

Vegetationskundliche Untersuchungen rezent streugenutzter Kiefernwälder auf Binnendünen des niederbayerischen Tertiärhügellandes

– Alois Beer, Jörg Ewald –

Zusammenfassung

In Kiefernbeständen auf Dünenanden des Niederbayerischen Tertiärhügellandes (Übergänge zwischen *Leucobryo-* und *Pyrolo-Pinetum*) wurden vegetationskundliche Dauerflächen angelegt, um die Wirkungen von N-Eintrag, der zum Waldrand hin zunimmt, und Streunutzung, die als Instrument der Biotoppflege betrieben wird, auf die Bodenvegetation zu untersuchen.

Indirekte (DCA) und direkte Ordination (CCA) zeigen, dass N-Eintragsgefälle und Streunutzung die Artenzusammensetzung maßgeblich steuern. Akrokarpe Moose und Nadelbaumverjüngung profitieren signifikant von Streuentzug, während Zwergsträucher, die *Rubus*-Arten und mattenbildende Moose zurückgedrängt werden. Auf den N-Eintrag reagieren pleurokarpe Moose, *Rubus*-Arten, *Frangula alnus*, *Galeopsis tetrabit* und *Impatiens parviflora* sowie einige Gehölzarten zu Lasten von Zwergsträuchern und akrokarpnen Moosen positiv. Mit Annäherung an Waldrand und Straße etabliert sich eine Strauchschicht aus *Quercus robur* und *Frangula alnus*. N-reiche Flächen sind artenreicher, insbesondere unter Streunutzung, die die innere Heterogenität der Flächen erhöht.

Unter hohem N-Eintrag senkt Streuentzug die Ellenberg-Zeigerwerte für Stickstoff signifikant von 3,44 auf 2,84 und damit auf das Niveau N-armer, unbehandelter Flächen. Bei N-armer Ausgangslage liegt die N-Zahl der streugenutzten Flächen nur um 0,25 (n. s.) niedriger. Der Zeigerwert für Bodenreaktion reagiert nicht auf Streunutzung. Die Lichtzahl ist nach Streunutzung auf allen Flächen signifikant um 0,3 bis 0,4 Stufen niedriger, eine Förderung von Offenlandarten nicht feststellbar.

Streunahme reduziert Trockensubstanz- und Nährelementvorräte. Unter hohem N-Eintrag weisen Streunutzungsflächen deutlich höhere Restvorräte auf bzw. gleichen Verluste aufgrund höherer Produktivität der Bodenvegetation schneller aus. Ohne Streunutzung tragen die N-reichen Varianten infolge ihrer geringeren Mooschicht insgesamt weniger Trockensubstanz. Die Bodenvegetation weist nach Streunutzung höhere N-Gehalte und engere C/N-Verhältnisse auf, was mit dem geringen Anteil verholzter Organe an der Restbiomasse erklärbar ist. Bei allen Nährelementen außer Ca, vor allem aber bei K und Mg, nehmen entlang des N-Gradienten die Gehalte in der Kraut- und Strauchschicht deutlich stärker zu als die bei den Moosen.

Die Pflegemaßnahmen kompensieren die Wirkungen des N-Eintrags und verhindern die Sukzession zum Laubwald, erscheinen jedoch im Vergleich zu historischen Praktiken sehr vorsichtig und kostspielig. Periodische, aber deutlich stärkere Entzüge der Auflage wären wahrscheinlich effizienter. Denkbar ist auch die gezielte Schaffung von baumfreien Initialstadien in Anlehnung an frühere kleinflächige Nutzungen des Sandvorkommens.

Abstract: Response of pine forests on inland dunes to recent litter raking in the Tertiary Uplands of Lower Bavaria

We established permanent vegetation plots in *Pinus sylvestris* stands on dune sand (a community transitional between *Leucobryo-* und *Pyrolo-Pinetum*) to study the response of ground vegetation to a gradient of atmospheric N-deposition and litter removal, which is carried out as a management measure in a nature reserve.

Indirect (DCA) and direct ordination (CCA) showed that N-gradient and litter removal account for most of the variance in species composition. Acrocarpous bryophytes and conifer regeneration significantly increase after litter removal, while dwarf shrubs, *Rubus* species and mat-forming bryophytes decrease. Pleurocarpous bryophytes, *Rubus* species, *Frangula alnus*, *Quercus robur*, *Galeopsis tetrabit* and *Impatiens parviflora* increase along the N-gradient at the expense of dwarf shrubs and acrocarpous mosses. N-rich plots have higher plant species richness, particularly after litter removal, which increases plot heterogeneity.

In the presence of high N-input, litter removal lowers Ellenberg's indicator value for nitrogen significantly from 3.44 to 2.84, which corresponds to values found in oligotrophic, untreated plots. When carried out in N-poor conditions, litter removal reduces N-values by only 0.25 units (n.s.). Ellenberg's indicator value for soil pH was not affected by litter removal. Litter removal clearly did not favour plant species of open habitats: Ellenberg's light value was significantly lower in raked plots.

Litter removal reduced ground vegetation biomass and nutrient pools. However, under high N-input, raked plots retained higher residual biomass and/or buffered losses more efficiently due to higher productivity. In the absence of raking, N-rich plots had lower total ground vegetation mass due to their sparse bryophyte layers. Ground vegetation after litter removal had higher N-concentrations and smaller C/N-ratios, which may be attributed to selective removal of woody perennial material. With the exception of Ca, elemental nutrient content in the biomass generally increased along the N-gradient, with a greater increase evident in vascular plants than in bryophytes. The elements K and Mg exhibited an especially strong increase.

Litter removal compensates for N-immission effects and prevents succession towards deciduous broadleaved woodland. However, compared to historical litter raking practices, current litter raking measures appear extremely timid and costly. Periodical but more intensive humus extraction would likely be more efficient. In addition, the diversity of successional stages could be increased by local creation of treeless sandy patches, emulating the historical practice of small-scale sand extraction.

Keywords: eutrophication, ground vegetation, nature conservation.

1. Einleitung

Nährstoffarme Sand-Kiefernwälder des Verbandes *Dicrano-Pinion* wurden in der historischen Kulturlandschaft durch Kahlschlag, Waldweide, Streunutzung sowie den Wechsel zwischen Rodung und Brache weit über ihre natürliche Verbreitung hinaus gefördert – weswegen ihnen bis heute unter Forstleuten das Image von devastierten, wertlosen Ökosystemen anhaftet. Mit Einstellung der genannten Nutzungen seit der Mitte des 20. Jahrhunderts setzten Standortserholung und, vielerorts unterstützt durch gezielte Laubholzeinbringung, Sukzession hin zum naturnahen Laubwald ein. Diese Entwicklung wurde durch steigende anthropogene N-Einträge aus Landwirtschaft und Verbrennung beschleunigt. Wie andere Ökosystemtypen der historischen Kulturlandschaft gehören nährstoffarme Ausprägungen von Sand-Kiefernwäldern mittlerweile zu den gefährdeten Ökosystemtypen. Neben einigen spezialisierten Tierarten beherbergen sie die am stärksten bedrohten Wald-Gefäßpflanzen Mitteleuropas.

Was kann für die Erhaltung nährstoffarmer Sand-Kiefernwälder getan werden? Der gesetzliche Schutz des Lebensraumtyps auf allen rechtlichen Ebenen (Art. 13d BayNatSchG, Art. 20c BNatSchG, Anhang I der FFH-Richtlinie) mag vor gezielter Zerstörung durch Düngung, Rodung oder Sandabbau schützen – die Sukzessionsprozesse sind mit ordnungsrechtlichen Instrumenten nicht zu stoppen. Vor diesem Hintergrund hat der Landschaftspflegevereines Kelheim (Niederbayern) im Naturschutzgebiet „Binnendünen bei Siegenburg und Offenstetten“, das letzte bayerische Populationen von *Chimaphila umbellata*, *Pulsatilla vernalis* und *Diphysium complanatum* agg. beherbergt, Streunutzung als Pflegemaßnahme eingeführt.

Dieser Beitrag ist ein Ergebnis der Erstauswertung von Dauerbeobachtungsflächen, die von der Fachhochschule Weihenstephan zur Erfolgskontrolle in streugenenutzten Parzellen und benachbarten Kontrollflächen angelegt wurden (BEER 2004). Das Praxisexperiment des Landschaftspflegevereines bietet eine einmalige Chance, die Effekte von Streurechen direkt zu beobachten, und wird mit wissenschaftlichen Methoden auf seine Wirksamkeit geprüft.

2. Untersuchungsgebiet

Das seit 1984 bestehende Naturschutzgebiet „Binnendünen bei Siegenburg und Offenstetten“ (REGIERUNG VON NIEDERBAYERN 1984) befindet sich im Landkreis Kelheim (Niederbayern) am nordöstlichen Rand eines großen, Dürnbucher Forst genannten Waldgebietes. Die Untersuchungen beschäftigen sich mit dem südlichen ca. 18 ha großen

Teil an der Bundesstraße 301. Das Gebiet gehört zum forstlichen Teilwuchsbezirk 12.9/1 „Westliches Niederbayerisches Tertiärhügelland“ (GULDER 2001). Über tertiärer Süßwassermolasse liegen hier Altterrassenschotter und im Mittelalter letztmals umgelagerte postglaziale Flugsanddecken (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT 1996), die aus glimmerreichen, karbonatfreien Feinsanden bestehen. Im Naturschutzgebiet sind, vermutlich dank durchgehender Bewaldung, mehrere Meter hohe Sichel- und Längsdünen erhalten geblieben. Aus diesem Substrat hat sich eine kleinräumig verschieden stark podsolierte Braunerde gebildet. Die Auflage lässt sich als Streunutzungshumus charakterisieren, der aufgrund seiner Beschaffenheit dem rohumusartigen Moder entspricht, aber nicht dessen Mächtigkeit aufweist (KAISER 2004). – In Siegenburg fallen im langjährigen Mittel 713 mm Niederschlag bei einem Jahresmittel der Temperatur von 7,7 °C.

Derzeit stockt auf der Fläche ein nahezu reiner *Pinus sylvestris*-Bestand. Lediglich im Saum entlang der Bundesstraße ist eine zweite Schicht aus *Quercus robur*, *Fagus sylvatica* und einzelnen Edel- und Weichlaubhölzern zu finden. Bohrkern ergaben Kiefernalter von 55–60 Jahren. Der Bestandesaufbau ist einschichtig, das Kronendach im Mittel licht geschlossen, mit einigen stärkeren Auflichtungen. Die Baumhöhen betragen 20–23 m (WOLF & FRANK, pers. Mitt.). Die bearbeiteten Flächen besitzen eine feingliedrige Eigentumsstruktur, die historisch auf der Ablösung von Waldweiderechten beruht.

Während bodensaure Buchenwälder die regionale pnV bilden, werden für die Flugsanddecken natürliche Kiefernwaldvorkommen angenommen (WALENTOWSKI et al. 2001). Wie in anderen Wuchsgebieten (HOFMANN 1994, HEINKEN 1995) ist das Gros der Kiefernbestände als anthropogene Ersatzgesellschaft zu betrachten. Neben dem flächenmäßig vorherrschenden *Leucobryo-Pinetum* kommen auf Dünenkämmen kleinflächig Übergänge zum basiphytischen *Pyrolo-Pinetum* vor (SAUTER 2003, WALENTOWSKI et al. 2004).

Der atmogene N-Eintrag im Untersuchungsgebiet wurde mit rund 16 (13–20) kg ha⁻¹ a⁻¹ gemessen (PRIETZEL, pers. Mitt.). Im bayernweiten Vergleich liegen diese Werte im Mittelfeld (KÖLLING 1998). Die Waldrandlage und die kleinstrukturierte Wald-Feldverteilung prädestinieren die untersuchten Wälder nach SPANGENBERG et al. (2002) für starke Eutrophierung.

3. Flächendesign und Methoden

Die Streunutzung wird im ein- bis zweijährigen Rhythmus seit 1996 manuell mit groben Holz-, Kunststoff- und Metallrechen durchgeführt. Dabei wird die Bodenvegetation zusammen mit Teilen der Streu und Humusaufgabe aus dem Wald gerecht. Das Material wird in Reihen zusammengezogen und vor dem Abtransport und der Ablagerung auf landwirtschaftlichen Flächen einige Tage liegen gelassen, um abzutrocknen und den Schaden an der Fauna so gering wie möglich zu halten. Die Feinbestandteile der Humusaufgabe bleiben bei den Ersteingriffen dabei zum Großteil auf der Fläche und werden auch bei den Folgeeingriffen meist mehr aufgelockert als beseitigt, wobei gerade in dieser Hinsicht die Intensität des Eingriffs mit Konsistenz und Durchwurzelung der Auflage schwankt. Auch von der Bodenvegetation bleiben lebende Reste von Moosen, Gräsern und Zwergsträuchern (v. a. *Calluna vulgaris*), vor allem Rhizome und Wurzeln zurück.

Die vermutete Stärke des N-Eintrags (geschätzt aus der Nähe zu Waldrand und Bundesstraße, 3 Stufen) und die rezente Streunutzung (+/-) bildeten die Kriterien für die Auswahl von 10 Untersuchungseinheiten (Tab. 1). In der Exploration der Daten erwies sich im Nachhinein die Einheit Nr. 2 als Ausreißer und wurde in der Folge getrennt betrachtet.

Von Anfang August bis Ende September 2002 wurden in 10 Untersuchungseinheiten Transektstreifen als Dauerflächen markiert. Die Lageinformationen wurden durch terrestrische Detailvermessung mit einem elektronischen Tachymeter T-1000 der Firma Wild, die Eigentumsituation durch Digitalisierung der Flurkarte gewonnen. Alle Basis- und Messdaten wurden in einer Projektdatenbank gespeichert.

In jeder Einheit wurden 10 Vegetationsaufnahmen mit 25 m² Fläche (DIERSCHKE 1994) erhoben, wobei die 13-teilige Skala von LONDO (1975) verwendet wurde. Im Zentrum jeder dritten Vegetationsaufnahme, insgesamt somit dreimal je Einheit, wurde auf 1 m² die oberirdische Biomasse, getrennt

Tabelle 1: Design der Untersuchungsflächen

Variante	Nr.	Einheit	Merkmale	Symbol	weitere Behandlung
0	1	3 4,8	unbehandelt	●	evtl. Streunutzung Dauerreferenzen
S-	2	5 6	streugenutzt	▲	Streunutzung
S-N+	3	7	streugenutzt bei N-Eintrag	◆	Streunutzung
N+	4	1 9	unbehandelt bei N-Eintrag	■	evtl. Streunutzung keine Behandlung
N++	5	10	unmittelbare Straßennähe	□	keine Behandlung
0	#	2	gestört	○	evtl. Streunutzung

nach Moosen und Gefäßpflanzen, entnommen, von Nadelstreu und Bodenbestandteilen gesäubert, in Papiertüten bei 45 °C 10 Tage lang getrocknet, gewogen, geschreddert, homogenisiert und gemahlen. Die Gehalte an organischem C und N wurden mit dem Gerät CHN 1000 der Firma LECO bestimmt. Zur Bestimmung der Gehalte an B, Al, Ca, Fe, K, Cu, Mg, Mn, Na, P, Zn und S wurden die Proben in reiner Salpetersäure unter Druck aufgeschlossen und im ICP analysiert.

Der statistischen Auswertung und Interpretation wurde eine Datenexploration vorgeschaltet. In einer DCA-Ordination (HILL & GAUCH 1980, durchgeführt mit PC-Ord, MCCUNE & MEFFORD 1999) aller Vegetationsaufnahmen wurde geprüft, inwieweit die Gruppen des Flächendesigns sich gleichartig verhalten. Die als Ausreißer identifizierten Einheiten wurden in der Folge von einigen Gesamtauswertungen ausgeschlossen.

Aus den Vegetationsaufnahmen wurden Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991) für Stickstoff (N), Reaktion (R), Feuchtigkeit (F) und die Licht (L) als mit den Deckungsanteilen gewichtete Mittelwerte berechnet.

Für beschreibende und schließende Statistik wurde die Analyst-Oberfläche von SAS Version 8.02 verwendet. Mittelwertvergleiche zwischen des Behandlungsvarianten wurden mittels Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test (WILCOXON & WILCOXON 1964) mit nachgeschaltetem exaktem Test nach FISHER & YATES (1974) durchgeführt, der für nicht normalverteilte Stichproben geeignet ist (LORENZ 1988). Beziehungen zwischen Variablen wurden als Spearman-Rangkorrelationen berechnet (SACHS 1984).

Die multivariate Datenauswertung erfolgte in PC-ORD für Windows Version 4.20 (MCCUNE & MEFFORD 1999). Die floristische Struktur wurde zunächst durch indirekte Gradientenanalyse (DCA, entzerrte Korrespondenzanalyse, HILL & GAUCH 1980) erkundet. Mittels direkter Gradientenanalyse (CCA, kanonische Korrespondenzanalyse, TER BRAAK 1986) ermittelten wir den Anteil der floristischen Varianz, der durch das Untersuchungsdesign erklärbar ist. Signifikante Trennarten der Behandlungseinheiten wurden mittels Indicator Species Analysis (DUFRÊNE & LEGENDRE 1997) in PC-Ord gesucht.

Die Artenvielfalt der Einheiten wurde mittels in PC-Ord berechneter Artenzahl-Flächen-Beziehungen auf der Ebene von Vegetationsaufnahmen (25 m²) und Versuchseinheiten (250 m²) verglichen. Durch doppelt logarithmische Transformation der Kurven nach der Arrhenius-Gleichung (EWALD & OHMANN 2003) erhält man Geraden, deren Parameter Achsenabschnitt, Steigung und Maximalwert der a-, b- und g-Diversität im Sinne von WHITTAKER (1960) entsprechen.

Die Veränderung der Waldstruktur in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde retrospektiv durch Interpretation von Luftbildern des Bayerischen Landesvermessungsamtes aus den Jahren 1945, 1963, 1975, 1989 und 2002 untersucht. Nach Georeferenzierung der Bilder wurden die Bedeckungsklassen Wald, Freifläche und offener Sand auskartiert, digitalisiert und im Geographischen Informationssystem Arc-View 3.2a vergleichend ausgewertet.

4. Ergebnisse

Nach einer Analyse der Wald-Offenland-Verteilung im Untersuchungsgebiet werden Effekte von N-Eintrag und Streunutzung auf Artenzusammensetzung, Biomasse und Nährstoffpools der Bodenvegetation vorgestellt.

4.1. Entwicklung der Freiflächenanteile im Naturschutzgebiet

Größe und Verteilung waldfreier Bereiche und offener Sandflächen haben sich in den letzten 60 Jahren deutlich verändert (Abb. 1). 1945 waren ca. 29 % des NSG schirmfrei, wobei die Verteilung die kleinparzellierte Besitzstruktur widerspiegelte. Auf 3 % befanden sich offene Sandflächen, bevorzugt an der SE-exponierten Luvseite der Dünen oder an kleinen Abbaustellen. Bis 2004 verringerten sich die schirmfreien Flächen zu Gunsten des Waldes um 85 %, die Sandflächen um 87 %. Offene Strukturen wurden verinselt und die Länge von Innensäumen verringerte sich um 77 %.

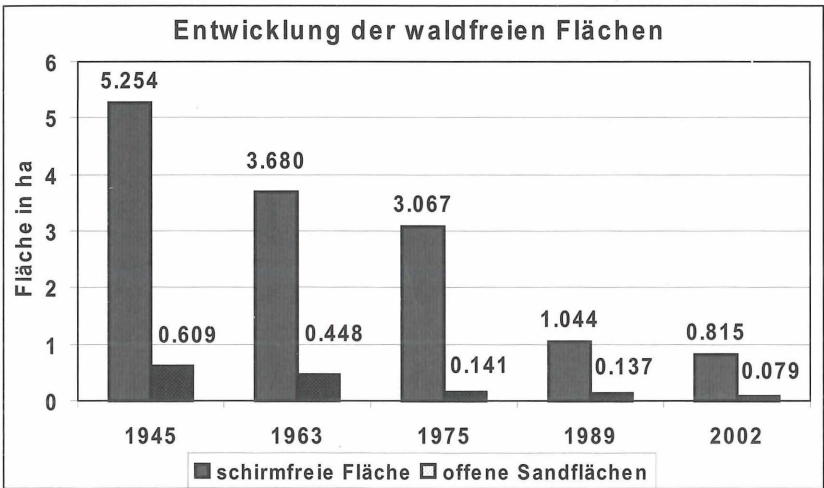


Abb. 1: Entwicklung der Freiflächenstruktur im N.S.G. Binnendünen bei Siegenburg; Ergebnis einer GIS-gestützten, multitemporalen Luftbildauswertung.

4.2. Qualitative Reaktion der Bodenvegetation

Die Auswertungen zur Artenzusammensetzung ergänzen sich gegenseitig. Differenzierte Vegetationstabelle und Ordination liefern eine detaillierte qualitative Beschreibung der floristischen Gradienten, die mit Hilfe der Ellenberg-Zeigerwerte ökologisch interpretiert werden.

4.2.1. Vegetationstabelle und Trennarten

Die Baumschicht ist fast rein aus *Pinus sylvestris* aufgebaut (Tab. 2 im Anhang). Lediglich die Variante N++ besitzt eine zum Großteil aus Laubbäumen aufgebaute zweite Baumschicht sowie eine biomasse- und artenreiche Strauchschicht, die auf allen anderen Flächen fehlt. Auf nicht streugenutzten, N-reichen Flächen ist ebenfalls bereits eine aufkommende Strauchschicht und eine deutlich größere Vielfalt an Sträuchern zu erkennen. In der Krautschicht kommen *Avenella flexuosa*, *Quercus robur* und *Frangula alnus* nahezu überall vor. Das gleiche gilt für die Verjüngung von *Pinus sylvestris* auf den streugenutzten Parzellen.

Bei den Streunutzungsvarianten finden sich in der Krautschicht viele im Gebiet selten vorkommende Arten wie *Pulsatilla vernalis*, *Lysimachia vulgaris*, *Veronica officinalis* oder

Corynephorus canescens. In der Nullvariante finden sich verhältnismäßig wenige, dafür sehr häufige Arten, die den Grundstock des in den Kiefernwäldern des NSG vorkommenden Artenspektrums bilden. Im Saum zur Straße (N++) treten die sonst häufigen Arten der Kraut- und Mooschicht zurück und werden durch ein ganzes Spektrum exklusiver Trennarten ersetzt. Hier ist der Wechsel der Waldgesellschaft, weg von der gebietstypischen Kiefernwaldvegetation, hin zum Laubwald unverkennbar.

Die Streunutzung bewirkt bei den dominierenden Moosarten wie *Pleurozium schreberi* stark fallende Deckungen, *Brachythecium rutabulum* und *Scleropodium purum* fallen sogar ganz aus. Das gleiche Schicksal teilen seltene Arten wie *Lophocolea heterophylla*, *Leucobryum glaucum* oder *Barbilophozia barbata*. Die *Dicranum*-Arten verhalten sich genau entgegengesetzt.

Das Permutationsverfahren der Indicator Species Analysis ermittelt eine größere Zahl von Sträuchern und Kräutern als hochsignifikante Profiteure des N-Eintrags, die in der Vegetationstabelle (Tab. 2) gut nachvollziehbar sind. Neben den *Rubus*-Arten gehören hierzu auch Baumarten wie *Sorbus aucuparia* und *Picea abies*. Unter den krautigen Pflanzen sind *Galeopsis tetrahit* und *Impatiens parviflora* Indikatoren. Die 5 für N-reiche Parzellen typischen Moose sind meist pleurokarpe, in ausgedehnten Matten wachsende Arten. Eine negative Reaktion auf N legen vor allem Zwergsträucher an den Tag, ebenso gipfelfrüchtige, meist langsam wachsende Moose, im wesentlichen Trennarten des *Leucobryo-Pinetum* (OBERDORFER 1992)

Auf Streunutzung reagiert eine ganze Reihe der N-meidenden, akrokarpn Moose – ebenso wie die Verjüngung von *Pinus* und *Picea* – positiv (Tab. 2). Es findet sich in dieser Gruppe aber keine einzige Strauch-, Zwergstrauch- oder Krautart. Negative Reaktion auf die Streunutzung zeigen die mattenbildenden Moosarten und Laubgehölze.

4.2.2. Floristische Hauptgradienten

In einer ersten DCA-Ordination erwies sich die in unmittelbarer Straßennähe gelegene Untersuchungseinheit 10 (N++) als klarer Ausreißer mit stark abweichender Artenzusammensetzung: In dieser Fläche fehlen die ansonsten stetesten Arten *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus* und *Hypnum cupressiforme* fast vollständig, während eine größere Zahl von Arten, z. T. mit hohen Deckungsgraden nur hier zu finden sind (Tab. 2). Außerdem wurde in der DCA deutlich, dass die Einheit 2 eine von den übrigen Kontrollflächen stark abweichende Artenzusammensetzung aufwies: *Vaccinium vitis-idaea*, *Calluna vulgaris*, *Lophocolea heterophylla* und *Leucobryum glaucum* fehlen weitgehend, dafür treten *Frangula alnus* und *Rubus idaeus* hervor. Anstatt der typischen Sand-Podsole fand KAISER (2004) in dieser Fläche eine junge Bodenbildung (Regosol). Die Luftbildauswertung ergab, dass sich an dieser Stelle noch 1945 offene Sandflächen befanden, die vermutlich durch Sandabbau entstanden waren. Beide Ausreißereinheiten wurden von den folgenden Vergleichen ausgeschlossen, sind jedoch in Tab. 2 zum Vergleich dargestellt.

Abb. 2 zeigt Aufnahmen (ohne Ausreißer) und Arten im aus der floristischen Struktur errechneten Ordinationsraum der DCA. Da der Ellenberg-Wert mN (Abschn. 4.1.4.) eng mit Achse 1 korreliert ($r = 0,796$), kann man das Gefälle der N-Versorgung als Hauptursache für die Spreitung der Arten interpretieren. Eutrophierungszeiger wie *Impatiens parviflora*, *Rubus idaeus* und *R. fruticosus* agg., *Galeopsis tetrahit* und *Brachythecium rutabulum* erhalten hohe Werte auf dieser Achse. Arten wie *Lophocolea heterophylla*, *Leucobryum glaucum*, *Ptilidium ciliare*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Calluna vulgaris*, *Dicranum spurium*, *D. scoparium* und *Campylopus pyriformis*, die in saurem bis stark saurem Bodenmilieu mit geringer bis schlechter Stickstoffverfügbarkeit vorkommen, stehen am entgegengesetzten Ende. Die Behandlungseinheiten, deren Lage sich in der DCA ausschließlich aus ihrem floristischen Gehalt errechnet, bilden gut erkennbare Gruppen: Die stickstoffreichen Flächen (N+) gruppieren sich im unterstellten Stickstoffgradienten links. Die gleichzeitig streugennutzte Flächen (S-N+) sind den N-armen Kontrollflächen angenähert.

DCA-Achse 2 korreliert am engsten mit mF und mL, wobei die Lichtzahl gleichzeitig parallel der N-Versorgung entlang Achse 1 zunimmt. Im Artenspektrum überlagern sich hier diese beiden Faktoren. Mit z. T. hohen Deckungen vorkommende Arten wie *Vaccinium myrtillus* und *V. vitis-idaea* sowie mattenbildende Moose wie *Hylocomium splendens* liegen am unteren Ende der Achse 2, d. h. bei relativ geringen Feuchte- und hohen Lichtzahlen. Genau entgegengesetzt verhalten sich die Moose *Polytrichum formosum*, *Dicranum montanum*, *Campylopus pyriformis*, *Dicranum scoparium* und *D. spurium*, aber auch der Jungwuchs von *Picea abies*. Entlang Achse 2 nimmt außerdem die stehenden Biomasse vor allem der Mooschicht ab.

4.2.3. Durch N-Eintrag und Streunutzung gesteuerte floristische Gradienten

In der CCA bestimmen die als kategoriale 0/1-Variablen eingespeisten Faktoren N-Versorgung (Achse 1) und Streunutzung (Achse 2) die Anordnung der Arten (Abb. 3). Die bezüglich beider Faktoren identischen Aufnahmen jeder Behandlungsvariante fallen bei dieser Analyse in einen Punkt zusammen. Von der Streunutzung am stärksten gefördert werden *Campylopus pyriformis*, *Dicranum scoparium*, *D. polysetum* und *D. spurium*, nicht ganz so stark *Polytrichum formosum* und *Pinus sylvestris*. *Picea abies* und *Festuca ovina* reagieren ebenfalls positiv auf Streuentnahme, jedoch sind sie mindestens ebenso stark von der Eutrophierung beeinflusst. Als von Streunutzung zurückgedrängte Arten sind *Brachythecium rutabulum*, *Impatiens parviflora*, *Plagiomnium affine* und die *Rubus*-Arten zu nennen.

4.2.4. Ellenberg-Zeigerwerte

Die mittleren Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen weisen innerhalb der Streunutzungseinheiten eine deutlich stärkere Streuung auf als in den übrigen Einheiten. Lediglich die N⁺⁺-Einheit entlang der Straße ist ähnlich heterogen (Tab. 3, Abb. 4). Wie erwartet sind die Zeigerwerte für Stickstoff (mN) bei höherem N-Eintrag höher, bei Streunutzung dagegen geringer. So steigt mN von 2,7 im Waldesinneren signifikant auf bis zu 5,23 in der Nähe des Waldsaums entlang der Straße (N⁺⁺). Die Streunutzung bewirkt auf den stickstoffreichen Flächen eine signifikante Absenkung von mN von 3,44 auf 2,84, womit das Niveau der stickstoffarmen Variante erreicht wird. Bei geringem N-Eintrag hingegen hat Streunutzung keine signifikante Verringerung von mN zur Folge.

Der Zeigerwert für Bodenreaktion mR steigt im N-Eintragsgefälle erst unmittelbar am Straßenrand (N⁺⁺) von 2,8 auf 4,8 und reagiert nirgendwo signifikant auf den Streuentzug. Der Feuchte-Zeigerwert mF der Bodenvegetation ist bei Streunutzung unabhängig vom Stickstoffeintrag signifikant um 0,4 Punkte höher. Im N-Gradienten steigt die Lichtzahl mL leicht an. Die Bodenvegetation nach Streunutzung enthält dagegen im Mittel weniger lichtliebende Pflanzen. An den Zeigerwerten mL und mF wird die völlig abweichende Situation in der straßennahen Variante N⁺⁺ sehr deutlich.

4.2.5. Artenzahlen

Die Kontrollflächen der 0-Variante (geringer N-Eintrag, ohne Streunutzung) zeichnen sich durch die geringste Artenvielfalt aus (Abb. 5), was sowohl für den feinen Maßstab (α), die innere Heterogenität (β) und die Gesamtartenzahl pro Transekt (γ) gilt (Tab. 4). Lediglich die Streunutzungsflächen S – liegen bei α ähnlich niedrig – dafür erreicht die innere Heterogenität β , die die Zunahme der Artenzahl bei steigender Fläche beschreibt, dort die höchsten Werte überhaupt. Das schlägt sich in deutlich höheren Gesamtartenzahlen als bei den Nullflächen nieder. Die N-reichen Varianten weisen die höchsten Artenzahlen pro 25 m² (α) auf, liegen aber in der Heterogenität β nur wenig über der 0-Variante. Die höchsten Artenzahlen auf beiden Maßstabsniveaus (α und β) werden unter hohem N-Eintrag bei gleichzeitiger Streunutzung erreicht. Die Sondervariante N⁺⁺ zeigt auch in der Artenzahl-Flächenbeziehung ein markantes Verhalten. Sie besitzt mit 15,1 unter den stickstoffreichen Einheiten zwar den geringsten Mittelwert der Artenzahl α , aber den mit Abstand höchsten Steigungsparameter β , was sie insgesamt zu einer der artenreichsten Flächen macht.

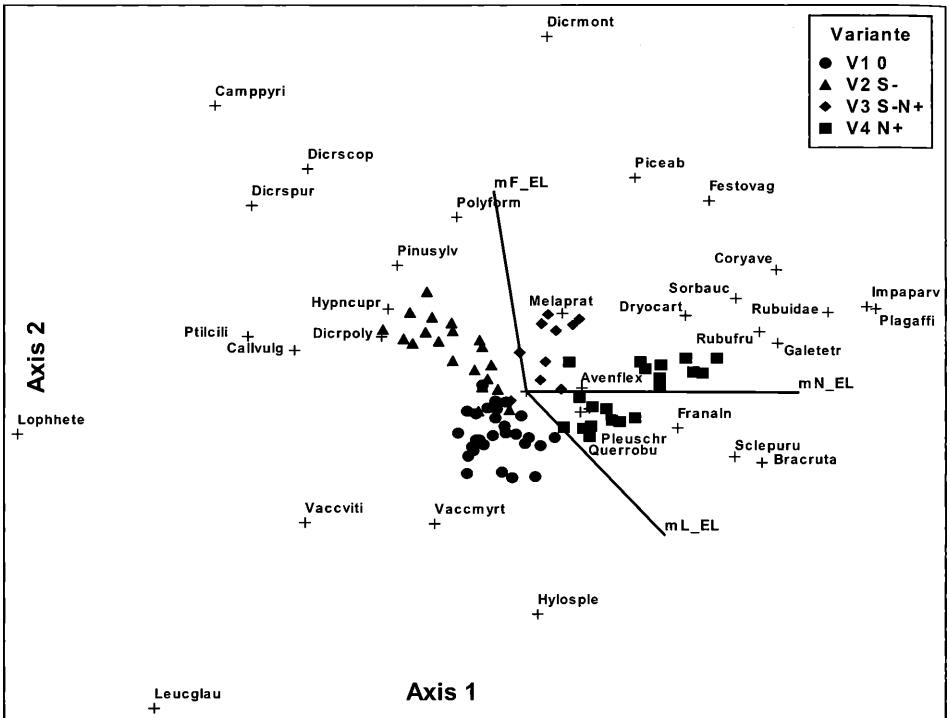


Abb. 2: Ergebnis der DCA (ohne Ausreißer); Vektoren zeigen die am engsten mit den Achsen 1 und 2 korrelierten Zeigerwertvariablen (Schwellenwert $r > 0,2$).

4.3. Quantitative Reaktion der Bodenvegetation

Die Trockensubstanzvorräte der Bodenvegetation (Abb. 6) unterscheiden sich, unabhängig vom Streuentzug, je nach Eutrophierungsgrad. Die besser versorgten Flächen tragen insgesamt weniger Biomasse, was ausschließlich zu Lasten der Moose geht, während die Kraut- und Strauchschicht sogar zulegen können.

Das Streurechen reduziert die oberirdische Biomasse der Bodenvegetation auf den stickstoffarmen Flächen bis auf ca. 10 % des Ausgangswertes, ohne jedoch das Massenverhältnis zwischen Moosen und Gefäßpflanzen nennenswert zu verändern. Auf N-reichen Standorten sinken die Vorräte nur knapp unter 50 %, das Massenverhältnis verschiebt sich jedoch drastisch zugunsten der Moose.

Die Stickstoffzufuhr steigert N-Gehalte (Tab. 5) und N-Vorräte der Gefäßpflanzen (Abb. 6). Paradoxerweise steigen auch bei Streurechen die N-Gehalte dieser Fraktion. Bei den Vorräten schneiden die Moose, dank ihres relativen Zuwachses an Biomasse, günstiger ab. Aus unbekanntem Gründen fällt die Variante S-N+ hier etwas aus dem Rahmen. Das C/N-Verhältnis zeigt eine klare abnehmende Tendenz von den Nullflächen über die Streunutzungsvarianten hin zu den stickstoffreichen Flächen.

Bei Phosphor ist lediglich ein Absinken der Gehalte in der Moosvegetation nach Streunutzung festzustellen. In der Kraut- und Strauchschicht hingegen steigt der P-Gehalt sogar. Der Vergleich der 0-Variante mit S- ergibt zwischen Moosen und Gefäßpflanzen völlig gegenläufige Tendenzen bei P, Ca, K und Mg. Alle streugenutzten Varianten weisen deutlich geringere Ca-Gehalte auf und die Vorratsminderung ist im Verhältnis zur Trockensubstanz überproportional. Die straßennahe Variante N++ zeigt stark erhöhte Ca-Gehalte. Das Verhalten von K und Mg folgt einem ähnlichen Muster. Streunutzung und Stickstoffzufuhr haben erhöhte Mg-Gehalte zur Folge, wiederum besonders deutlich in Variante N++.

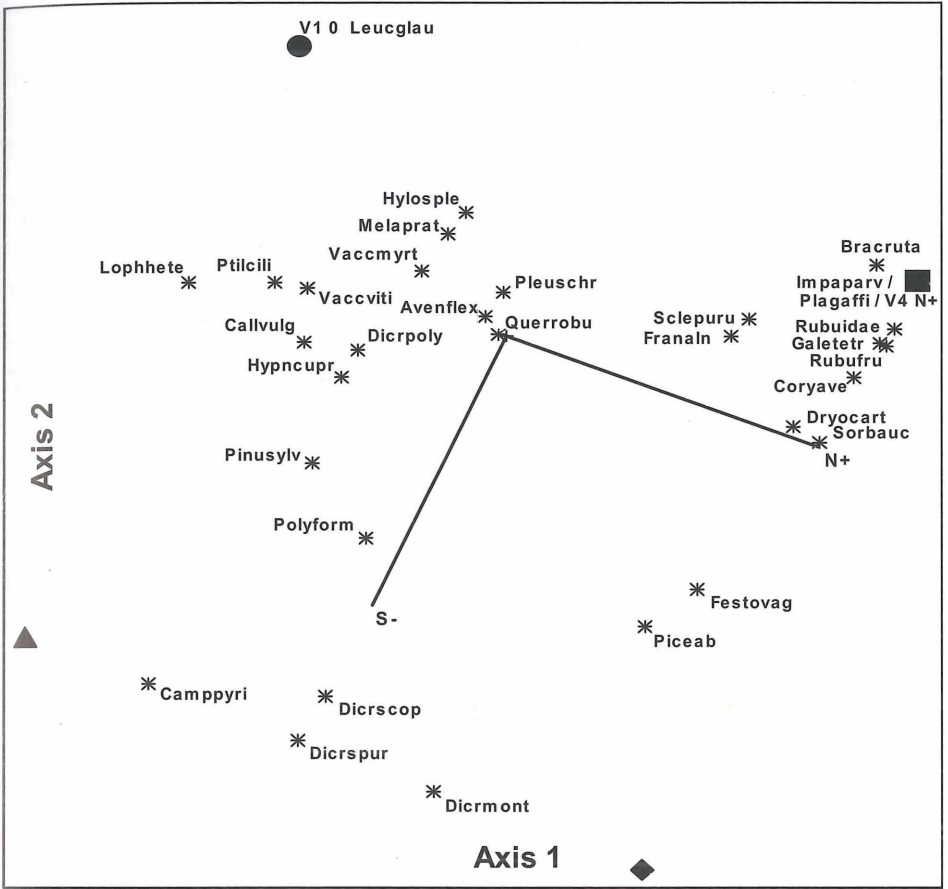


Abb. 3: Ergebnis der CCA (ohne Ausreißer) mit den Umweltvariablen N-Eintrag (N+) und Streunutzung (S-); beide kanonischen Achsen sind nach Monte-Carlo-Permutationstest signifikant mit $p < 0,001$. Signaturen der Varianten s. Abb. 2.

Tabelle 3: Mittelwerte und Standardabweichungen der Ellenberg-Zeigerwerte sowie Ergebnisse des paarweisen Vergleichs von Rangsummen; ▲ Behandlung steigert Zeigerwert, ▼ Behandlung erniedrigt Zeigerwert signifikant ($p < 0,05$) im Vergleich zur Kontrolle.

0	mN		mR		mF		mL		rel Bel		Deck BS	
	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.
gegen	2.70	0.26	2.83	0.43	4.03	0.05	5.76	0.16	0.19	0.11	55.50	6.21
S-	n.s.											
	2.46	0.53	2.76	0.39	4.46	0.40	5.33	0.37	0.26	0.16	54.75	10.06
S-N+	n.s.											
	2.84	0.27	2.57	0.16	4.48	0.34	5.46	0.23	0.44	0.04	42.00	10.33
N+	n.s.											
	5.23	1.08	2.80	0.56	4.06	0.07	5.87	0.07	0.20	0.10	57.50	9.39
S-N+	mN		mR		mF		mL		rel Bel		Deck BS	
	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.
gegen	2.84	0.27	2.57	0.16	4.48	0.34	5.46	0.23	0.44	0.04	42.00	10.33
N+	n.s.											
	3.44	0.57	2.80	0.56	4.06	0.07	5.86	0.07	0.20	0.10	57.50	9.39
N+	mN		mR		mF		mL		rel Bel		Deck BS	
	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.	Mittelw.	Stabw.
gegen	3.44	0.57	2.80	0.56	4.06	0.07	5.86	0.07	0.20	0.10	57.50	9.39
N++	5.23	1.08	4.82	0.19	4.68	0.51	5.24	0.45	0.04	0.01	95.50	6.21

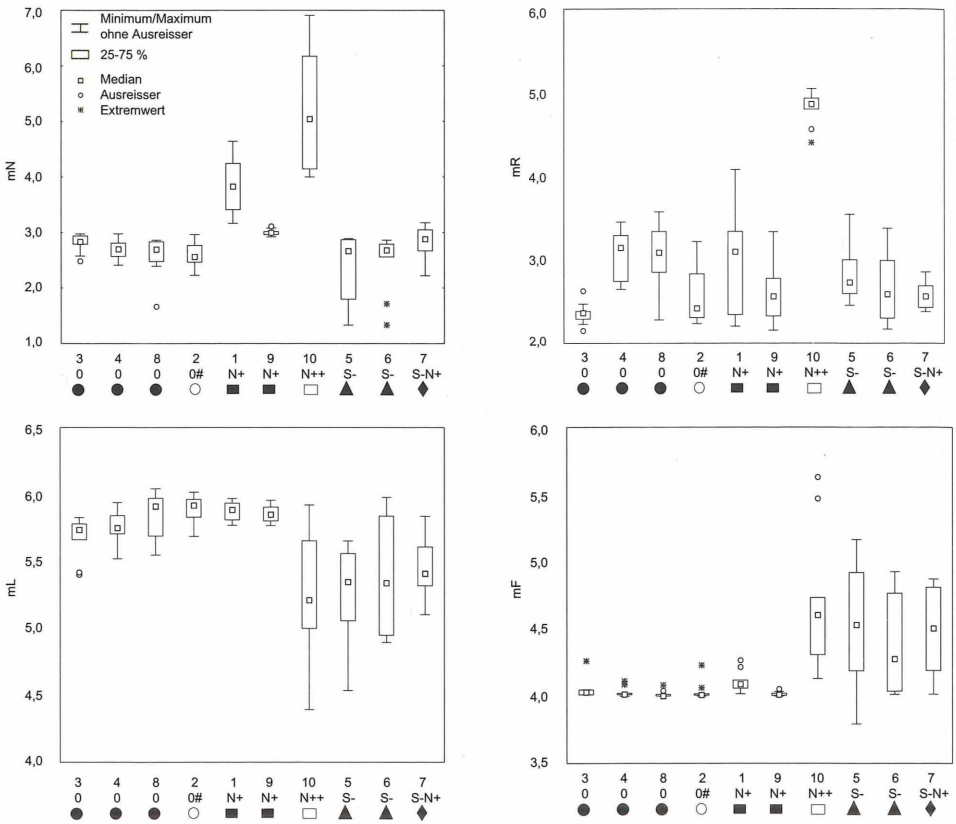


Abb. 4: Boxplots der gewichteten Ellenberg-Zeigerwerte für Stickstoff (mN), Bodenreaktion (mR), Licht (mL) und Feuchte (mF).

Tabelle 4: Numerische Kennwerte der Artenvielfalt in den Behandlungsvarianten

Arrhenius Gleichung	0			S-		S-N+	N+		N++
	3	4	8	5	6	7	1	9	10
α (Arten 25 m ²)	13	12.5	11.5	11.8	13.4	20.2	20.2	16.5	15.1
β (Heterogenität)	0.15	0.16	0.14	0.26	0.22	0.17	0.20	0.15	0.31
γ (Arten 250 m ²)	21	21	18	27	27	35	39	27	41

Tabelle 5: C/N-Verhältnisse und Nährelementgehalte der Bodenvegetation; M: Moosschicht, KuS: Gefäßpflanzen der Kraut- und Strauchschicht.

Biomasse	0 insgesamt		S- insgesamt		S-N+ insgesamt		N+ insgesamt		N++ insgesamt	
	M	KuS	M	KuS	M	KuS	M	KuS	M	KuS
C/N	34,3	36,7 39,1	31,3	32,4 33,4	30,9	34,2 37,5	29,4	29,5 29,6	27,0	26,7 26,4
N g/kg TS	14,1	13,3 12,8	14,9	14,7 14,5	14,0	13,4 12,8	16,1	16,2 16,3	17,8	17,7 17,6
P g/kg TS	1,05	1,04 1,06	0,87	1,01 1,15	0,93	0,96 0,99	1,22	1,20 1,18	1,33	1,35 1,37
Ca g/kg TS	5,4	5,7 6,0	3,8	4,9 6,0	4,2	4,7 5,3	6,8	6,6 6,4	8,6	8,1 7,7
K g/kg TS	3,3	4,7 6,1	3,1	4,7 6,2	2,6	3,8 5,1	4,4	5,9 7,3	4,3	5,7 7,1
Mg g/kg TS	0,84	0,92 0,99	0,71	1,01 1,31	0,77	0,92 1,07	1,12	1,35 1,59	1,39	2,32 3,25

Arrhenius Gleichungen

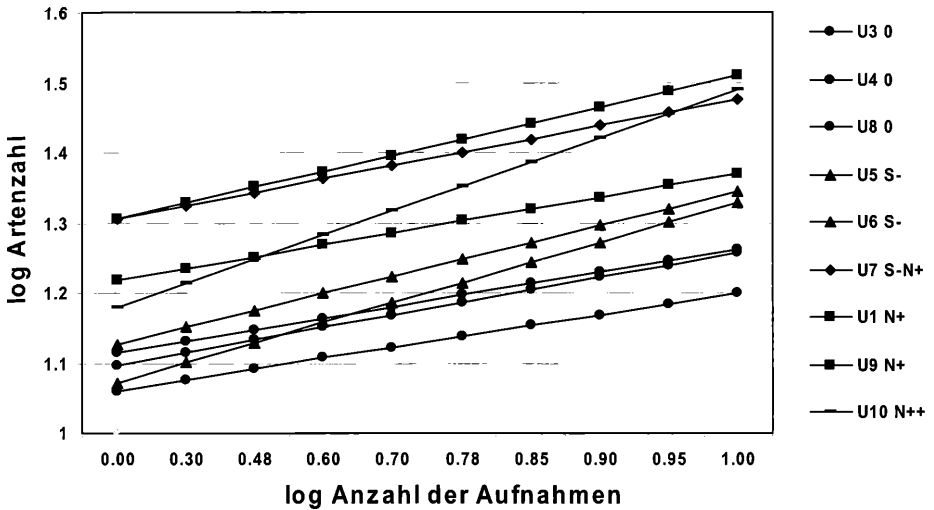


Abb. 5: Logarithmierte Artenzahl-Flächenkurven der Untersuchungseinheiten.

5. Diskussion

5.1. Qualitative Veränderungen der Bodenvegetation

Die vergleichende Auswertung der Erstaufnahme der Dauerbeobachtungsflächen fördert bereits deutliche qualitative Effekte der Streunutzung auf Artenkombination, Artenzahlen und Ellenberg-Werte zu Tage, die jedoch vor dem Hintergrund der örtlichen Situation und möglicher Störfaktoren gesehen werden müssen.

Bei nachlassender N-Limitierung erweitert sich das Artenspektrum der Kiefernwälder um anspruchsvolle und oft konkurrenzstarke Pflanzen wie *Rubus*-Arten oder *Brachythecium rutabulum*, die Magerkeitszeiger treten zurück (vgl. KUHN 1993, WALTHER & GRUNDMANN 2001). Wahrscheinlich handelt es sich bei dieser Entwicklung jedoch um eine Optimumsbeziehung (AL-MUFTI et al. 1977, ELLENBERG 1996): Die Artenzahl wird nur solange zunehmen, bis die konkurrenzstarken Arten das Gros der weniger wuchskräftigen Sippen verdrängen. Dass Arten, die an Stickstoffmangel angepasst sind, über längere Sicht zurücktreten und verschwinden, zeigt sich in deren überproportionaler Aussterberate (ELLENBERG JUN. 1985, 1992). SCHMIDT (1993) hat in Kiefernbeständen Sachsens den Rückgang der Artenzahlen um bis zu 50 % in Folge starker Immissionen festgestellt – ein Prozess der in Niederbayern möglicherweise noch bevorsteht.

Unter den Gräsern sei noch *Avenella flexuosa* angesprochen. Selbst wenn OBERDORFER et al. (2001) die Art als Magerkeitszeiger bezeichnen, gehört sie in den vorliegenden Untersuchungen gerade auf den N-reichen Flächen zu den Dominanten. Das deckt sich mit den Aussagen von RODENKIRCHEN (1992), der die Anpassungs- und Reaktionsfähigkeit gerade auf stickstofflimitierten Standorten, denen Stickstoff zugeführt wird, betont. Auch aus mittelfränkischen Sandkiefernwäldern ist die Abfolge *Calluna vulgaris/Vaccinium vitis-idaea* - *Vaccinium myrtillus* - *Avenella flexuosa* in der Sukzession devastierter Waldstandorte bekannt (STRAUßBERGER 1999).

Der Pool angepasster Arten ist in Sandkiefernwäldern von Natur aus klein. N-Eintrag hebt deshalb in aller Regel die Artenzahl (vgl. RODENKIRCHEN 1992), was durch die Streunutzung im betrachteten Zeitmaßstab auch nicht rückgängig gemacht wird. Im Gegenteil scheint sie über die innere Heterogenität relativ hohe Artenzahlen zu befördern.

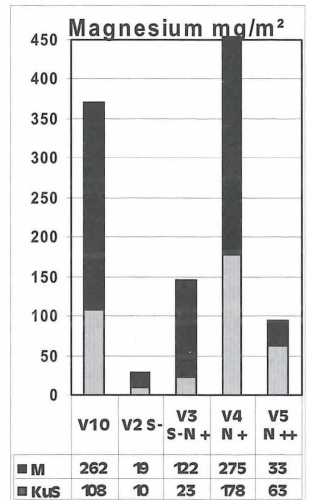
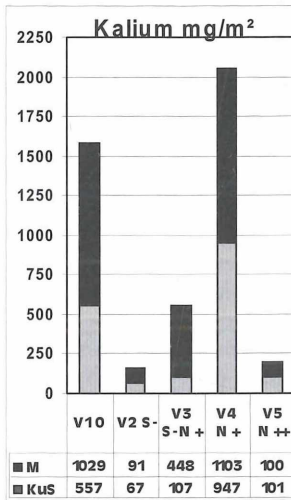
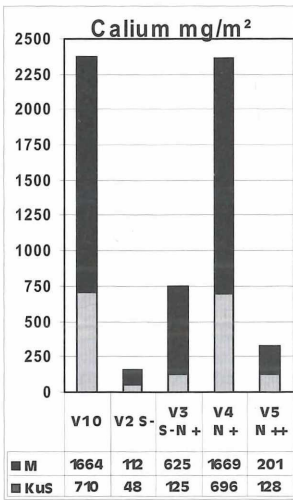
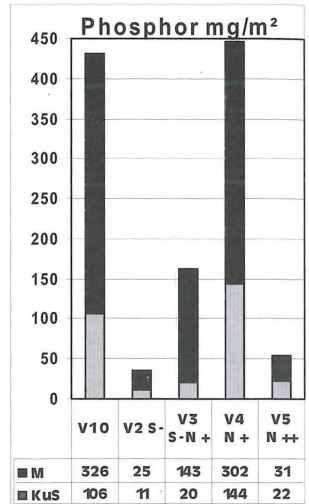
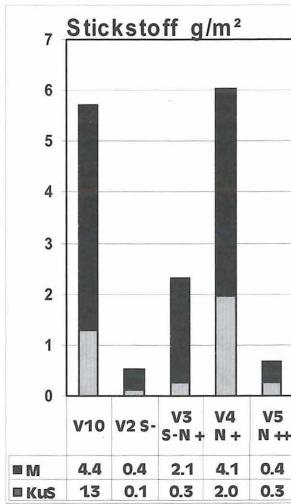
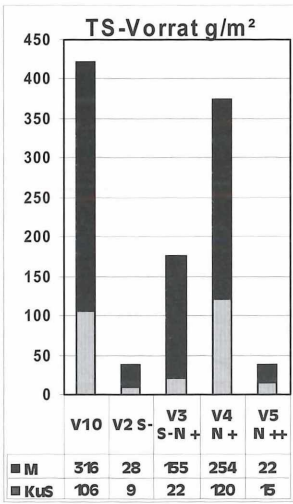


Abb. 6: Nährelement- und Trockensubstanzvorräte der Moos- (M) bzw. Gefäßpflanzen- (KuS) bzw. Gefäßpflanzen- (KuS); M: Moosschicht, KuS: Gefäßpflanzen der Kraut- und Strauchschicht.

Viele positive Trennarten der Streunutzung werden bereits in der historischen Arbeit von WAGENKNECHT (1939) genannt. Andererseits kommt das jährliche „Abzupfen und Ausrechen“ in Siegenburg der Wirkung des damals üblichen Plaggenhiebes, mit dem Ziel eines möglichst hohen Streuertrages, nicht annähernd nahe. Die von WAGENKNECHT untersuchten Eingriffe waren viel intensiver und selektierten Arten mit der Fähigkeit, auf offenem Mineralboden überleben zu können. Auf den Plaggenhieb folgte eine oft jahrzehntelange Regenerationsphase, in der sich innerhalb der Bodenvegetation Sukzessionsprozesse abspielen konnten. In Siegenburg fehlen die Initialstadien mit freigelegtem Mineralboden und die Selektion durch mechanischen Eingriff bekommt ein hohes Gewicht.

Das Auftreten im Gebiet seltener Arten in streugennutzten Parzellen deckt sich mit den Ergebnissen einer polnischen Studie, die nachweisen konnte, dass durch regelmäßige Entfernung der Laubstreu die Artenvielfalt der Krautschicht gesteigert werden kann (DZWONKO & GAWRONSKI 2002). Bei der Streunutzung ist es nicht der Absolutwert der Artenzahl, der am markantesten reagiert, sondern die Heterogenität innerhalb der Flächen. Dafür ist der Nährstoffentzug nur mittelbar verantwortlich. Vielmehr greift das Streurechen mechanisch in die Konkurrenzverhältnisse ein, indem biomassereiche Arten entfernt und offene Stellen geschaffen werden. Für die Förderung konkurrenzschwacher, unproduktiver Arten sind die akrokarpnen Moose ein prägnantes Beispiel.

Die im Hinblick auf den örtlich Schutzzweck oft zitierte *Pulsatilla vernalis* kam nur zweimal in Vegetationsaufnahmen auf streugennutzten, stickstoffarmen Flächen vor. Ob sich der seit Jahren stagnierende kleine Bestand dieser Art in Folge der Eingriffe wieder erholen kann, ist aufgrund der hier gesammelten Ergebnisse nicht abzuschätzen. Auch für *Chimaphila umbellata* und die *Diphysium complanatum*-Gruppe fehlen hierfür die populationsbiologischen Grundlagen (HEIN 2003).

So senkt Streunutzung den N-Zeigerwert unterschiedlich stark. Dabei ist zu bedenken, dass mechanische Eingriffe in die Humusaufgabe die Umsetzungsvorgänge gerade in den sonst träge umsetzenden ärmeren Lagen anregen, was den Verlust an abbaubarer Substanz zumindest vorübergehend kompensieren kann. Diese Hypothese sollte in späteren Wiederholungsaufnahmen geprüft werden. Mit andauerndem Entzug sollte dieser Effekt verschwinden. Zudem ist das vorliegende System vermutlich auch ohne Streuentzug noch nicht N-gesättigt, wie Ein- und Austragsmessungen ergaben (PRIETZEL pers. Mitt.). Damit stellt sich die Frage, ob der Haupteffekt der Streunutzung auf die Bodenvegetation nicht durch den jährlichen mechanischen Eingriff erzielt wird.

Das Ausbleiben der Wirkung von Streunutzung auf säurezeigende Bodenpflanzen hat seine Ursache wohl in dem weiten ökologischen Toleranzbereich der Arten nährstoffarmer bodensaurer Kiefernwälder gegenüber der Bodenreaktion.

Unerwartet ist vor allem die Abnahme des Licht-Zeigerwertes nach der hier praktizierten Streunutzung, die keineswegs der Rückkehr von Offenlandarten Tür und Tor öffnet. Eine Erklärung muss die Konkurrenzhierarchie der Kiefernwälder berücksichtigen, in der die jeweils höheren Schichten das Lichtangebot aller darunter liegenden beeinflussen. So lässt ein lichter Baumschirm zwar viel Licht eindringen, die davon in erster Linie profitierenden Sträucher, Zwergsträucher oder Gräser können jedoch für die Mooschicht eine enorme Verschlechterung in der Verfügbarkeit der Ressource Licht bedeuten. Als Eingriff in die konkurrenzstarke Bodenvegetation fördert Streunutzung gerade genügsame Waldarten mit geringem Wuchspotential.

Schwer interpretierbar sind auch die statistisch nachweisbaren höheren Feuchte-Zeigerwerte nach Streunutzung. Ein Erklärungsansatz ist die Verringerung der Interzeption durch die Entfernung der höherwüchsigen Bodenvegetation. Allerdings kann man auch die Bewertung von kiefernbegleitenden Moosen wie *Leucobryum glaucum* (F=7) und *Campylopus pyriformis* (F=5) durch R. Düll in ELLENBERG et al. (1991) kritisch hinterfragen.

5.2. Quantitative Reaktion der Bodenvegetation

Die geringere Biomasse der Bodenvegetation an stickstoffreichen Standorten (N+) ist aus den Teilergebnissen der Schichten gut zu erklären. Die Zunahme in der Krautschicht spiegelt die hohen Deckungsanteile von *Avenella flexuosa* und Zwergsträuchern wider. Dass die Moose trotz besseren Stickstoffangebotes zurückgehen, ist auf das Konkurrenzgefüge zurückzuführen. Wo die Konkurrenten durch Streunutzung ausgeschaltet werden, reagiert die Moosbiomasse positiv auf N-Eintrag. Auf die Veränderungen in der Konkurrenzsituation zwischen Pflanzengruppen der Bodenvegetation durch Immissionen hat auch SCHMIDT (1993) hingewiesen.

Die Nährelementvorräte hängen vor allem von der Trockenmasse ab, aber nicht alle Elementvorräte folgen diesem Trend. So senken höhere Stickstoffverfügbarkeit und Streunutzung die C/N-Verhältnisse deutlich ab. Unter hohem Eintrag stecken in der geringen Gesamtmasse hohe N-Vorräte. Der überraschende Effekt der Streunutzung beruht wohl vor allem darauf, dass nach der Entnahme nicht-verholzte, N-reiche Triebe und Blätter nachwachsen. Außerdem verbessert die praktizierte Streunutzung zumindest vorübergehend die N-Verfügbarkeit.

Die Ergebnisse für das Nährelement Phosphor sind aus dem C/N-Verhältnis und damit dem besseren Umsatz der organischen Substanz zu erklären. Denn für die Versorgung der Vegetation mit pflanzenverfügbarem P ist wegen der starken spezifischen Bindung von Phosphatanionen an Eisen- und Aluminiumhydroxide bei niedrigem Boden-pH der laufende Umsatz der organischen Substanz entscheidend. Engere C/N-Verhältnisse verbessern über raschere Zersetzung die P-Versorgung. Auf streugennutzten Flächen schlägt trotz enger C/N-Verhältnisse die verringerte Menge an abbaubarem Material zu Buche.

Ca zeigt als einziges Nährelement keine Vorratsunterschiede zwischen N-reichen und -armen Flächen. Hier heben sich Unterschiede in der Trockensubstanz und höhere Gehalte gerade auf, was auf Gefäßpflanzen und Moose gleichermaßen zutrifft.

K und Mg folgen im Verhalten weitgehend dem N. Dass dabei Gefäßpflanzen so viel mehr profitieren als Moose, dürfte an ihrer Fähigkeit liegen, über Wurzeln Elemente aus dem glimmerreicher Sandboden aufzunehmen.

6. Schlußfolgerungen

Ohne die Streunutzungsmaßnahmen ist mit einem weiter fortschreitenden Wandel der Bodenvegetation auf den untersuchten Standorten zu rechnen. Dabei sollte die Wirkung und Dynamik der Gehölzschichten nicht unterschätzt werden. Die Wirkung der Streunutzungseingriffe auf die Artenzahl darf dabei nicht punktuell betrachtet werden. Denn gerade bei der Betrachtung größerer Flächeneinheiten zeigt sich die Veränderung im Artenspektrum. Das spricht für eine Erweiterung der streugennutzten Flächen, um auch von seltenen Arten stabile Populationen zu erhalten.

Weder das Artenspektrum noch die Kenngrößen der Standortfaktoren lassen bisher eine starke Verarmung des Standorts durch die Streunutzung erkennen. Sie sind bei Verzicht auf den radikalen Plaggenhieb erst mittel- bis langfristig zu erwarten (STUBER & BÜRGI 2002). Es wäre vermutlich auch kostengünstiger, in längeren Zeitabständen stärkere Entnahmen bis hin zum Plaggenhieb durchzuführen, als jährlich auf der Gesamtfläche zu arbeiten. Durch ein räumlich und zeitlich differenziertes Vorgehen können auch die Restvorkommen seltener Arten wie *Chimaphila umbellata* oder *Pulsatilla vernalis* berücksichtigt werden.

Erst in Kombination mit stärkerer Auflichtung der Waldbestände würde die Streunutzung ihre volle Wirkung auf Wasser- und Nährstoffhaushalt entfalten. BÜRGI & WOHLGEMUTH (2002) sehen in der zunehmenden Verdunkelung der Waldökosysteme einen der Hauptgründe für den Verlust von Arten (vgl. auch WALTHER & GRUNDMANN 2001). Die Reaktion der Vegetation auf die Beleuchtungsstärke ist dabei nicht linear sondern exponentiell (BRUNNER 1993). Auch in der Schweiz denkt man an die Herstellung durchkammerter, von Innensäumen durchsetzter Waldstrukturen, um Waldökosysteme aus Menschenhand zu erhalten (FACHSTELLE FÜR NATURSCHUTZ KANTON ZÜRICH 2001).

Schließlich ist bei der Frage nach dem „was und wohin“ der Blick nach dem „woraus und woher“ hilfreich: Die Luftbildauswertungen zeigen, dass bis vor einigen Jahrzehnten der Wald auf der Fläche des heutigen Naturschutzgebietes nicht geschlossen war. Neben den offenen Sandflächen der Dünenkämme gab es Unterbrechungen durch kleinflächigen Sandabbau. Der Wald war, nicht zuletzt in Folge der klein parzellierten Besitzstruktur und unterschiedlicher Nutzungsintensitäten, viel inhomogener als heute.

Will man also nicht statisch die augenblickliche ökologische Situation erhalten, sondern das Wirkungsgefüge, das den dynamischen Komplex der Sand-Kiefernwälder entstehen lässt, so ist Streunutzung nur ein Ansatzpunkt. Die partielle starke Verlichtung des Baumbestandes und teilweise Beseitigung der Strauchflora auch jenseits der streugennutzten Flächen sowie die gezielte Wiederherstellung von Initialstadien bzw. Sicherung bestehender offener Flächen sind mindestens ebenso wichtig. Hier stellt sich die Frage, inwieweit Schutzgebietsgröße, Eigentumsverhältnisse, Naturschutz- und Forstrecht eine Rückkehr zur früheren Nutzungsdynamik erlauben.

Bei der Auswahl der Verlichtungsflächen ist der N-Eintrag zu berücksichtigen. Eingriffe in den Waldbestand sollten bevorzugt in den noch vorhandenen N-armen, waldrandfernen Bereichen erfolgen (SPANGENBERG 2002), die für eine intensiviertere Streuentnahme vorgesehen sind. Eine Auflockerung des Kronendaches würde überdies zur Minderung des N-Eintrags beitragen (SPANGENBERG et al. 2002).

Eine weitere aktive Pflege ist nach den hier gesammelten Erfahrungen unumgänglich, um Reste der Sand-Kiefernwälder zu erhalten, ein Ende der N-Deposition ist schließlich nicht in Sicht (KÖLLING 1998). ELLENBERG (1996) sah in der Eutrophierung vormals nährstoffarmer Standorte eine der größten Veränderungs- und Gefahrenpotentiale für die Vegetation Mitteleuropas in unserer Zeit.

Danksagung

Für die wertvolle Hilfe und gute Zusammenarbeit danken wir dem Landschaftspflegeverband Kelheim, insbesondere Herrn Martin Eicher für die Finanzierung der Sach- und Fahrtkosten sowie die freundliche und entgegenkommende Zusammenarbeit. In Weihenstephan war uns Jörg Prietzel ein verlässlicher und immer anregender Projektpartner. Für ihre gewissenhafte und geduldige Unterstützung beim Vermessen, der Probennahme und ihren Rat gilt Dank Matthias Landgraf, Arno Röder, Franz Haneder und besonders Mathilde und Alois Beer, den Eltern des Erstautors und seinen Geschwistern.

Literatur

- AL-MUFTI, M. M., SYDES, C. L., FURNESS, S. B., GRIME, J. P. & BAND, S. R., (1977): A Quantitative Analysis of Shoot Phenology and Dominance in Herbaceous Vegetation. – *J. Ecol.* 65: 759–791.
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1996): Erläuterungen zur Geologische Karte von Bayern 1:500.000, 4. neu bearbeitete Auflage. – München.
- BEER, A. (2004): Vegetationskundliche Untersuchungen rezent streugennutzter Kiefernwälder auf Bindendünen des niederbayerischen Tertiärhügellandes. – Diplomarbeit FH Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft: 117 S.
- BRUNNER, A. (1993): Entwicklung von Bergmischwaldkulturen in den Chiemgauer Alpen und eine Methodenstudie zur ökologischen Lichtmessung im Wald. – *Forstliche Forschungsberichte München* 128: 18–86.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. – Eugen Ulmer, Stuttgart.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- DZWONKO, Z. & GAWRONSKI, S. (2002): Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. – *Biological Conservation* 106: 389–398.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5. Auflage. – Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D., (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobot.* 18: 1–258.

- ELLENBERG, H., JUN. (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. – Schweiz. Zeitschr. Forstwes. 135: 19–39.
- (1992): Folgen der verbesserten Verfügbarkeit von Stickstoff als Nährstoff für Flora und Fauna in Mitteleuropa. – Habilitationsschrift Univ. Hamburg: 63 S.
- EWALD J. & OHMANN, J. (2003): Spelling out alpha-, beta- and gamma-diversity in coniferous forests of the American Pacific Northwest. – Verhandl. Ges. Ökologie 33: 429.
- FACHSTELLE NATURSCHUTZ KANTON ZÜRICH (2001): Lichter Wald, Ergebnisse aus Erfolgskontrollen. – Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Zürich, Zürich.
- FISHER, R. A. & YATES, F. (1974): Statistical Tables for Biological, Agricultural and Medical Research, 6th Edition. – Longman, Harlow.
- GULDER, H.-J. (2001): Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns, als Überarbeitung der Karte von Kreutzer und Foerst von 1978. – Bayer. Landesanst. Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- HEIN, U. (2003): Multivariate Auswertungen zum Verhalten ausgewählter Pflanzenarten in Kiefernwäldern auf Sandböden. – Diplomarbeit FH Weihenstephan, Fachber. Landschaftsarchitektur, Freising.
- HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. – Diss. bot. 239, J. Cramer, Berlin/Stuttgart: 311 S.
- HILL, M.O. & GAUCH, H.G. (1980): Detrended correspondence Analyses: an improved ordination technique. – Vegetatio 42: 47–58.
- HOFMANN, W. (1994): Wälder und Forsten, mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild. – Der Wald, Sonderheft Ökosystemkatalog, Berlin.
- KAISER, K. O. (2004): Die Streunutzung, von einer agroökonomischen Zwangslage zum Mittel der Landschaftspflege im Naturschutzgebiet „Binnendünen bei Siegenburg“? – Diplomarbeit FH Weihenstephan, Fachber. Wald und Forstwirtschaft, Freising: 180 S.
- KÖLLING, C. (1998): Luftverunreinigungen und ihre Auswirkung in den Wäldern Bayerns, Ergebnisse der Stoffhaushaltsuntersuchungen an den Bayerischen Waldklimastationen 1991 bis 1998. – Ber. bayer. Landesanst. Wald und Forstwirtschaft 22: 22 S.
- KUHN, N. (1993): Ursachen floristischer und ökologischer Vorgänge in Waldbeständen. – Schweiz. Zeitschr. Forstwes. 144: 347–367.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. – In SCHMIDT, W.: Sukzessionsforschung: 617–631, J. Cramer, Vaduz.
- LORENZ, R. J. (1988): Grundbegriffe der Biometrie, 2. Auflage. – G. Fischer, Stuttgart: 241 S.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. (1999): Multivariate Analysis for Ecological Data, PC-ORD Version 4.20. – MjM Software, Glenden Beach, Oregon, U.S.A.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV: Wälder und Gebüsche, 2., stark bearbeitete Auflage. – G. Fischer, Jena.
- , SCHWABE, A., MÜLLER, T., KORNECK, D., LIPPERT, W., PATZKE, E. & WEBER, H.E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete, 8. Aufl. – E. Ulmer, Stuttgart.
- PRIETZEL, J., KOLB, E. & REHFUESS, K. E. (1997): Langzeituntersuchung ehemals streugennutzter Kiefernökosysteme in der Oberpfalz: Veränderungen von bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände. – Forstw. Cbl. 116: 269–290 S.
- REGIERUNG VON NIEDERBAYERN (1984): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Binnendünen bei Siegenburg und Offenstetten“ (GZ.: 820 – 8621.55). – Landshut.
- RODENKIRCHEN, H. (1992): Effects of acidic Precipitation, Fertilization and Liming on the Ground Vegetation in Coniferous Forests of Southern Germany. – Water, Air, and Soil Pollution 61: 279–294.
- (1995): Nutrient pools and fluxes of the ground vegetation in coniferous forests due to fertilizing, liming and amelioration. – Plant and Soil 168/169: 383–390.
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik, 7. Auflage. – Springer, Berlin: 846 S.
- SAS INSTITUTE INC. (1999): SAS Release 8.02. – Cary, NC, USA.
- SAUTER, R. (2003): Waldgesellschaften in Bayern, Vegetationskundliche und forstgeschichtliche Darstellung der natürlichen und naturnahen Waldgesellschaften. – Ecomed, Landsberg.
- SCHEURER, M. (1996): Trockene, bodensaure Kiefernwälder in Ostbayern. – Ber. Naturw. Ges. Bayreuth 23: 496–502.
- SCHMIDT, P. A. (1993): Veränderungen der Flora und Vegetation von Wäldern unter Immissionen. – Forstw. Cbl. 118: 213–224.

- SPANGENBERG, A. (2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern, Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. – Forstl. Forschungsber. München 190: 170 S.
- , FAIßT, G., KÖLLING CH., & MELLERT, K.-H., (2002): Das Nitratstragsrisiko in Bayerns Wäldern, Stickstoff in Bayerns Wäldern. – LWF-Aktuell 34: 9–14.
- STRAUßBERGER, R. (1999): Untersuchungen zur Entwicklung bayerischer Kiefern-Naturwaldreservate auf nährstoffarmen Standorten. – Naturwaldreservate in Bayern 4, IHW-Verlag, Eching: 180 S.
- STUBER, M. & BÜRGI, M. (2002): Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950, Nadel- und Laubstreu. – Schweiz. Zeitschr. Forstwes. 153: 397–410.
- TER BRAAK, C. J. F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. – Ecology 67: 1167–1179.
- WAGENKNECHT, E. (1939): Untersuchungen über die Vegetationsentwicklung nach Streunutzung in einem märkischen Kiefernrevier. – Zeitschr. Forst Jagdwes. 71: 59–80.
- WALENTOWSKI, H., GULDER, H.-J., KÖLLING, C., EWALD, J. & TÜRK, W. (2001): Regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. – Bayer. Landesanst. Wald u. Forstwirtschaft, Freising.
- , EWALD, J., FISCHER A., KÖLLING, C. & TÜRK, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. – Geobotanica, Freising.
- WALTHER, G.-R. & GRUNDMANN (2001): Trends of vegetation change in colline and submontane climax forests in Switzerland. – Bulletin Geobot. Institute ETH 67: 3–12.
- WHITTAKER, R. H. (1960): Vegetation of the Siskiyou Mountains. – Ecological Monographs 30: 279–338.
- WILCOXON, F. & WILCOXON, R. A. (1964): Some Rapid Approximate Statistical Procedures. – Lederle Laboratories, Pearl River, New York, USA.
- WILMANN, O. (1989): Zur Frage der Reaktion der Waldboden-Vegetation auf Stoffeintrag durch Regen, eine Studie auf der Schwäbischen Alb. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 160: 165–175.
- WOHLGEMUTH, T., BÜRGI, M., SCHEIDEGGER, C. & SCHÜTZ, M. (2002): Dominance reduction of species through disturbance, a proposed management principle for central european forests. – Forest Ecology and Management 166: 1–15.

Dipl.-Ing. (FH) Alois Beer
Prof. Dr. Jörg Ewald
Fachbereich Wald und Forstwirtschaft
Fachhochschule Weihenstephan
Am Hochanger 5
85354 Freising
e-mail: joerg.ewald@fh-weihenstephan.de

