen. Die Feuchtezeiger (F7–9) verdoppeln ihre Deckungssummen zwar in allen Varianten ausser in den geräumten Flächen im Rotenberg, stagnieren aber im Anteil am Spektrum.

Stickstoffzeiger: Die stärkste Gruppe im Sukzessionsverlauf ist hier die der Mäßigstickstoffzeiger (N4–6), deren Anteile mehr oder weniger unverändert bleiben. Stickstoffarmutszeiger (N1–3) spielen keine Rolle. Starke Stickstoffzeiger (N7–9) sind im lange Zeit ungenutzten Naturwald Königsbuche mit nur 3% Anteil deutlich schwächer vertreten als in den übrigen (Wirtschaftswald-)Varianten mit 13–25% Anteil.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

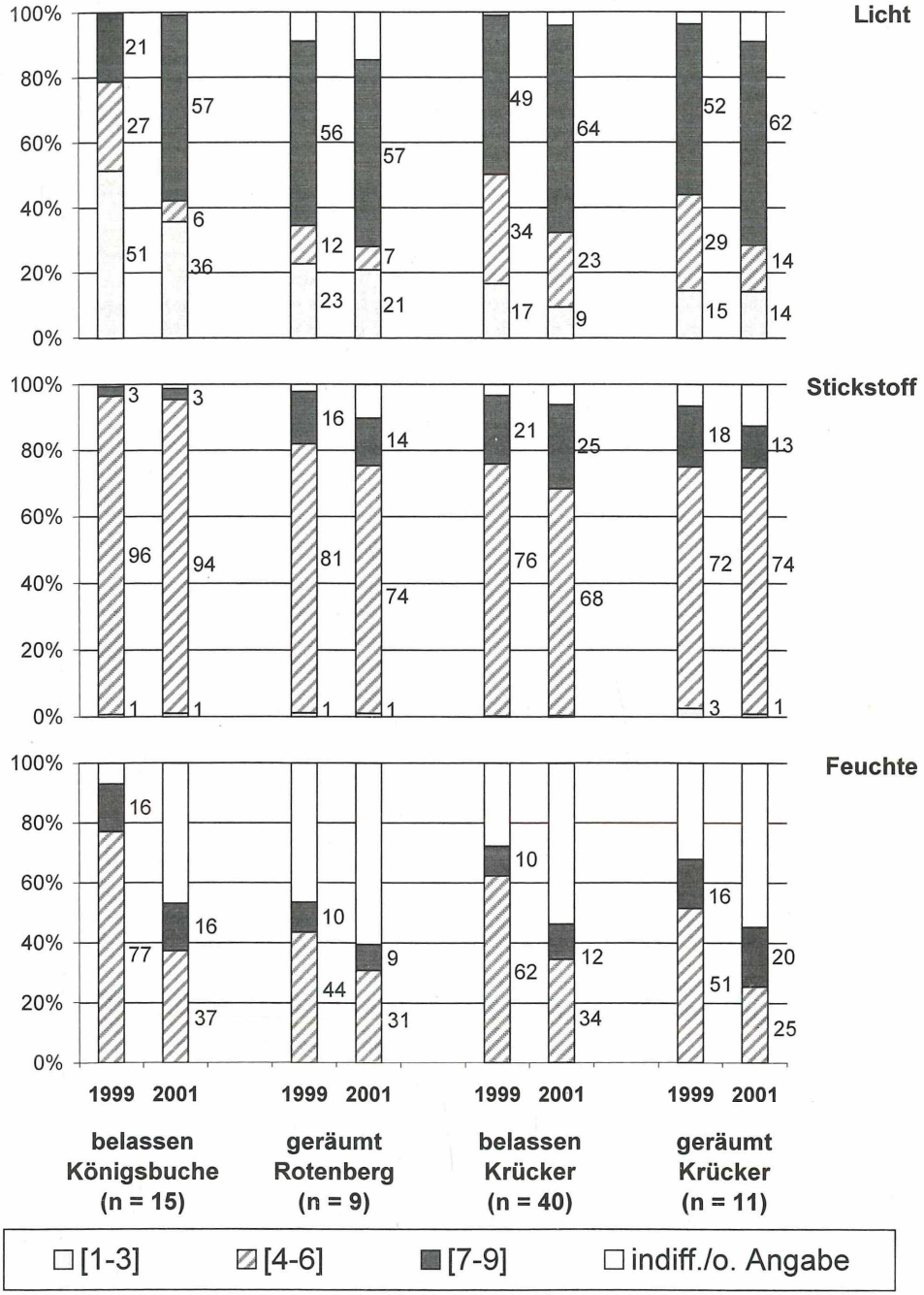


Abb. 9: Gewichtete Anteile ökologischer Zeigerwertgruppen in den Untersuchungsgebieten mit Flächenwurf in den Jahren 1999 und 2001, Strauch- und Feldschicht zusammengefasst; jeweils Zusammenfassung von drei Zeigerartengruppen sowie indifferente Arten.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

4.3. Zweite Betrachtungsebene: Vergleich unterschiedlicher Störungsflächengröße am Beispiel des Naturwaldes Königsbuche im Zeitraum 1998–2001

Diese Betrachtungsebene wurde gewählt, um bei einheitlicher pflanzensoziologischer Ausgangssituation (*Galio odorati-Fagetum*), forstlicher Behandlung (Belassung) und Bewirtschaftungsgeschichte (seit 30 Jahren Naturwald) die Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Abhängigkeit von drei unterschiedlichen Störungssituationen (Bestand – Lücken – Flächenwurf) zu beschreiben. Dafür werden dieselben Untersuchungsparameter wie in Kap. 4.2. herangezogen.

4.3.1. Artenzahlen

Deutlich kristallisieren sich im Sukzessionsverlauf drei Artenzahlniveaus heraus: der Flächenwurf ist am artenreichsten, danach folgen die Lücken und zum Schluss der Bestand. Dies gilt für Feld- und Strauchschicht gleichermaßen (Abb. 10). In allen drei Fällen steigen die mittleren Artenzahlen je 100 m² kontinuierlich an: im Flächenwurf (Feldschicht/Strauchschicht) im Mittel von 14,7/0 auf 19,7/4,1; in den Lücken von 10,9/0 auf 16,3/2,6 und im Bestand von 9,1/0 auf 15,6/0,7. Die Gesamtartenzahl je Variante nimmt in der Strauchschicht von Jahr zu Jahr zu, in der Feldschicht ist jedoch im Flächenwurf von 2000 zu 2001 ein erster Rückgang von 58 auf 48 Arten (auf 1500 m²) zu verzeichnen (Tab. 3). In den Lücken bzw. im Bestand steigt die Gesamtartenzahl in der Feldschicht dagegen weiterhin an, so dass diese Teile der Kernfläche mit 58 Arten (auf 2300 m²) bzw. 56 Arten (auf 1400 m²) im Jahr 2001 reicher ausgestattet sind als die großflächig geworfenen Bereiche. Auch hier sind es insgesamt nur sehr wenige Arten, die die Schwelle von 1% mittlerer Deckung überschreiten (Tab. 3). In den lückig oder nicht geworfenen Bereichen der Kernfläche ist ihre Anzahl weiterhin zunehmend und übertrifft 2001 den Flächenwurf, was dort auf die starke Dominanz einiger weniger Arten hinweist. So wird z.B. die Strauchschicht im Flächenwurf fast ausschließlich von *Rubus idaeus* und *Sambucus racemosa* gebildet (Tab. 3).

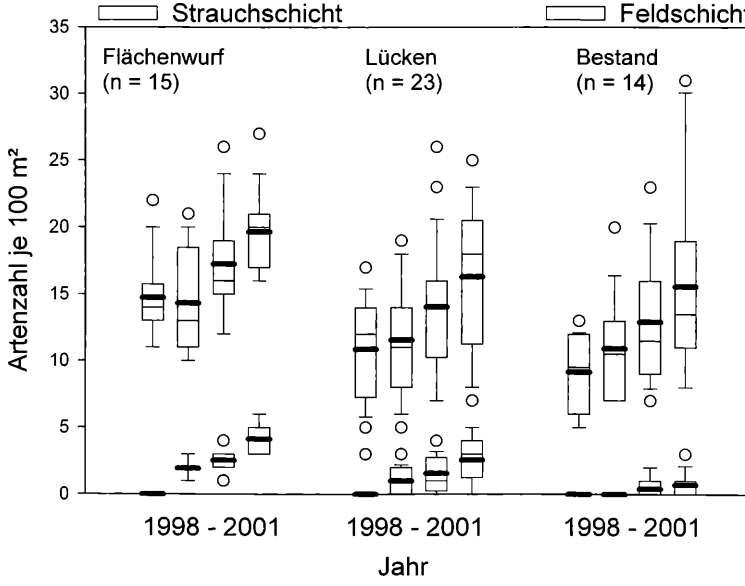


Abb. 10: Artenzahlen in der Strauch- und Feldschicht im Naturwald Königsbuche bei unterschiedlicher Störungsflächengröße in den Jahren 1998–2001; Boxplot-Darstellung wie Abb. 2.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

4.3.2. Deckungsgradsummen

Nach einem sehr deutlichen Anstieg der Feldschicht-Deckungssummen vom ersten zum zweiten Jahr nach dem Orkan setzt im weiteren Sukzessionsverlauf in allen Varianten Stagnation bzw. leichter Rückgang bei diesem Parameter ein (Abb. 11). Der Flächenwurf (2001 im Mittel 87%) setzt sich dabei von den lückig (62%) und den nicht geworfenen Teilen (68%) der Kernfläche ab. Eine noch klarere Differenzierung ergibt sich bei den Strauchschicht-Deckungssummen (Gehölze über 50 cm). Mit abnehmender Überschirmung durch die Baumschicht in der Reihenfolge Bestand – Lücke – Flächenwurf entwickelt sich die Strauchschicht in den vier Jahren immer üppiger. Während der nicht geworfene Teil der Kernfläche fast ohne Strauchschicht bleibt, erreicht diese 2001 in den Lücken im Mittel 11%, im Flächenwurf sogar 71% Deckungssumme.

4.3.3. Floristische Ähnlichkeit zwischen 1999 und 2001

Unter Einbeziehung der Deckungsgrade zeigt sich hier eine deutliche Differenzierung zwischen den Varianten, indem sich die floristische Ähnlichkeit zwischen 1999 und 2001 in der Reihe Bestand – Lücken – Flächenwurf bei sinkenden Prozentwerten von rund 70% – 60% – 50% deutlich stärker veränderte (Abb. 12).

4.3.4. Pflanzensoziologisches Verhalten

Je größer die Störung, umso stärker ist der relative Rückgang der laubwaldtypischen *Querco-Fagetea*-Arten (Abb. 13 und Tab. 3). Dabei bleiben die mittleren Deckungssummen dieser Gruppe auf unterschiedlichem Niveau stabil. Die Schlagflurarten (*Epilobietea*) breiten sich im Flächenwurf am massivsten aus und dominieren dort ab 2001. In den Lücken dagegen nehmen sie deutlich weniger zu und im Bestand fast gar nicht. Die meist krautigen Ruderalarten (v.a. *Artemisietea*) erreichen in den beiden gestörten Varianten im zweiten bzw. dritten Jahr nach dem Sturm ein etwa gleichstarkes Anteils-Maximum (etwa 25%), gehen danach aber schnell zurück. Die Hauptrolle spielt hierbei *Impatiens parviflora*. Im Bestand war 1998 noch ein relativ großer Einfluß der *Artemisietea*-Arten zu verzeichnen, vermutlich durch randliche Störung von den geworfenen Flächen her. Die *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten sind mit 7–14% Anteil im Flächenwurf stärker vertreten als in den Lücken und im Bestand, stagnieren aber anteilmäßig.

4.3.5. Wuchsformen

Krautige Arten gehen im Flächenwurf innerhalb von vier Sukzessionsjahren relativ (von 79% Anteil auf 26%) und auch absolut massiv zurück, während sich Pioniersträucher (*Rubus idaeus*, weniger *Sambucus racemosa*) ausbreiten (Abb. 14 und Tab. 3). Dieselbe Tendenz herrscht auch in den Lücken vor, nur auf einem geringeren Niveau. Der Bestand dagegen verändert sich kaum. Die Grasartigen (v.a. *Carex sylvatica* und *Juncus effusus*) erreichen in den geworfenen Bestandesteilen bei unterschiedlich stark ansteigenden mittleren Deckungssummen (im Flächenwurf mehr als in den Lücken) Abundanzanteile von jeweils rund 20% und unterscheiden sich hierin deutlich von den nicht geworfenen Bereichen, wo diese Gruppe nur schwach vertreten ist. Die Farne (v.a. *Athyrium filix-femina*) profitieren v.a. im Flächenwurf von den veränderten Bedingungen nach Windwurf. Auffällig ist weiterhin, dass bei insgesamt sehr kleinen mittleren Deckungssummen von max. 4 bzw. 2% die Naturverjüngung der Baumarten im Bestand bzw. in den Lücken immerhin noch sichtbare Anteile erreicht (3–6 bzw. 1–4%), im Flächenwurf dagegen kaum in Erscheinung tritt.

4.3.6. Ausbreitungstypen

In den geworfenen Bestandesteilen erfolgt eine Zunahme von endozoochoren Arten zu Lasten von autochoren (Abb. 15 und Tab. 3). In den Lücken ist dieser Trend dabei schwächer ausgeprägt (Zunahme von 4 auf 19%) als im Flächenwurf (Zunahme von 5 auf

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 3: Vegetationsentwicklung bei unterschiedlicher Störungsflächengröße in der Kernfläche 2 des Naturwaldes Königsbuche.
Angegeben wie in Tab. 2

	Bestand n = 14				Lücken n = 23				Flächenwurf n = 15			
	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001
Wurzelteller (mittlere Anzahl)	k.A.	0,2	0,2	0,2	k.A.	0,4	0,3	0,3	k.A.	1,6	1,6	1,6
liegende Stämme (mittlere Anzahl)	k.A.	0,8	0,9	0,9	k.A.	4,0	4,1	4,1	k.A.	7,4	7,4	7,4
Verhau insgesamt (%)	k.A.	1,1	1,1	1,1	k.A.	23,9	23,2	23,0	k.A.	38,0	34,3	34,3
davon lebende Kronenteile (%)	*k.A.*	*0,0*	*0,0*	*0,0*	*k.A.*	*2,7*	*0,7*	*0,3*	*k.A.*	*5,8*	*0,6*	*0,6*
Baumschicht (%)	55,4	78,6	79,3	79,3	46,1	57,4	60,4	60,2	2,5	6,4	6,5	6,5
Strauchschicht (%)	0,0	0,2	0,3	0,4	0,0	1,1	4,5	11,0	0,0	5,6	27,1	67,7
Feldschicht (%)	46,4	58,2	58,6	60,0	42,0	55,4	59,3	53,7	43,3	72,0	75,3	65,3
Kryptogamenschicht (%)	k.A.	1,4	2,8	3,2	k.A.	1,4	2,0	2,2	k.A.	3,2	4,2	4,2
mittlere Artenzahl/100 m² Strauchschicht	0,0	0,0	0,4	0,7	0,0	1,0	1,6	2,6	0,0	1,9	2,5	4,1
mittlere Artenzahl/100 m² Feldschicht	9,1	10,9	12,9	15,6	10,9	11,6	14,0	16,3	14,7	14,3	17,3	19,7
Gesamtartenzahl Strauchschicht	0	0	3	4	0	5	8	12	0	4	7	11
- davon mit >1% mittlerer Deckung	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*1*	*0*	*2*	*2*	*2*
Gesamtartenzahl Feldschicht	30	41	46	56	39	52	55	58	47	53	58	48
- davon mit >1% mittlerer Deckung	*4*	*5*	*6*	*7*	*2*	*4*	*7*	*9*	*4*	*6*	*6*	*6*
Deckungssumme Strauch- u. Feldschicht	22,8	70,5	68,7	68,4	22,1	68,8	74,8	73,3	28,4	99,0	127,1	158,4
- davon Schattenzeiger (L1-3)	*14,0*	*55,2*	*56,4*	*58,2*	*16,8*	*45,5*	*43,2*	*41,8*	*22,7*	*50,5*	*58,7*	*56,5*
- Lichtzeiger (L7-9)	*0,4*	*1,1*	*1,8*	*2,9*	*1,5*	*5,1*	*10,3*	*19,8*	*2,9*	*20,6*	*47,9*	*90,2*
- Frischezeiger (F4-6)	*21,7*	*68,6*	*65,7*	*64,4*	*20,2*	*63,5*	*63,2*	*51,6*	*25,0*	*76,8*	*73,8*	*59,2*
- Feuchtezeiger (F7-9)	*0,7*	*1,1*	*1,7*	*1,9*	*1,3*	*3,9*	*5,2*	*6,8*	*2,6*	*15,8*	*21,5*	*25,4*
- Mäßigstickstoffzeiger (N4-6)	*21,8*	*67,8*	*65,0*	*62,7*	*20,7*	*66,5*	*71,4*	*68,3*	*26,3*	*95,1*	*120,5*	*149,1*
- Starke Stickstoffzeiger (N7-9)	*0,3*	*0,5*	*0,7*	*0,9*	*0,5*	*1,1*	*1,5*	*1,6*	*1,2*	*2,8*	*4,4*	*5,6*
- Querco-Fagetea-Arten	*18,2*	*58,2*	*58,7*	*59,4*	*16,7*	*47,3*	*45,0*	*43,2*	*25,3*	*52,1*	*60,9*	*58,4*
- Epilobietea-Arten	*0,3*	*0,4*	*0,9*	*2,3*	*0,7*	*2,5*	*7,3*	*13,6*	*1,7*	*8,6*	*33,1*	*76,5*
- Artemisietea-Arten	*4,4*	*10,9*	*7,2*	*4,1*	*4,3*	*15,4*	*18,0*	*9,1*	*2,6*	*24,7*	*16,0*	*4,7*
- Bäume	*0,8*	*1,8*	*2,3*	*3,9*	*0,9*	*1,1*	*1,1*	*1,9*	*0,7*	*0,5*	*0,7*	*0,8*
- Sträucher	*0,2*	*0,3*	*0,7*	*1,5*	*0,4*	*1,8*	*6,4*	*14,2*	*0,9*	*8,3*	*34,0*	*76,4*
- Grasartige	*1,5*	*2,6*	*3,7*	*4,8*	*1,8*	*7,2*	*9,5*	*14,0*	*3,7*	*18,9*	*28,4*	*31,3*
- Krautige (ausser Farne)	*19,1*	*64,3*	*59,9*	*55,8*	*18,6*	*57,9*	*55,9*	*40,8*	*22,4*	*70,0*	*58,8*	*40,5*
- autochore Arten	*18,6*	*64,1*	*59,2*	*53,4*	*18,4*	*58,1*	*55,5*	*40,6*	*23,7*	*69,5*	*60,4*	*42,8*
- endozoochore Arten	*0,5*	*0,7*	*1,3*	*2,9*	*0,7*	*2,0*	*6,8*	*15,0*	*1,1*	*7,9*	*34,3*	*76,7*
- Arten mit langlebiger Samenbank (>5 J.)	*0,8*	*1,8*	*8,4*	*4,9*	*1,9*	*7,6*	*11,2*	*26,1*	*4,0*	*25,2*	*60,7*	*105,8*
- Arten mit kürzerfristiger Samenbank	*21,1*	*67,0*	*63,4*	*60,9*	*20,7*	*60,4*	*58,2*	*44,6*	*27,1*	*70,9*	*60,2*	*43,0*
grau unterlegt = Arten mit mindestens Verdoppelung/Halbierung des mittlere Deckungsgrades												
"+" = Arten mit weniger als 0,1% mittlerem Deckungsgrad; k.A. = keine Angabe möglich												
Baumschicht												
Fagus sylvatica B	55,4			78,9	46,1			59,8	2,5			6,5
Strauchschicht												
Rubus idaeus S				0,4				**10,4**				**65,7**
Sambucus racemosa S								0,4				**3,6**
Feldschicht												
Galeobdolon luteum	**1,1**	**1,4**		0,2			+	+	0,4			0,4
Impatiens parviflora	7,2	**12,5**	**8,3**	4,3	2,5	**16,4**	**18,3**	7,7	1,7	**25,0**	**14,7**	3,8
Oxalis acetosella	9,2	**48,9**	**48,9**	46,1	14,2	**39,9**	**34,9**	29,7	19,0	**42,0**	**41,0**	34,0
Juncus effusus	0,2	0,4	0,5	0,7	0,9	2,8	3,4	**5,0**	1,8	12,8	15,3	**16,4**
Athyrium filix-femina	0,4	0,6	0,9	0,9	0,3	0,7	1,2	**1,4**	0,6	2,3	5,3	**8,0**
Rubus idaeus F	+	0,3	0,4	0,9	0,3	0,5	1,4	**2,7**	0,5	1,4	5,1	**5,3**
Carex sylvatica	0,3	0,9	1,3	**1,9**	0,5	2,7	3,9	**6,1**	1,0	4,1	10,1	**11,7**
Galium odoratum	1,1	1,0	1,6	**4,1**	0,9	0,8	1,5	**2,2**	0,4	0,6	0,5	0,7
Milium effusum	0,4	0,7	0,8	**1,0**	0,3	0,4	0,8	**1,0**	0,2	0,1	0,3	0,2
Fagus sylvatica F	0,5	1,4	1,9	**3,2**	0,6	0,5	0,8	**1,2**	0,3	0,3	0,4	0,5
Gymnocarpium dryopteris	0,9	0,6	1,0	1,1	+	0,2	0,5	0,4	0,1	0,1	0,2	0,3

49%). Die übrigen Verbreitungstypen (v.a. Anemo- und Epizoochorie) reagieren kaum. Trotz teilweise zunehmender mittlerer Deckungssummen halten sie stabile, aber untergeordnete Anteile von 3–15% am Spektrum. Myrmekochorie spielt in der Königsbuche keine Rolle.

4.3.7. Samenbanktypen

In Abhängigkeit von der Störungsflächengröße erfolgt eine Ausbreitung von Arten mit langlebiger Samenbank (über 5 Jahre) und parallel dazu ein Rückgang von Arten mit kürzerfristiger Samenbank (Abb. 16 und Tab. 3). Am stärksten trifft das auf den Flächenwurf zu, wo die Arten mit langlebiger Samenbank innerhalb von vier Jahren von etwa 18 auf 67% Anteil am Gesamtspektrum expandieren, während Arten mit kürzerfristiger Samenbank von etwa drei Viertel Anteil auf ein Viertel zurückgehen. Die Lücken zeigen einen ähnlichen

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

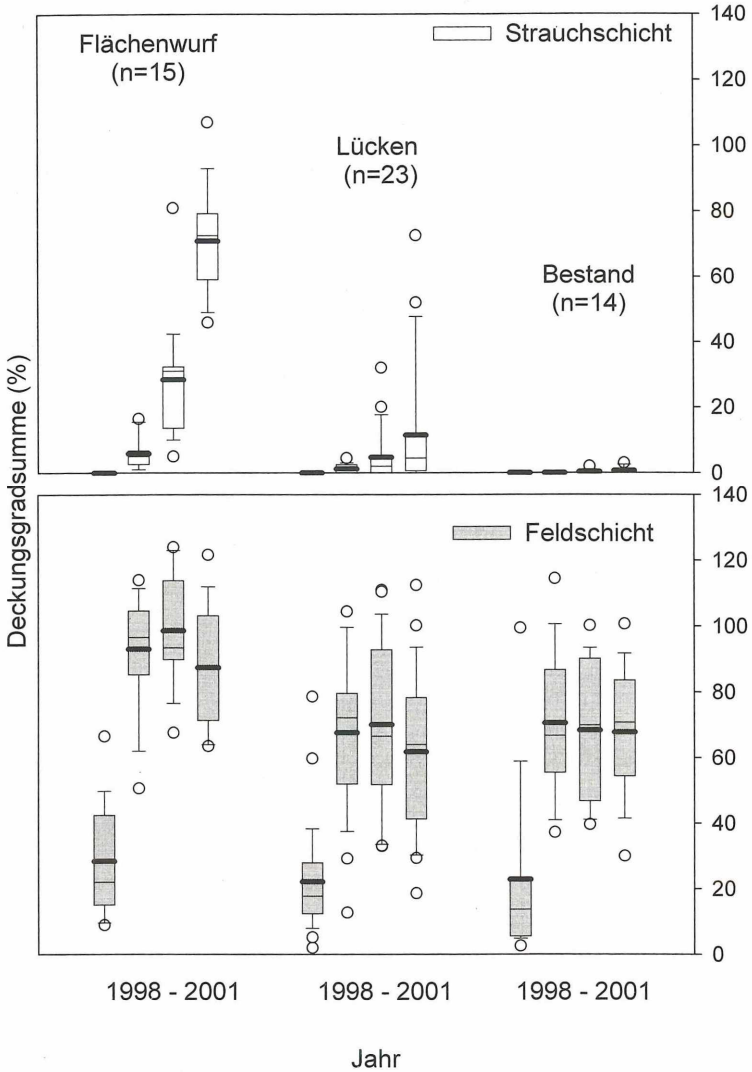


Abb. 11: Deckungsgradsummen der Strauchschicht (oben) und der Feldschicht (unten) im Naturwald Königsbuche bei unterschiedlicher Störungsflächengröße in den Jahren 1998–2001; Boxplot-Darstellung wie Abb. 2.

Trend, aber auf einem geringeren Niveau, so dass es hier nicht zur Dominanz von Arten mit langlebiger Samenbank kommt. Im Bestand gibt es dagegen kaum Veränderungen. Die genannten Tendenzen treffen absolut und relativ zu.

4.3.8. Zeigerarten

In Abb. 17 und Tab. 3 wird die Deckungsgradentwicklung von Zeigerarten nach ELLENBERG et al. (1992) dargestellt.

Lichtzeiger: Besonders in den gestörten Bestandesteilen nehmen Lichtzeiger (L7–9) absolut und relativ zu. Im Flächenwurf erweitern sie ihre Anteile am Spektrum von 13 auf 57%, in den Lücken von 10 auf 26%. Die Schattenzeiger (L1–3) gehen anteilmäßig entsprechend zurück (im Flächenwurf stärker als in den Lücken), bleiben vom Deckungsgrad her aber sta-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

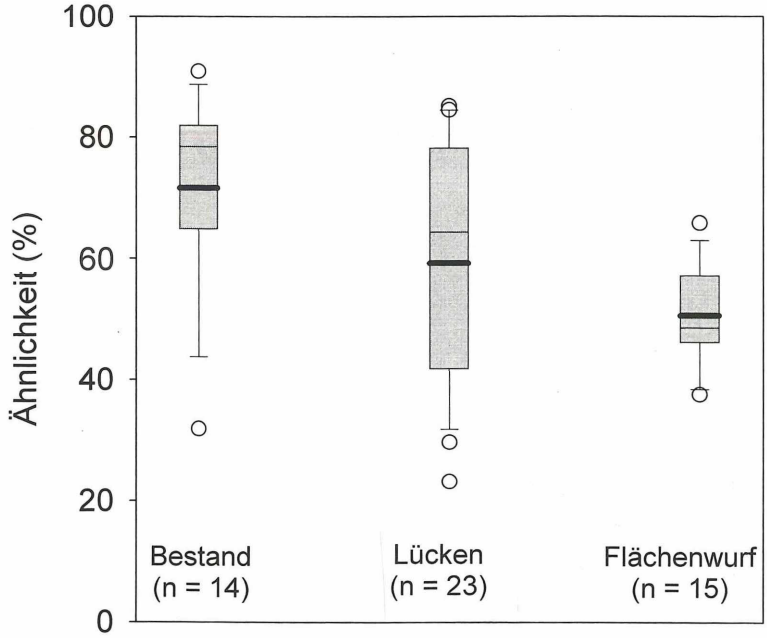


Abb. 12: Floristische Ähnlichkeit im Vergleich der Jahre 1999 und 2001 nach dem quantitativen Index Percentage Similarity (PIELOU 1984) im Naturwald Königsbuche bei unterschiedlicher Störungsflächengröße; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst; Boxplot-Darstellung wie Abb. 2.

bil und haben im Flächenwurf eine ähnliche Verbreitung wie im Bestand. Die randliche Beeinflussung des Bestandes drückt sich in einer geringfügigen Zunahme von Lichtzeigern aus. Arten mit mittleren Lichtzeigerwerten (L4–6) gehen in allen drei Varianten absolut und relativ zurück, wobei dies am stärksten im Flächenwurf zutrifft.

Feuchtezeiger: Sowohl absolut als auch relativ sind die Feuchtezeiger (F7–9) mit zunehmendem Störungsgrad immer stärker vertreten (z.B. 2001: Bestand: 3%, Lücken 9%, Flächenwurf 16% Anteil). Innerhalb der vier Untersuchungsjahre behält diese Gruppe aber gleichbleibende Abundanzanteile am Spektrum. Ein deutlicher Rückgang der nach wie vor dominierenden Frischezeiger (F4–6) zugunsten indifferenter Arten und Feuchtezeiger ist besonders im Flächenwurf (von 84 auf 37% Anteil), weniger deutlich in den Lücken (von 89 auf 72% Anteil) zu beobachten.

Stickstoffzeiger: Nach einem anfänglichen Rückgang von indifferenten Arten (von 1998 zu 1999) dominieren hier die Mäßigstickstoffzeiger (N4–6) mit über 90% Anteil in allen Jahren und in allen Störungsvarianten ohne nennenswerte Unterschiede.

4.4. Gehölzverjüngung im vierten Jahr nach dem Sturm

Dieser Auswertungsparameter wurde um zwei Varianten im Krücker erweitert („Bestand" eines Wirtschaftswaldes auf dem Plateau und „belassene Lücken" am Osthang), um beide Untersuchungsgebiete besser vergleichen zu können. Es ist zu vermuten, dass die Verjüngung vor dem Sturm in der heutigen Variante „Flächenwurf" ähnlich der in der heutigen Variante „Bestand" war, da die Untersuchungsflächen dicht beieinander liegen und auch vor dem Sturm keine Unterschiede in der waldbaulichen Situation bestanden. Das Artenspektrum der Baumarten-Naturverjüngung umfasst im Jahr 2001 in beiden Gebieten hauptsächlich die überall vorherrschende Buche, die aber je nach Variante durch Berg-Ahorn, Hainbuche, Birke, Stiel-Eiche, Salweide und Esche sowie durch minimale Anteile anderer Arten ergänzt wird (Abb. 18 und 19). Neben der Buchen-Dominanz in der Verjün-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

gung besteht eine weitere Gemeinsamkeit aller untersuchten Flächen in der sehr deutlichen Abnahme der Sämlingszahlen je ha vom Bestand (Königsbuche: 57 000/Krücker: 124 000) über die Lücken (11 000/54 000) zum Flächenwurf (1 500/4 700). Neben den höheren Verjüngungszahlen des Krückers gegenüber der Königsbuche besteht ein weiterer Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsgebieten in der prozentualen Beteiligung anderer Baumarten am Artenspektrum. Generell verliert die Buche in der Reihenfolge Bestand – Lücken – Flächenwurf immer mehr Anteile. Dies ist in der schon lange sich selbst überlassenen Königsbuche weniger ausgeprägt (Anteile wie 96 – 82 – 70%) als in dem ehemaligen bzw. derzeitigen Wirtschaftswald des Krückers (Anteile wie 96 – 66 – 53%). Weiterhin ist auffällig, dass die Birke als einzige Pionierbaumart mit 1 300 Sämlingen/ha nur im Krücker nennenswerte, aber keine dominanten Anteile (29%) an der Verjüngung des Flächenwurfes erreicht. Der starke Stückzahl-Gradient der Baumarten innerhalb der Störungsvarianten wird – wenn auch nicht sehr prägnant – in deren Deckungssummen bzw. Anteilen am Wuchsformenspektrum widergespiegelt (vgl. Abb. 6 und 14 sowie Tab. 2 und 3).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

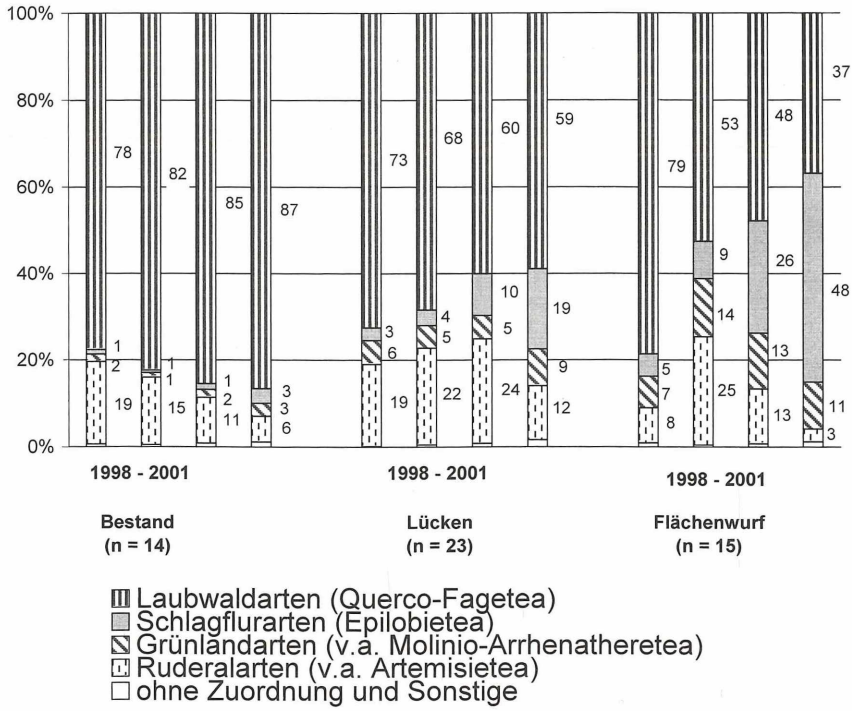


Abb. 13: Gewichtete Anteile von Kennarten verschiedener pflanzensoziologischer Klassen im Naturwald Königsbuche bei unterschiedlicher Störungsflächengröße in den Jahren 1998–2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst.

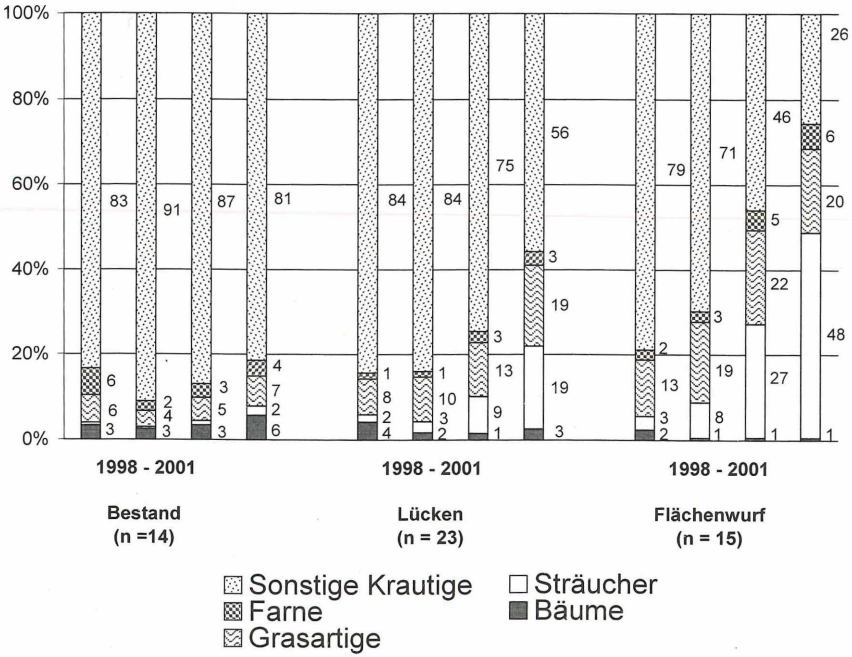


Abb. 14: Gewichtete Anteile der Wuchsformen im Naturwald Königsbuche bei unterschiedlicher Störungsflächengröße in den Jahren 1998–2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

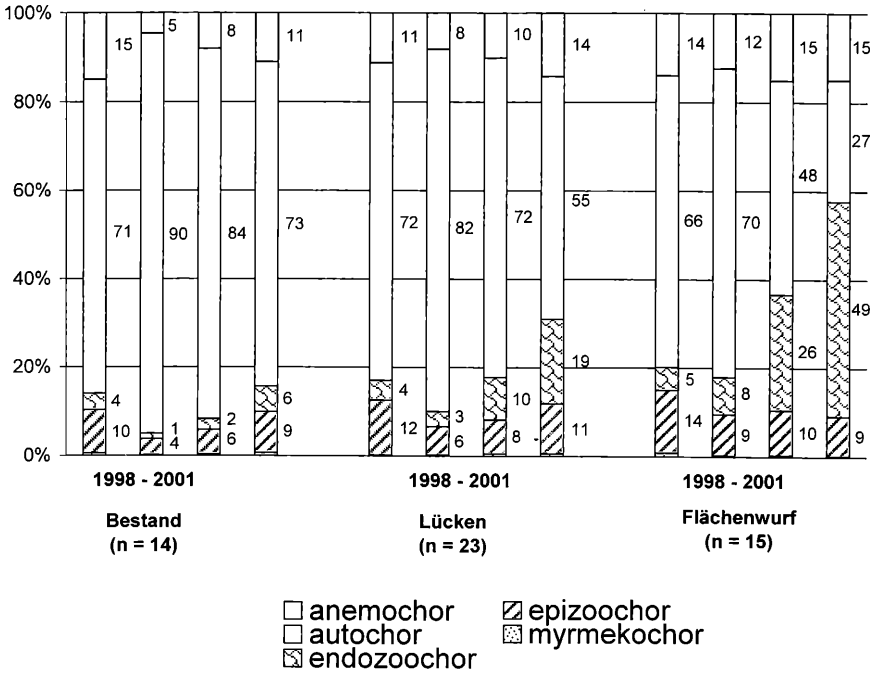


Abb. 15: Gewichtete Anteile der Ausbreitungstypen im Naturwald Königsbuche bei unterschiedlicher Störungsflächengröße in den Jahren 1998–2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst.

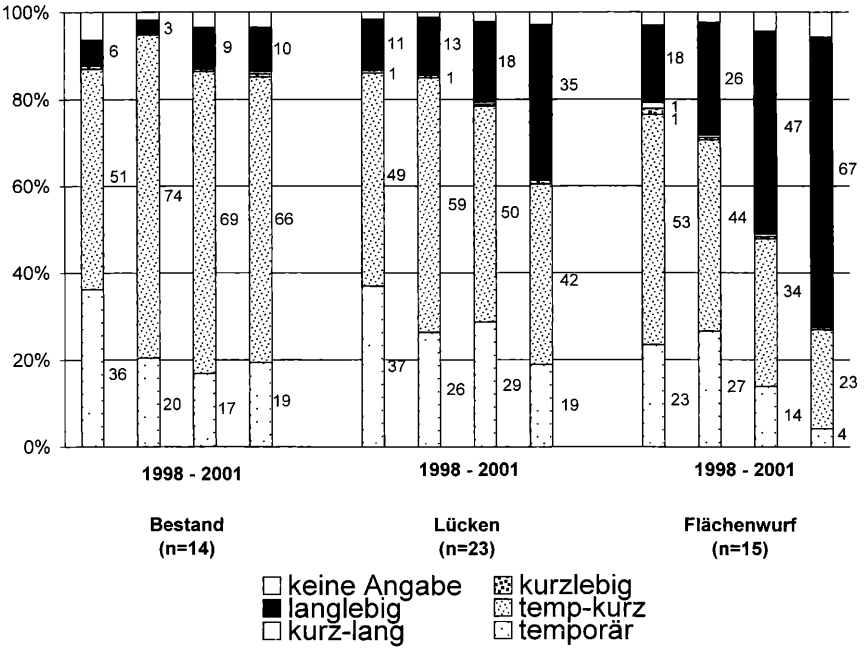


Abb. 16: Gewichtete Anteile der Samenbanktypen im Naturwald Königsbuche bei unterschiedlicher Störungsflächengröße in den Jahren 1998–2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

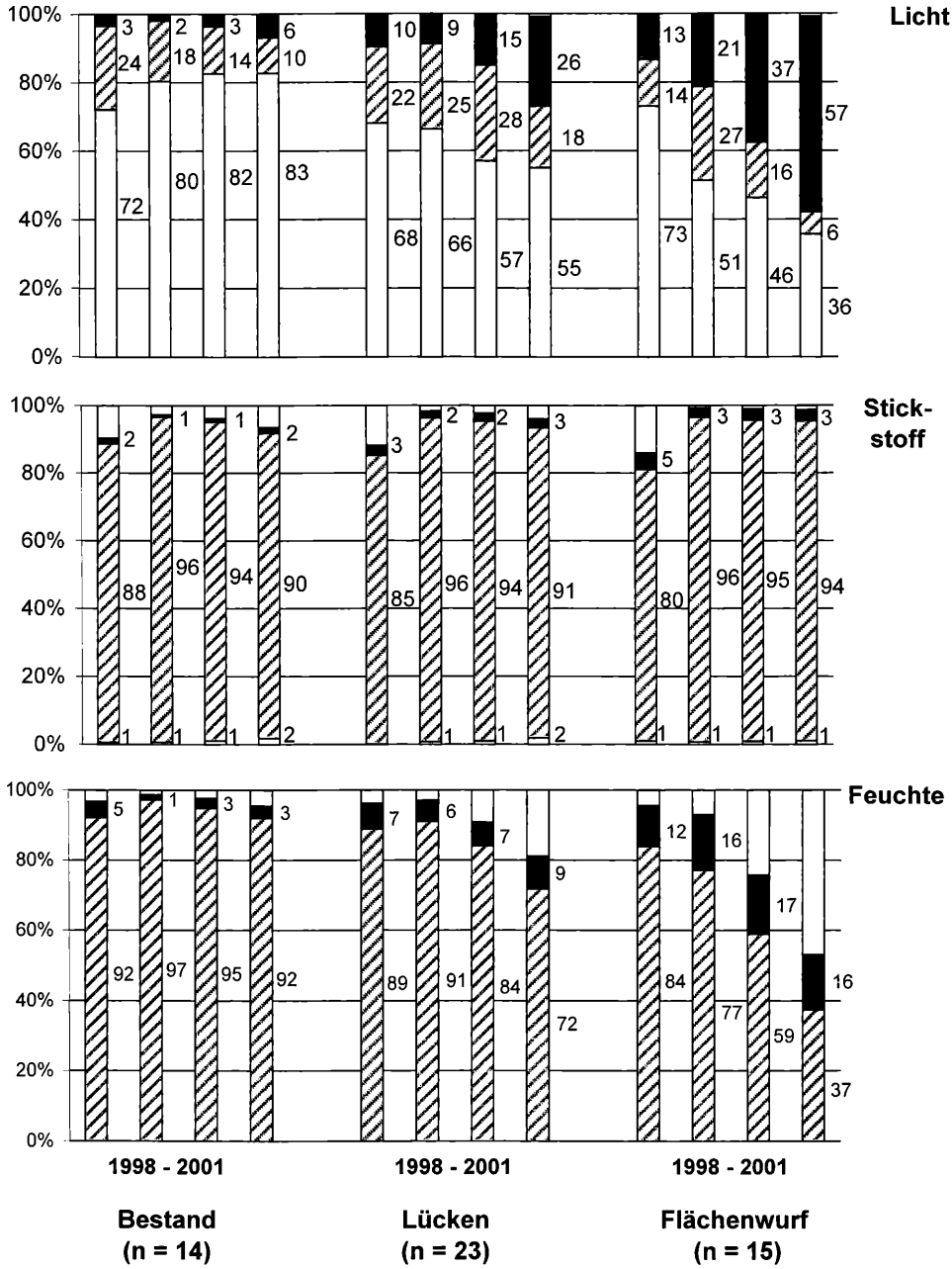
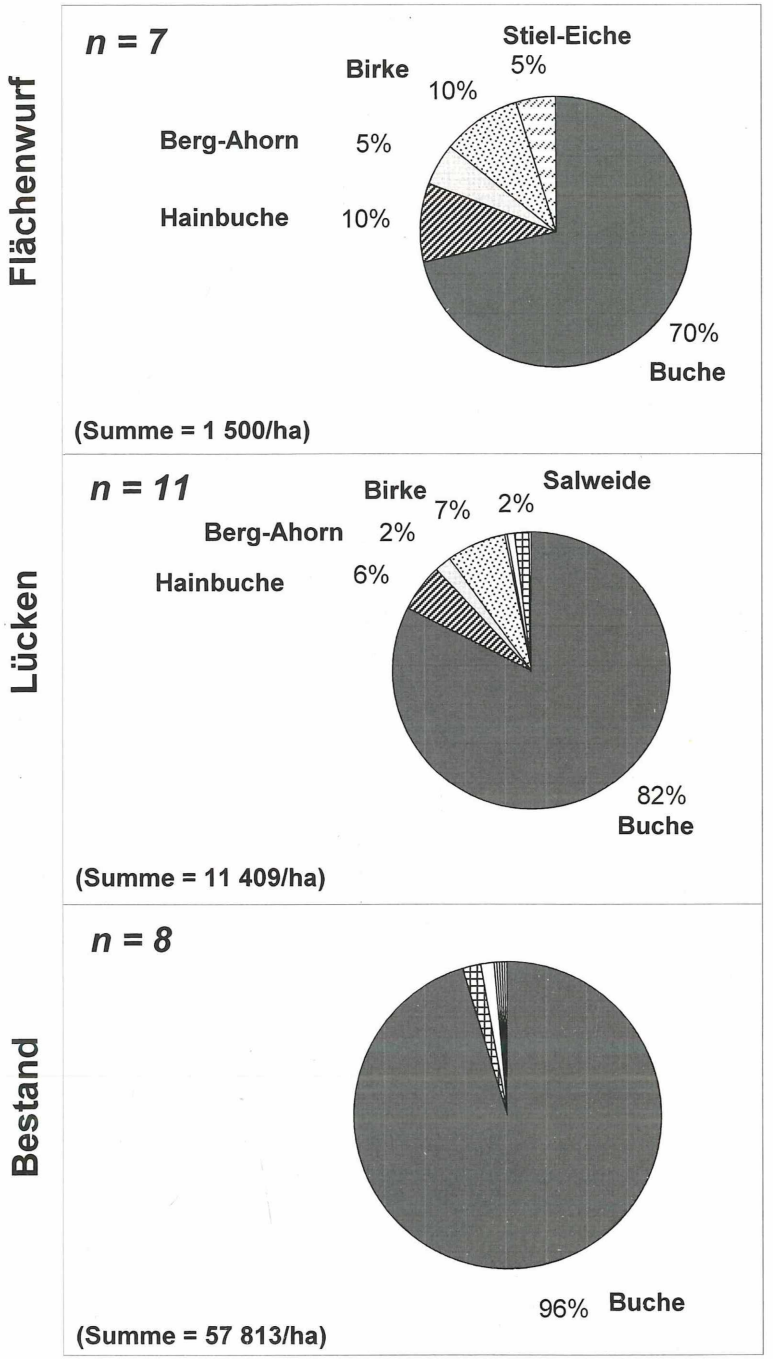


Abb. 17: Gewichtete Anteile ökologischer Zeigerwertgruppen im Naturwald Königsbuche bei unterschiedlichem Störungsgrad in den Jahren 1998–2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst; jeweils Zusammenfassung von drei Zeigerartengruppen sowie indifferente Arten.

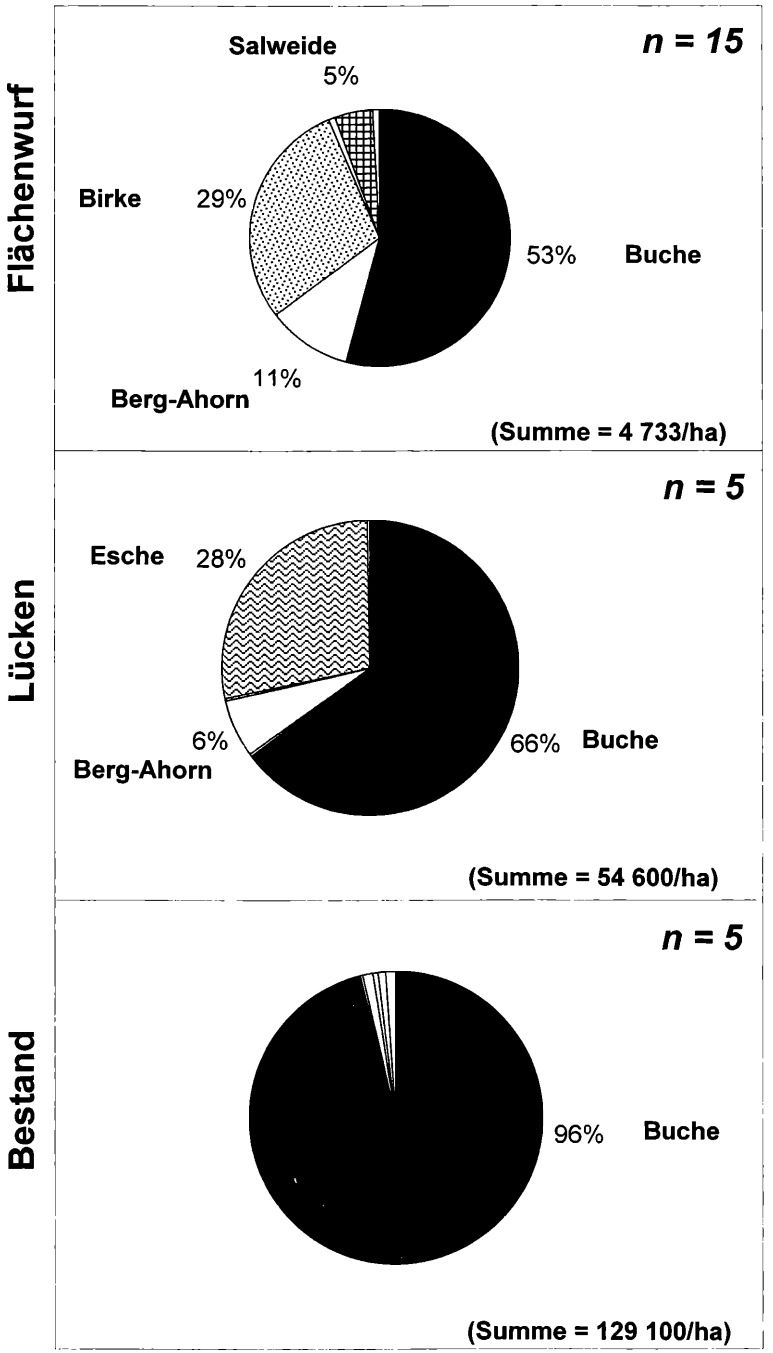
©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at



Königsbuche

Abb. 18: Prozentualer Anteil (Tortendiagramme) und Sämlingszahlen je ha (Angaben in Klammern) der Baumarten in der Naturverjüngung im vierten Jahr nach dem Windwurf (2001) im Naturwald Königsbuche bei unterschiedlicher Störungsflächengröße; Aufnahmeverfahren nach Niedersächsischer Forstlicher Versuchsanstalt (MEYER 2000).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at



Krücker

Abb. 19: Prozentualer Anteil (Tortendiagramme) und Sämlingszahlen je ha (Angaben in Klammern) der Baumarten in der Naturverjüngung im vierten Jahr nach dem Windwurf (2001) im Krücker bei unterschiedlicher Störungsflächengröße; Aufnahmeverfahren nach Niedersächsischer Forstlicher Versuchsanstalt (MEYER 2000).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

5. Diskussion und Ausblick

5.1. Erste Betrachtungsebene: Nutzungs- und Standortseinfluss

Wichtig für die Interpretation der Unterschiede zwischen den untersuchten Varianten sind die Nutzungsgeschichte des Bestandes vor dem Sturm und die erfolgte Räumung bzw. Belassung des Windwurfs. Der Flächenwurf des nicht bewirtschafteten Naturwaldes Königsbuche setzt sich anfangs (d.h. 1999) bei den meisten Parametern von den Varianten mit langjähriger forstlicher Nutzung ab. **30 Jahre Null-Nutzung** in der Königsbuche zeigen sich demnach in relativ geringen Artenzahlen sowie vergleichsweise geringen Abundanzanteilen an *Epilobietea*-Arten, Sträuchern, endozoochoren Arten, Arten mit langfristiger Samenbank über 5 Jahre sowie Licht- (L7–9) und Stickstoffzeigern (N7–9). Entsprechend hoch sind dort die Abundanzanteile an *Querco-Fagetea*-Arten, krautigen Arten, autochoren Arten, Arten mit temporärer bis kurzfristiger Samenbank (unter 5 Jahren) sowie an Schatten- (L1–3), Frische- (F4–6) und Mäßigstickstoffzeigern (N4–6).

Im vierten Jahr nach dem Sturm wird das Bild aller Windwurfflächen physiognomisch von ausgedehnten Himbeerfluren bestimmt. Die Königsbuche braucht allerdings eine gewisse Zeit, um sich dem Sukzessionsverlauf des Krückers und der geräumten Rotenberg-Flächen „anzugleichen" Dabei ist bemerkenswert, dass *Querco-Fagetea*-Arten sowie Frische- (F4–6) und Schattenzeiger (L1–3) im Flächenwurf aller vier Varianten nur relativ abnehmen, nicht aber absolut (Tab. 2). Auf sie wirkt sich der Beschattungseffekt der üppigen Strauchschicht vermutlich nicht negativ aus, der nach vier Jahren zu einer Stagnation oder gar zu einem Rückgang in der Feldschichtentwicklung führt. In den beiden belassenen Varianten könnten auch die Verhaudeckungen, die z.B. in der Königsbuche immerhin rund ein Drittel der Fläche ausmachen, dazu beitragen (Tab. 2 und 3). Die überwiegend krautigen und zu den *Artemisietea* gehörenden Ruderalarten werden spätestens nach vier Jahren zugunsten von meist strauchartigen *Epilobietea*-Arten wie Himbeere, Holunder und stellenweise Brombeere verdrängt (Abb. 6 und Tab. 2). Bemerkenswert erscheint bei den Windwurfgebieten im Harzvorland, dass der Artenzahlanstieg je 100 m² bis ins vierte Jahr nach dem Sturm anhält. Der stellenweise Rückgang der absoluten Artenzahl je Variante ab dem vierten Sukzessionsjahr kennzeichnet dagegen das baldige Ende dieses Trends und weist auf die Dominanz einiger weniger Arten hin. Nach WILMANNS et al. (1998) spielt in Kahlschlag- und Windwurfsukzessionen für diesen Artenzahlanstieg die Etablierung neuer Arten aus der Samenbank eine größere Rolle als die Einwanderung aus der Umgebung. Bei Fichten-Windwurf auf unterschiedlichen Standorten in Süddeutschland stellten SAYER & REIF (1998) bereits nach zwei Jahren das Maximum in der Artenzahlentwicklung fest. Rote-Liste-Arten sind zumindest bei den Gefäßpflanzen im Sukzessionsgeschehen von geringer Bedeutung und treten in den Varianten auch nicht unterschiedlich häufig auf.

Aus **Vergleichsuntersuchungen zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern** in Niedersachsen und Hessen (SCHMIDT & WECKESSER 2001) ist bekannt, dass auch in Wirtschaftswäldern ohne Windwurf die Strauchschicht einschließlich der Naturverjüngung stärker ausgebildet ist als in Naturwäldern, was auf das höhere Lichtangebot in durchforsteten Beständen zurückgeführt wird. Damit korrespondiert das anfangs sehr unterschiedliche Entwicklungsniveau der (Pionier-)Strauchschicht und die unterschiedlichen Abundanzanteile der starken Lichtzeiger (L7–9) in den fast benachbart liegenden Flächen des Naturwaldes Königsbuche und der geräumten Wirtschaftswald-Abteilung 1228 im Rotenberg. Der Krücker nimmt hier eine intermediäre Stellung ein. Es ist weiterhin auffällig, dass starke N-Zeiger (z.B. die beiden Holunderarten) im Naturwald Königsbuche schwächer vertreten sind als in den drei anderen Varianten mit langjähriger forstlicher Vornutzung. Nach den Untersuchungen von BRUNET et al. (1996), SCHMIDT (1999) und HÄRDTLE et al. (2001) sind Schlagflur-, Ruderal-, Grünland-, Heide- und Saumarten in Wirtschaftswäldern typischerweise stärker vertreten als in Naturwäldern, wo wiederum Laubwaldarten stärker dominieren. Bei den Windwurfgebieten im Harzvorland können diese Aussagen für die Schlagflur- und die Laubwaldarten bestätigt werden. Neben der bereits erwähnten Kronenauflichtung (verbessertes Lichtangebot) spielt weiterhin die Aktivierung der Samenbank von

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Störzeigern durch Bodenverwundungen nach forstlichen Eingriffen eine Rolle. FISCHER (1996) nennt u.a. die Samenbank und das Vorhandensein von Schlagflur- und Ruderalarten bereits vor dem Sturm als wichtige Einflußgröße der Windwurfsukzession und spricht in diesem Zusammenhang von regelrechter „Durchseuchung" langjähriger Wirtschaftswälder mit Störzeigern. Deshalb weisen Wirtschaftswälder bei ausschließlicher Betrachtung der Gefäßpflanzenflora eine vergleichsweise hohe Alpha-Diversität (Artenzahl je Flächeneinheit) auf. Die relative Arten„armut" des Naturwaldes Königsbuche erklärt sich dementsprechend aus der Tatsache, dass in Buchenwäldern der Optimalphase nach Nutzungseinstellung ein Artenrückgang insbesondere bei Schlagflur- und Ruderalarten einsetzt, der durch die enorme Konkurrenzkraft der Buche und ihre Schattenwirkung bedingt ist (BRUNET et al. 1996, LEUSCHNER 1997, MEYER 1995, SCHMIDT 1999 und 2002). Ein ganz anderes Bild ergibt sich in diesem Punkt allerdings, sobald man andere Organismengruppen in die Betrachtung mit einschließt. So ist beispielsweise die Bedeutung des Totholzreichtums, der in Naturwäldern stärker zu finden ist als in durchforsteten Wirtschaftswäldern, für eine artenreiche holzzersetzende Pilzflora unstrittig (GROSSE-BRAUCKMANN 1994, SCHLECHTE 2002).

Die geräumte Variante im Rotenberg ist bei vielen untersuchten Parametern ein Sonderfall, da sie sich im Beobachtungszeitraum nur wenig verändert. Himbeer- und Holundergebüsche waren vermutlich schon vor dem Windwurf infolge intensiver forstlicher Eingriffe, gepaart mit guter Nährstoffversorgung, etabliert.

Unterschiede zwischen belassenen und geräumten Flächen sind an folgenden Parametern festzumachen: 1. Die Artenzahlen sind bei belassenen Flächen geringer. 2. Die Abundanzanteile der krautigen Arten sind in belassenen Flächen höher. 3. Die Abundanzanteile von Arten mit temporärer bis kurzfristiger Samenbank unter 5 Jahren sind bei belassenen Flächen höher. 4. Die Deckungssummen und -anteile der Baumartenverjüngung sind in geräumten Flächen (vermutlich aufforstungsbedingt) etwas höher. Neben diesen Unterschieden lässt sich eine **Präferenz bestimmter Arten** für geräumte oder belassene Flächen ausmachen, die sich meist in höheren Deckungsgraden, weniger in exklusivem Vorkommen ausdrückt (Tab. 2). Beispiele für die Bevorzugung geräumter Flächen sind *Rubus fruticosus* agg., *Galeopsis tetrahit, Rumex obtusifolius, Poa angustifolia, Sambucus nigra* und *Urtica dioica*. Eher auf belassenen Flächen sind dagegen z.B. *Digitalis purpurea* und *Epilobium angustifolium* (im Krücker) sowie *Oxalis acetosella* (im Rotenberg) stärker vertreten. Allerdings gibt es auch Arten, die sich in diesem Punkt in beiden Untersuchungsgebieten genau entgegengesetzt verhalten oder die nur in einem Gebiet eine Rolle spielen (z.B. *Carex sylvatica, Agrostis capillaris, Sambucus racemosa*). Das als Störungszeiger in Wäldern geltende *Impatiens parviflora* hatte in drei von vier Varianten ein Deckungsgrad-Maximum im zweiten bzw. dritten Jahr nach dem Sturm. In den geräumten Flächen im Rotenberg bot vermutlich starke Strauchkonkurrenz von vornherein weniger Etablierungsmöglichkeiten für diese krautige Art. Ob die überall zu verzeichnende Zunahme von *Juncus effusus* ein vorrangiger Effekt räumungsbedingter Bodenverdichtung ist, bleibt fraglich. Denn auch in der belassenen Königsbuche erreicht diese Binse auf den z.T. stark tonigen und deshalb stauenden Buntsandsteinböden Deckungsgrade von bis zu 16% im vierten Jahr.

Unsere Untersuchungen auf Buchenwald-Standorten lassen bisher keine derart deutliche floristische und physiognomische Differenzierung zwischen geräumten und belassenen Flächen erkennen, wie sie beispielsweise von FISCHER & JEHL (1999) auf basenarmen Böden mit Fichte im Nationalpark Bayerischer Wald beobachtet wurden. Dort entwickelte sich eine Schlagflur und anschließend ein Birken-Pionierwald hauptsächlich auf den geräumten Flächen, während sich auf belassenen Flächen eine starke Fichtennaturverjüngung (also der Klimaxbaumart) einfand und die Schlagflurvegetation auf Wurzelteller beschränkt blieb. In Bergwäldern der Schweiz waren dagegen die Unterschiede zwischen geräumten und belassenen Fichten-Windwurfflächen deutlich schwächer ausgeprägt (LÄSSIG & SCHÖNENBERGER 1994). Von HETZEL & REIF (1998) wurde auf geräumten Windwurfflächen der Schwäbischen Alb eine auffällige Dominanz der nitrophytischen Himbeere festgestellt, was die Autoren auf verstärkte Bodenmineralisation nach Befahrung zurückführen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Vor dem Hintergrund überall etwa gleichstark ausgeprägter Himbeerfluren im vierten Jahr nach dem Sturm trifft das im Buchen-Windwurf des Harzvorlandes nicht zu. Diese Beispiele zeigen insgesamt, wie unterschiedlich die Entwicklung geräumter und belassener Windwurfflächen ausfallen kann (vgl. auch FISCHER et al. 1998).

5.2. Zweite Betrachtungsebene: Störungsflächengröße

In der Reihenfolge Bestand – Lücken – Flächenwurf steigen im Naturwald Königsbuche die mittleren Artenzahlen je 100 m² sowie die Deckungsgradsummen der Strauch- und teilweise auch der Feldschicht. Außerdem sind zunehmende Abundanzanteile an *Molinio-Arrhenatheretea*- und *Epilobietea*-Arten, Sträuchern, endozoochoren Arten, Arten mit langlebiger Samenbank über 5 Jahren sowie Feuchte- (F7–9) und Lichtzeigern (L7–9) zu verzeichnen. Entsprechend sind bei geringerer Störungsflächengröße höhere Abundanzanteile an *Querco-Fagetea*-Arten, Naturverjüngung der Baumarten, Krautigen, autochoren Arten, Arten mit temporärer bis kurzfristiger Samenbank unter 5 Jahren sowie Schatten- (L1–3) und Frischezeigern (F4–6) vorzufinden. Die floristische Ähnlichkeit zwischen 1999 und 2001 ist erwartungsgemäß im Flächenwurf am geringsten, im Bestand dagegen am höchsten. Bemerkenswert ist der entsprechend der Störungssituation auf drei unterschiedlichen Niveaus erfolgende kontinuierliche Artenzahlanstieg je Plot bis zum vierten Sukzessionsjahr (höchstes Artenzahlniveau bei höchster Störungsflächengröße). Die im vierten Jahr bereits wieder zurückgehende Gesamtartenzahl in der Variante „Flächenwurf" lässt die Dominanz einiger weniger Arten und die Sättigung des Artenpools erkennnen. Die für die Königsbuche typischen Frischezeiger (F4–6) werden besonders im Flächenwurf von indifferenten Arten und von Feuchtezeigern (F7–9) absolut und relativ zurückgedrängt, was bei letztgenannten edaphisch (Staunässe durch dichtlagerndes Ausgangsgestein nach UNKRIG 1997) und störungsbedingt (Wegfall der Transpiration der großen Bäume) erklärt werden kann. Die Ruderalarten bilden auch in der Königsbuche nur ein Zwischenstadium höchstens bis zum vierten Sukzessionsjahr, wobei diese Arten im geworfenen Teil der Kernfläche hauptsächlich von strauchartigen *Epilobietea*-Arten verdrängt werden, im nicht geworfenen Teil dagegen von *Querco-Fagetea*-Arten. Vor dem Hintergrund der zunehmenden Gesamtdeckungssummen verlieren einige Artengruppen zwar Anteile am Spektrum (v.a. im Flächenwurf *Querco-Fagetea*-Arten und Schattenzeiger), bleiben in ihren absoluten Abundanzen jedoch über die vier Untersuchungsjahre stabil.

Demgegenüber ist die Stickstoffversorgung offenbar kein geeigneter Parameter zur Beschreibung des Sukzessionsgeschehens. Der nach Windwurf normalerweise zu erwartende Mineralisationsschub (z.B. MELLERT et al. 1998) ist hier zwar nicht untersucht worden, er dürfte aber – wenn man die geringe Ausbreitung von starken Stickstoffzeigern (N7–9) in der unbewirtschafteten Königsbuche betrachtet – auch nur kurze Zeit eine Rolle gespielt haben. Gleichwohl hat sich eine starke Strauchschicht ausbilden können. Bei Lochhiebsexperimenten in einem bodensauren Buchenwald im Solling (BAUHUS 1994, BARTSCH et al. 1999) waren hohe Stoffausträge u.a. an Nitrat zu verzeichnen, die sich aber reduzierten, nachdem sich eine üppige Feldschicht entwickelte. Somit konnte die wichtige Zwischenspeicherfunktion der Vegetation für Nährstoffe festgestellt werden. Nach MELLERT et al. (1998) und BARTSCH et al. (1999) werden durch Deckungsgrade der Waldbodenvegetation von mindestens 40–50% Stoffausträge unter Kronenauflichtungen stark eingedämmt. Dabei spielt es keine Rolle, ob diese Bodenvegetation aus Baumartenverjüngung, Sträuchern oder Krautigen besteht bzw. ob es sich um ausgesprochene Stickstoffzeiger handelt. *Rubus idaeus* als die dominanteste Art im Sukzessionsgeschehen vieler Untersuchungsflächen im Harzvorland ist nach ELLENBERG et al. (1992) mit dem N-Zeigerwert 6 eher als Mäßigstickstoffzeiger einzuschätzen.

5.3. Waldregeneration und Naturverjüngung

Königsbuche und Krücker können in den Varianten „Bestand" und „Lücken" im vierten Sukzessionsjahr (2001) als relativ verjüngungsreich eingeschätzt werden, wenn man die von

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

BURSCHEL & HUSS (1997) als ausreichende Sämlingsdichte angegebenen 5 000–10 000 Stück/ha (gültig für Buche) zu Grunde legt. Mit zunehmender Störungsflächengröße nehmen aber in beiden Untersuchungsgebieten die Sämlingszahlen stark ab, wobei die Buche als Klimaxbaumart Anteile am Artenspektrum der Naturverjüngung verliert. Im Flächenwurf führt die Konkurrenz der Sträucher, vermutlich auch der Grasartigen im Moment noch zu einer Hemmung der jungen Bäume, so dass man – gemessen an o.g. Richtwert – in der Königsbuche nicht mehr und im Krücker gerade noch von einer gesicherten Naturverjüngung sprechen kann. Während bei lückiger Störung nur eine geringe Beeinflussung der Baumartenverjüngung durch konkurrierende Vegetation zu bestehen scheint, trifft dies für den Flächenwurf nicht mehr zu.

Einen ähnlichen Stückzahlgradienten vom Bestand hin zum Flächenwurf fand bereits LEMKE (2001) im September 1999 an insgesamt 28 im gesamten Reservat systematisch verteilten Gitternetzpunkten in der Königsbuche. Damals wurden deutlich höhere Stückzahlen gefunden als zwei Jahre später in Kernfläche 2. Der Bestand war dabei mit 80 500/ha (96% Buchenanteil), die Lücken mit 33 000–43 000/ha (85 bzw. 79% Buchenanteil) und der Flächenwurf mit 19 500/ha (97% Buchenanteil) notiert worden. Dieses Resultat zeigt ähnliche Relationen wie die von FULL (1999) im Jahr 1998 auf der benachbart liegenden Kernfläche 1 durchgeführte Verjüngungsinventur, bei der in den nicht oder wenig gestörten Bestandesteilen (nicht weiter differenziert) etwa 13 000 Sämlinge/ha (93% Buchenanteil) und in einer älteren Windwurflücke 8 800 Sämlinge/ha (77% Buchenanteil) gefunden wurden.

Die im Krücker und der Königsbuche vorgefundene Verjüngungssituation unterscheidet sich im Flächenwurf sehr deutlich von der auf basenreichen Standorten wie z.B. im benachbarten Waldgersten-Buchenwald auf Dolomit im Hainholz (KOMPA & SCHMIDT 2001, 2002; SCHMIDT 2002), auf den Kalkstandorten der Schwäbischen Alb (HETZEL & REIF 1998) oder im Basaltbuchenwald des Weiherskopfes im Vogelsberg (WILLIG 1994 und 2002, KEITEL 1999). In gut wasser- und nährstoffversorgten Geländepartien blieben dort Ruderal- und Schlagfluren sowie Pionierwälder weitestgehend aus. Stattdessen entwickelte sich innerhalb kürzester Zeit die Naturverjüngung der Klimaxbaumarten massiv, wobei es zu einer vorübergehenden Dominanz von Esche und teilweise anderen Edellaubhölzern gegenüber der Buche gekommen ist. Dies kennzeichnet aber lediglich eine zwischenzeitliche Pionierrolle u.a. der Esche, während die unterständige, aber reichlich vorhandene und gut entwickelte Buche nach etwa 35 Jahren wieder dominieren dürfte (ZÜGE 1986).

Eine solch rasante Walderneuerung kann man im Flächenwurf der hier untersuchten Buntsandsteingebiete nicht beobachten, stattdessen besteht eine Abhängigkeit der Wiederbewaldungsfähigkeit von der Größe der geworfenen Bestandesfläche. Die Bedeutung der Störflächengröße und ihrer Ausformung wird auch von MÖSSNANG & KÜHNEL (1999) für bayerische Fichten-Windwurfgebiete betont. Die Autoren nennen unter den dortigen Verhältnissen maximal ein bis zwei Stammlängen Entfernung vom Bestandesrand bzw. 1–2 ha maximale Flächengröße als Eckdaten für eine ausschließlich auf Naturverjüngung basierende Bestandesneugründung.

Eine **Vergleichsmöglichkeit** bieten weiterhin die Untersuchungsergebnisse aus **experimentellen Lochhieben**, bei denen allerdings längere Zeiträume von 8–10 Jahren betrachtet werden. So beobachteten BARTSCH et al. (1999) und BARTSCH & VOR (2000) in den unbehandelten Lochhieben des bodensauren Buchenwaldes im Solling (*Luzulo-Fagetum*) eine zeitverzögerte Besiedlung mit Buchen-Naturverjüngung, welche etwa ab dem fünften Jahr nach der Auflichtung dominierende Krautschicht-Deckungsgrade und Sämlingszahlen von etwa 50 000–120 000/ha erreichte. Krautige Vegetation entwickelte sich dagegen kaum. Ebenso fanden LAMBERTZ & SCHMIDT (1999) bei Lochhiebsexperimenten auf Buntsandstein im Solling (Lückendurchmesser bis zu einer Baumlänge) etwa acht Jahre nach der Auflichtung Verjüngungszahlen ausschließlich der Buche von durchschnittlich 110 000/ha bei Deckungsgraden um die 80%. Im Gegensatz zum Harzvorland war hier der angrenzende Bestand ungefähr genauso reich an Buchensämlingen wie die aufgelichteten Flächen, die krautige Vegetation war mit 3% Gesamtdeckung äußerst schwach entwickelt. Verglichen damit sind die Windwurflücken des Krückers und der Königsbuche mit rund 35 000 bzw.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

9 000/ha relativ arm an Sämligen, aber reich an krautiger Vegetation. Ausserdem ist hier die Buche weniger dominant. Der hohe Eschenanteil in den belassenen Lücken am Krücker-Osthang ist standörtlich zu erklären, da hier bereits eine Übergangszone zum benachbarten Zechsteingebiet des Hainholzes verläuft.

Experimentelle Lochhiebe auf basenreicheren Standorten unterscheiden sich bezüglich der Verjüngungszahlen kaum von denen auf Buntsandstein, wohl aber bezüglich der Baumartenzusammensetzung. LAMBERTZ & SCHMIDT (1999) fanden im Göttinger Wald auf Muschelkalk in Lücken 120 000 Sämlinge/ha (30% Buchenanteil) und im angrenzenden Bestand sogar 180 000/ha (12% Buchenanteil). Im Göttinger Wald und am Ossenberg (Dransfelder Hochfläche) ermittelte HORN (2002) ebenfalls auf Muschelkalk etwa 60 000–120 000 Sämlinge/ha bei einem standörtlich unterschiedlichen Buchenanteil zwischen 20 und 64%. Edellaubhölzer (v.a. Esche) erreichten in beiden Untersuchungen sehr hohe Anteile. Sämlingsdichte und Baumartenverhältnis zwischen Buche und Edellaubhölzern stimmen wiederum mit Beobachtungen aus Windwurfgebieten basenreicher Standorte überein.

Als **Fazit** bleibt die standörtlich unterschiedliche Waldsukzession in Buchen-Windwurfgebieten festzuhalten. Auf basenreichen Standorten erfolgt die Waldregeneration im Sinne der Klimaxgesellschaft bei guter Wasser- und Nährstoffversorgung unabhängig von der Störungsflächengröße, ohne Pionierstadien und mit hoher Geschwindigkeit aus der Naturverjüngung. Auf basenarmem Buntsandstein dagegen spielt die Störungssituation durchaus eine Rolle, was sich bei abnehmender Kronenüberschirmung in ausgedehnten Pionierstrauchfluren, in sinkenden Verjüngungszahlen und sinkenden Anteilen der Klimaxbaumart Buche ausdrückt, obwohl diese weiterhin dominiert. In unseren Untersuchungsgebieten ist es fraglich, ob sich ausgedehnte Pionierwälder etablieren werden, da lediglich im Flächenwurf des Krückers die Birke eine gewisse Rolle spielt.

5.4. Windwurfsukzession vor dem Hintergrund des Mosaik-Zyklus-Konzeptes in Buchenwäldern

Nach Untersuchungen aus slowakischen Urwäldern, deutschen Naturwaldreservaten und den bereits erwähnten Lochhiebsexperimenten ist davon auszugehen, dass in Buchenwäldern die Waldregeneration in kleineren Lücken (ca. 300 bis max. 2000 m²) unter maßgeblicher Beteiligung der Buche oder völlig buchendominiert abläuft, langfristige krautige Zwischenstadien bzw. Pionierwälder weitestgehend oder völlig ausbleiben und sich auch die Artendiversität nur geringfügig erhöht (GRIESE 1995; KNAPP & JESCHKE 1991; KORPEL 1995; MEYER 1995; SCHMIDT 1996, 1997, 1998; SCHMIDT et al. 1996). Der von REMMERT (1991) postulierte Mosaikzyklus mit Beispielen aus den Tropen (völlige Vernichtung der Schattenzeiger in treefall gaps) bzw. aus dem Bialowieza-Urwald in Nordostpolen (10 Jahre langen Brennessel-Dominanz in Windwurflücken) konnte für Buchenwälder in Deutschland nicht bestätigt werden. Es erfolgt auch kein Absterben der Buchen und damit eine Vergrößerung der Windwurfflächen infolge Sonnenbrandes an den Lückenrändern.

Wie verhält es sich nun aber mit großflächigen Störungen? Nach den vorliegenden Untersuchungen aus dem Harzvorland kommt es nach Buchen-Windwurf auf Buntsandstein **einerseits** zu einer Erweiterung des Arteninventars sowie zu teilweise massiven Dominanzverschiebungen. Offensichtlich ist diese Veränderung auch umso stärker, je größer die gestörte Fläche ist. Somit könnte man vermuten, dass die Windwurfsukzession auf Buntsandstein zumindest bei großflächiger Störung dem Modell des Mosaik-Zyklus-Konzeptes schon näherkommt. **Andererseits** bleibt aber die Dominanz der Klimaxbaumart Buche in der Verjüngung prinzipiell bestehen, behalten Schattenzeiger, Frischezeiger und typische *Querco-Fagetea*-Arten konstante Deckungssummen unter den üppig entwickelten Himbeerfluren und findet ein Artenwechsel nicht statt. Ein 20jähriges Stauden- und Grasstadium und ein daran anschließendes ca. 200jähriges Pionierbaumstadium (REMMERT 1991) sind auch hier unwahrscheinlich. Die im Rotenberg und im Krücker ablaufenden Sukzessionen erinnern bisher – mit einiger Verkürzung im zeitlichen Verlauf und Abwandlung in der Artenzusammensetzung – an die Vegetationsentwicklung auf einem geräumten Buchenwald-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Kahlschlag (*Hordelymo-Fagetum*), wie sie von DIERSCHKE (1988) im Göttinger Wald beobachtet wurde. Dort wechselten jeweils mehrjährige Pionierkraut-, *Rubus*-Gebüsch- und Birken-Vorwaldstadien einander ab, bei denen aber ähnlich wie im Harzvorland ein Grundstock typischer Waldarten unter Himbeere und Birke überdauerte und die Buchenverjüngung langfristig zunahm. Noch weniger lässt sich das Mosaik-Zyklus-Konzept mit der Windwurfsukzession auf basenreichen Standorten stützen, wo die Waldregeneration selbst bei flächenhafter, mehrere Hektar großer Störung ohne Zwischenstadien aus der Naturverjüngung der Klimaxbaumarten heraus erfolgt und ein Baumartenwechsel nicht stattfindet (WILLIG 1994, 2002; HETZEL & REIF 1998; KEITEL 1999; KOMPA & SCHMIDT 2001, 2002; SCHMIDT 2002).

Die Sukzession gestörter mitteleuropäischer Buchenwälder sollte man vor diesem Hintergrund eher als **zwischenzeitliche Überlagerung** des ursprünglichen Artenspektrums und seiner Abundanzen durch Schlagflur- und Ruderalarten interpretieren, weniger als zyklische Abfolge von unterschiedlichen Artenkombinationen. Richtig ist allerdings auch, dass diese Überlagerungen standortabhängig unterschiedlich lange andauern. In diesem Zusammenhang kommt LEUSCHNER (1994, 1997) zu dem Schluss, dass auf basenarmen Standorten und in stark fragmentierten Landschaften die Waldregeneration nach Störung langsamer verläuft und durchaus Baumartenwechsel auftreten können. Aus süddeutschen Windwurfgebieten mit ehemaliger Fichten- oder Mischwaldbestockung wurden sowohl länger andauernde Schlagflur- und Vorwaldstadien z.T. mit verjüngungshemmender Vegetation beschrieben (HETZEL & REIF 1998, BAUER 2001, MÄRKL & EGLSEER 2001), andererseits aber auch die direkte, langsame Regeneration des montanen Fichtenwaldes auf belassenen Windwurfflächen im Bayerischen Wald (FISCHER & JEHL 1999). Vor dem Hintergrund der andersartigen Vorbestockung sind Parallelen zum Buchen-Windwurf des Harzvorlandes aber nur eingeschränkt möglich.

Möglicherweise lässt sich für mitteleuropäische Buchenwälder ein **standortsabhängiger Gradient** postulieren, der eine Abnahme des Regenerationsvermögens und der Wiederbewaldungsgeschwindigkeit (im Sinne der Klimaxgesellschaft) von frischen, basen- und nährstoffreichen Standortsverhältnissen hin zu (trockenen?) sauer-armen Bedingungen beinhaltet. Dabei nimmt in derselben Richtung die Bedeutung der Störungsflächengröße zu. Trotzdem sollte man im Einzelfall immer berücksichtigen, dass Faktoren wie die Zusammensetzung des Vorbestandes und der Vorausverjüngung, das Ausmaß an Bodenstörung, der Umfang und die Qualität der Samenbank, die langfristige Präsenz von Störzeigern in der Krautschicht auch schon vor dem Sturm sowie die Erreichbarkeit der Flächen für Diasporen (Entfernung entsprechender Samenbäume) einen maßgeblichen Einfluss auf die Windwurfsukzession haben (FISCHER 1996, HETZEL & REIF 1997).

5.5. Waldbaulicher Ausblick

Geschwindigkeit und Qualität der natürlichen Wiederbewaldung nach Windwurf sind entscheidende Faktoren, auf deren Kenntnis die Entwicklung möglichst naturnaher Waldbaukonzepte in Zukunft beruhen muss. Die seit den „Lothar"-Windwürfen von 1999 immer stärker erhobene Forderung nach einem Abwarten und Überprüfen der Verjüngungsentwicklung in Sturmwurfgebieten (z.B. BROGGI 2000, LÄSSIG 2000, WILLIG 2001) ist ökologisch und ökonomisch sinnvoll, um teure Aufforstungen auf ein notwendiges Maß zu beschränken. Schließlich stellt Sturmwurf in mitteleuropäischen Wäldern die wichtigste natürliche Störgröße dar (FISCHER 1996) und ist in Zukunft immer wieder zu erwarten. Es wird natürlich auch immer Wirtschaftswälder geben, in denen nach Windwurf geräumt und aufgeforstet werden muss – sei es wegen zu befürchtender Schädlingskalamitäten (z.B. bei Fichtenwindwurf), wegen ohnehin schon geplanter Waldumbaumaßnahmen oder einfach wegen zu geringer Verjüngungsvorräte. Abhängig von Standort, Vorbestand, Verjüngungsvorrat und zu erwartendem Verkaufserlös kann aber eine völlige oder teilweise Belassung bzw. eine Teilaufforstung unter Einbeziehung vorhandener Sämlinge zu naturnähreren und kostengünstigeren Ergebnissen führen als das konventionelle Herangehen (LÄSSIG & SCHÖNENBERGER 1993, SCHMIDT-SCHÜTZ & HUSS 1997, FLÖSS 2001). In

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Baden-Württemberg ist deshalb geplant, auf etwa zwei Dritteln der Lothar-Sturmwurfflächen die Bestandesneugründung überwiegend oder ausschließlich über Naturverjüngung erfolgen zu lassen (ALDINGER et al. 2001). Während auf basenreichen, tiefgründigen sowie gut wasser- und nährstoffversorgten Standorten die schnelle natürliche Wiederbewaldung unabhängig von der Störungsflächengröße nicht in Frage steht, dauert sie auf basenarmen Buntsandsteinböden zumindest bei großflächigem Windwurf länger. In Zukunft könnte die Aufforstung auf diese Standorte und Ausgangssituationen beschränkt bleiben. Lückiger Buchen-Windwurf dagegen besitzt auch auf relativ saurem Boden immer noch genug eigenes Wiederbewaldungspotenzial und bedarf der menschlichen Nachhilfe offensichtlich nicht.

Danksagung

Im Rahmen von Diplom- und Praktikumsarbeiten erhoben Dipl.-Biol. Stefanie Wild, Dipl.-Forstw. Marcus Lemke und Dipl.-Umweltwiss. Arkadiusz Szurman die hier verwendeten Daten für einen Teil der Flächen und Untersuchungsjahre. Bei den Geländearbeiten half Herr Heiko Rubbert tatkräftig mit. Für die Laboruntersuchungen haben Frau Andrea Bauer, Frau Martina Knaust und Herr Andreas Parth sowie für die vegetationskundlichen Auswertungen Dipl.-Forstw. Marcus Lemke wertvolle Beiträge geleistet. Herr Thomas Bernd von der Unteren Naturschutzbehörde Osterode a.H. hat uns von amtlicher Seite aus unterstützt. Herr Prof. John H. Rumely (Bozeman, Montana) sah das Abstract kritisch durch. Ihnen allen sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Literatur

AD HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (Edit.)(1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. – Göttingen: 392 S.

ALDINGER, E., BROCKAMP, U., HAUSCHILD, R., ULRICH, T. (2001): Sukzession nach Sturmwurf – Ergebnisse nach Wibke und Lothar. – Schriftenr. Freibg. Forstl. Forschung 18: 31–39.

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (Edit.)(1985): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. – Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup: 170 S.

– (1996): Forstliche Standortsaufnahme. 5. Aufl. – IHW-Verlag, Eching: 352 S.

BARTSCH, N., BAUHUS, J., VOR, T. (1999): Auswirkungen von Auflichtung und Kalkung auf das Sickerwasser in einem Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. – Forstarchiv 70: 218–223.

BARTSCH, N., VOR, T. (2000): Gap Processes in an Acid Mor Beech Forest Ecosystem in the Solling. – Unveröff. Exkursionsführer Univ. Göttingen, Institut für Waldbau I: 17 S.

BAUER, E.-M. (2001): Populationsbiologische und pflanzensoziologische Untersuchungen im Bereich des Sturmwurf-Bannwaldes „Silbersandgrube". – Schriftenr. Freibg. Forstl. Forschung 32: 5–53.

BAUHUS, J. (1994): Stoffumsätze in Lochhieben. – Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme Univ. Göttingen (Reihe A) 113: 1–181.

BROGGI, M.F. (2000): Wird die Bedeutung der Forschung nach „Vivian" und „Lothar" unterschätzt? – Inf.bl. Forsch.ber. Wald (Eidg. Forschungsanstalt WSL Birmensdorf) 2: 1–5.

BRUNET, J., FALKENGREN-GRERUP, U., TYLER, G. (1996): Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. – For. Ecol. and Managem. 88: 259–272.

BURSCHEL, P., HUSS, J. (1997): Grundriß des Waldbaus. 2. Auflage. – Pareys Studientexte 49: 1–487, Berlin.

CONRAD, T. (1997): Vergleich von Vegetation und Kationengehalten der Böden der Gipsbuchenwälder im NSG Hainholz (Osterode am Harz) und des NSG Ochsenburg-Ziegelhüttental (Kyffhäuser). – Dipl. Arb. Univ. Göttingen, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften: 108 S.

DIERSCHKE, H. (1988): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. IV. Vegetationsentwicklung auf langfristigen Dauerflächen von Buchenwald-Kahlschlägen. – Tuexenia 8: 307–326.

EBER, W. (1972): Über das Lichtklima von Wäldern bei Göttingen und seinen Einfluß auf die Bodenvegetation. – Scripta Geobotanica 3: 1–150.

EBERT, K.-H., BÜCKING, W. (2001): Bildberichte Bannwälder „Silbersandgrube", „Fohlenhaus", „Bayerischer Schlag". – Schriftenr. Freibg. Forstl. Forschung 32: 54–60.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

ELLENBERG, H., WEBER, H., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scripta Geobotanica 18: 1–258.
FISCHER, A. (1996): Forschung auf Dauerbeobachtungsflächen im Wald – Ziele, Methoden, Analysen, Beispiele. – Archiv für Nat.-Lands. 35: 87–106.
– (Edit.) (1998): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. – ecomed, Landsberg: 427 S.
– (2001): Modellierung der Vegetationsdynamik in Wäldern. Simulationsmodelle in der forstlichen Vegetationskunde. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 13: 169–182.
FISCHER, A., HONOLD, A., REIF, A., FUNKE, W., BÜCKING, W. (1998): Die Sturmwurf-Biozönosen in der Startphase der Bestandesentwicklung. – In: FISCHER, A. (Edit.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. – ecomed, Landsberg: 427 S.
FISCHER, A., JEHL, H. (1999): Vegetationsentwicklung auf Sturmwurfflächen im Nationalpark Bayerischer Wald aus dem Jahre 1983. – Forstl. Forschungsber. München 176: 93–101.
FISCHER, A., MÖSSMER, R. (Edit.)(1999): Forschung in Sturmwurf-Ökosystemen Mitteleuropas. Seminar des Fachgebietes Geobotanik und der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. – Forstl. Forschungsber. München 176: 150 S.
FLÖSS, M. (2001): Struktur und Dynamik der sukzessionsgestützten Wiederbewaldung. – Allg. Forstzeitschr. 20: 1040–1041.
FRANK, D., KLOTZ, S., WESTHUS, W. (1990): Botanisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. 2. Aufl. – Wiss. Beiträge Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg 32(P41): 1–167.
FULL, J. (1999): Die Verjüngung im Naturwaldreservat „Königsbuche" im ersten Jahr nach dem Sturm von 1997. – Dipl. Arb. Univ. Göttingen, Fak. Forstwiss. u. Waldökologie: 82 S.
GRIME, J.P., HODGSON, J.G., HUNT, R. (1989): Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. – Unwin Hyman, London: 742 S.
GRIESE, F. (1995): Zur Konkurrenz von Buche, Eiche und Fichte im Naturwald Totenberg. – Forstarchiv 66: 159–166.
GROSSE-BRAUCKMANN, H. (1994): Holzzersetzende Pilze des Naturwaldreservates Karlswörth. – Mitt. Hess. Landesforstverwaltung 29: 1–119.
HÄRDTLE, W., VON OHEIMB, G., WESTPHAL, C. (2001): Vergleichende Untersuchungen zur Struktur und Vegetation von Natur- und Wirtschaftswäldern des Tieflandes auf der Grundlage räumlich expliziter Vegetationsmodelle. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 13: 183–196.
HETZEL, G., REIF, A. (1997): Der Einfluß von Bestandesgeschichte und forstlichen Maßnahmen auf die Entwicklung der Sturmwurfflächen auf Kalkverwitterungslehm der Schwäbischen Alb. – Veröff. PAÖ 22: 129–135.
– (1998): Vegetationsdifferenzierung und Baumartenverjüngung von Sturmwurfflächen auf Kalkverwitterungslehmen der Schwäbischen Alb. – In: FISCHER, A. (Edit.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. – ecomed, Landsberg: 427 S.
HORN, A. (2002): Konkurrenz zwischen natürlich verjüngten Eschen und Buchen in Bestandeslücken: Wachstum, Feinwurzelverteilung und ökophysiologische Reaktion auf Austrocknung. – Diss. Univ. Göttingen, Fak. Forstwiss. u. Waldökologie: 201 S.
HUBRIG, M. (1999): Dokumentation der Sturmschäden vom 29.6.1997 in Niedersachsens Wäldern verursacht durch „Schwere lokale Stürme". – Aus dem Walde 52: 4–139.
KEITEL, W. (1999): Sukzession nach Sturmwurf in einem Waldgersten-Buchenwald. – NUA-Seminarbericht 4: 286–289.
KLEYER, M. (1995): Biological traits of vascular plants. A database. – Arbeitsberichte Inst. f. Landschaftsplanung und Ökologie Univ. Stuttgart, N.F. 2: 23 S. + Diskette.
KNAPP, H.D., JESCHKE, L. (1991): Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. – Schriftenr. Vegetationsk. 21: 21–54.
KOMPA, T., SCHMIDT, W. (2001): Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchenwäldern des südwestlichen Harzvorlandes. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 13: 251–255.
–, – (2002): Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchenwäldern des südwestlichen Harzvorlandes. – In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Edit.): Treffpunkt Biologische Vielfalt II: 125–131.
KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. – Fischer, Stuttgart: 310 S.
LÄSSIG, R. (2000): Die natürliche Dynamik nach Sturmwürfen nutzen. – Allg. Forstzeitschr. 3: 112– 115.
LÄSSIG, R., SCHÖNENBERGER, W. (1993): Forschung auf Sturmschadenflächen in der Schweiz. – Forst und Holz 48 (9): 244–249.
–, – (1994): Untersuchungen auf Windwurfflächen am Beispiel der Forschungsfläche Uaul Cavorgia-Funtauna bei Disentis. – Bündnerwald 47(5): 23–31.
LAMBERTZ, B., SCHMIDT, W. (1999): Auflichtungen in Buchen- und Buchenmischbeständen auf

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Muschelkalk und Buntsandstein. Untersuchungen zur Verjüngungs- und Vegetationsstruktur. – Verh. Ges. f. Ökol. 29: 81–88.
LEMKE, M. (2001): Flora und Vegetation im Naturwald Königsbuche (Forstamt Reinhausen). – Dipl. Arb. Univ. Göttingen, Fak. Forstwiss. u. Waldökologie: 72 S.
LEUSCHNER, C. (1994): Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide, NW-Deutschland. – Phytocoenologia 22: 289–324.
– (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. – Flora 192: 379–391.
LUGINBÜHL, U. (2000): Einfluß des Ausgangszustandes und der Störungsintensität auf die sekundäre Sukzession nach Windwurf im Gips-Buchenwald NSG Hainholz (Osterode) nach zwei Jahren. – Dipl. Arb. Univ. Göttingen, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften: 105 S.
MÄRKL, G., EGLSEER, C. (2001): Verjüngungs- und Vegetationsentwicklung in Sturmwurf-Bannwäldern (1993–1998/1999). – Schriftenr. Freibg. Forstl. Forschung 32: 61–205.
MELLERT, K.-H., KÖLLING, C., REHFUESS, K.E. (1998): Vegetationsentwicklung und Nitratausstrag auf 13 Sturmkahlflächen in Bayern. – Forstarchiv 69: 3–11.
MEYER, P. (1995): Untersuchungen waldkundlicher Entwicklungstendenzen und methodischer Fragestellungen in Buchen- und Buchenmischbeständen niedersächsischer Naturwaldreservate. – Diss. Univ. Göttingen, Fak. Forstwiss. u. Waldökologie: 239 S.
– (2000): Waldkundliche Dauerbeobachtung von Naturwaldflächen in den Niedersächsischen Landesforsten. – Unveröff. methodischer Leitfaden, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV), Göttingen: 44 S.
MÖSSNANG, M., KÜHNEL, S. (1999): Natürliche Verjüngung auf Sturmwurfflächen vom Februar 1990 in Bayern. Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen und Folgerungen für die Praxis. – Forstl. Forschungsber. München 176: 61–69.
OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 8. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1050 S.
OTTO, H.-J. (1994): Waldökologie. – Ulmer, Stuttgart: 391 S.
PIELOU, E.C. (1984): The interpretation of ecological data. – Wiley-Interscience, New York: 263 S.
REMMERT, H. (1985): Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht aus desynchronen Zyklen. – Naturwissenschaften 72: 505–512.
– (1987): Sukzessionen im Klimax-System. – Verh. Ges. f. Ökol. 16: 27–34.
– (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz. Eine Übersicht. – Laufener Seminarbeitr. (ANL) 5: 5–15.
ROTHMALER, W. (1990): Exkursionsflora. Kritischer Band. 8. Aufl. – Volk und Wissen, Berlin: 811 S.
SAYER, U., REIF, A. (1998): Die Entwicklung der Vegetation im überregionalen Vergleich. In: FISCHER, A. (Edit.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. – ecomed, Landsberg: 427 S.
SCHLECHTE, G.B. (2002): Sukzession holzzerstörender Pilze auf der Sturmwurffläche. – Mitt. Hess. Landesforstverwaltung 38: 61–78.
SCHMIDT, W. (1991): Die Bodenvegetation im Wald und das Mosaik-Zyklus-Konzept (einschließlich einiger Folgerungen für den Biotopschutz in Wäldern). – Laufener Seminarbeitr. (ANL) 5: 16–29.
– (1996): Zur Entwicklung der Verjüngung in zwei Femellücken eines Kalkbuchenwaldes. – Forst u. Holz 51: 201–205.
– (1997): Zur Vegetationsdynamik von Lochhieben in einem Kalkbuchenwald. – Forstwiss. Centralbl. 116: 207–217.
(1998): Zur Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder: Kritische Anmerkungen zum Mosaik-Zyklus-Konzept. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 30(8/9): 242–249.
– (2002): Die Naturschutzgebiete Hainholz und Staufenberg am Harzrand – Sukzessionsforschung in Buchenwäldern ohne Bewirtschaftung (Exkursion E). – Tuexenia 22: 151–214.
SCHMIDT, W., WECKESSER, M. (2001): Struktur und Diversität der Waldvegetation als Indikatoren für eine nachhaltige Waldnutzung. – Forst u. Holz 15: 493–498.
SCHMIDT, W., WEITEMEIER, M., HOLZAPFEL, C. (1996): Vegetation dynamics in canopy gaps of a beech forest on limestone – The influence of the light gradient on species richness. – Verh. Ges. f. Ökol. 25: 253–260.
SCHMIDT-SCHÜTZ, A., HUSS, J. (1997): Wiederbewaldung von Sturmschadensflächen mit Hilfe von Pioniergehölzen. – Veröff. PAÖ 22: 137–152.
SEITZ, M. (1998): Aufnahme einer Sturmschadensfläche im Naturwald Königsbuche. – Dipl. Arb. FH Hildesheim-Holzminden, FB Forstwirtschaft und Umweltmanagement (Göttingen): 51 S.
THOMAS, A., MROTZEK, R., SCHMIDT, W. (1995): Biomonitoring in Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. – Angewandte Landschaftsökologie 6: 1–150.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

THOMPSON, K., BAKKER, J., BEKKER, R. (1997): The soil seed bank of North West Europe: methodology, density and longevity. – Cambridge University Press: 176 S.
UNKRIG, W. (1997): Sturmfolgenforschung im Naturschutzgebiet Hainholz und im Naturwald Königsbuche. – Unveröff. Projektskizze, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV), Göttingen: 12 S.
UNKRIG, W., MENCH, A., KAHLE, M. (1999): Waldkundliche Auswertung terrestrisch aufgenommener Probekreise im Rahmen des Untersuchungsauftrages „Sukzession auf Windwurfflächen im Naturschutzgroßprojekt Gipskarstlandschaft Hainholz" – Abschlußbericht Inst. f. Forsteinrichtung u. Ertragskunde Univ. Göttingen: 15 S.
WILD, S. (2000): Vegetationsentwicklung auf Sturmwurfflächen auf Buntsandstein (Krücker, Großschutzgebiet Hainholz). – Dipl. Arb. Univ. Göttingen, Fak. Forstwiss. u. Waldökologie: 74 S.
WILLIG, J. (1994): Naturwaldforschung auf Windwurfflächen. Untersuchungen im hessischen Naturwaldreservat Weiherskopf. – Allg. Forstzeitschr. 49 (11): 583–585.
– (2001): Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf. – Allg. Forstzeitschr. 56 (20): 1066–1067.
– (2002): Sturmwurf im Naturwaldreservat Weiherskopf – Forschungskonzept, Vegetations- und Verjüngungsentwicklung. – Mitt. Hess. Landesforstverwaltung 38: 35–48.
WILMANNS, O., BAUER, E.-M., GOETZE, D., HERMANN-NITRITZ, B., KOLLMANN, J., STAUB, F., WOTKE, S.A. (1998): Populationsbiologische Studien auf Sturmwurf- und Kahlschlagflächen. – In: FISCHER, A. (Edit.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. – ecomed, Landsberg: 427 S.
ZÜGE, J. (1986): Wachstumsdynamik eines Buchenwaldes auf Kalkgestein – mit besonderer Berücksichtigung der interspezifischen Konkurrenzverhältnisse. – Diss. Univ. Göttingen, Fak. Forstwiss. u. Waldökologie: 213 S.

Dipl.-Biol. Thomas Kompa & Prof. Dr. Wolfgang Schmidt
Georg-August-Universität Göttingen
Institut für Waldbau, Abt. I: Waldbau der gemäßigten Zonen und Waldökologie
Büsgenweg 1
37077 Göttingen
eMail: tkompa@gwdg.de, wschmidt@gwdg.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: NS_23

Autor(en)/Author(s): Kompa Thomas, Schmidt Wolfgang

Artikel/Article: Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Buntsandstein im südwestlichen Harzvorland 95-130