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

Tuexenia 24: 191–206. Göttingen 2004.

Gehen dem *Luzulo-Fagetum* die Trennarten verloren? Veränderungen der Bodenvegetation in bodensauren Buchenwäldern und Fichtenbeständen des Solling in mehr als drei Jahrzehnten*

– Martin Weckesser, Wolfgang Schmidt –

Zusammenfassung

Anhand von Vergleichen vegetationskundlicher Aufnahmen aus den Jahren 1966–1968 und 1999–2000 werden die zeitlichen Veränderungen der Vegetation in bodensauren Buchenwäldern und Fichtenbeständen des Solling (Niedersachsen) untersucht. Besonders für die Fichtenbestände lässt sich dabei ein Rückgang im Deckungsgrad der Bodenvegetation bei gleichzeitiger Zunahme der Artenzahlen pro Fläche belegen. Arten der Waldschläge und -verlichtungen sind neu zu der ursprünglichen Artenkombination der Bestände hinzugekommen. Steigende Tendenzen bei den mittleren Stickstoffzahlen belegen eine Zunahme von Stickstoffzeigern in der Bodenvegetation von Buchen- und Fichtenbeständen, während mit den Säurezeigern die Trennarten des *Luzulo-Fagetum* abgenommen haben. In Zusammenhang mit diesen anthropogenen Veränderungen der Bodenvegetation durch Eutrophierung und Kalkung wird die zukünftige Entwicklung mitteleuropäischer bodensaurer Buchenwaldgesellschaften diskutiert.

Abstract: Is *Luzulo-Fagetum* losing its differential species? Changes in the vegetation of beech forests and spruce stands on acidic soils of the Solling-Hills over more than three decades

Changes in ground vegetation of beech forests and Norway spruce stands on acidic soils are investigated by comparing vegetation relevés recorded in 1966–1968 and 1999–2000 in the Solling-Hills (Lower Saxony). The study shows an obvious decrease in the cover of the ground layer especially in spruce stands. Species numbers per area, by contrast, have increased significantly. Species of forest clearings that were absent thirty years ago are present today in both spruce and beech stands. By comparing Ellenberg indicator values an increase of nutrient indicators can be detected whereas acid-tolerant differential species of the *Luzulo-Fagetum* have declined in significance. Against this background of anthropogenic change in forest vegetation caused by eutrophication and liming the future development of acidic central European beech forests is discussed.

Keywords: eutrophication, *Galio harcynici-Culto-Piceetum*, *Luzulo-Fagetum*, Solling, species diversity, vegetation monitoring.

Nomenklatur: Gefäßpflanzen: WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), Moose: KOPERSKI et al. (2000)

1. Einleitung

Die mitteleuropäischen Waldökosysteme sind seit jeher stark durch den Menschen beeinflusst (ELLENBERG 1996). Neben direkten forstlichen Eingriffen werden die Standortbedingungen unserer Wälder heute besonders durch Stickstoff- und Säureeinträge verändert (BOBBINK et al. 1998, SCHMIDT 1999a, DALTON & BRAND-HARDY 2003). Durch die Eutrophierung findet eine zunehmende Angleichung der Bodenverhältnisse statt, wie die bundesweite Bodenzustandserhebung belegt (WOLFF & RIEK 1997, WILPERT & BUBERL 1998, RIEK et al. 2002). Vor allem in Pflanzengemeinschaften, in denen Stick-

* Dr. Albrecht Gerlach (Oldenburg) nachträglich zum 60. Geburtstag gewidmet!

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

stoff- und Basenversorgung bisher Mangelfaktoren darstellten, sind daher Veränderungen in der Struktur und Zusammensetzung der Vegetation festzustellen (BOBBINK et al. 1998, FISCHER 1999, SCHMIDT 1999a, DIEKMANN & FALKENGREN-GRERUP 2002). Ebenso wie bei den Bodenverhältnissen ist dabei mit einer Nivellierung des Vegetationsbildes bodensaurer Wälder bzw. mit einem Rückgang typischer Kenn- und Trennarten dieser Vegetationseinheiten zu rechnen (REIF 1998).

Vergleichende Untersuchungen über die Vegetationsentwicklung in Waldgesellschaften auf armen Standorten, die mehrere Jahrzehnte umfassen, liegen bisher in zu geringem Umfang vor, um genaue Aussagen über das Ausmaß derartiger Veränderungen treffen zu können. Ein solcher zeitlicher Vergleich von Aufnahmekollektiven aus bodensauren Buchenwäldern und Fichtenbeständen steht in der vorliegenden Untersuchung im Mittelpunkt. Ziel des Vergleiches ist es, floristisch-strukturelle Veränderungen der Vegetation dieser Bestände aufzudecken und die zukünftige Entwicklung von Waldgesellschaften auf sauren Böden, wie sie besonders durch das *Luzulo-Fagetum* repräsentiert werden, zu prognostizieren.

Vegetationsökologisches Monitoring, wie es im Prinzip auch hier durchgeführt wird, findet heute vor allem auf Daueruntersuchungsflächen statt. Dieses Vorgehen bietet ein hohes Maß an methodischer Sicherheit (PFADENHAUER et al. 1986, SCHMIDT 1999a). In Wäldern als langlebigen Ökosystemen ergibt sich dabei das Problem, dass sich die Vegetation im Allgemeinen nur sehr langsam verändert. Gleichzeitig erfordert die Einrichtung und laufende Beobachtung von Dauerflächen einen erheblichen Aufwand. Vielfach ist es unsicher, ob eine einmal eingerichtete Dauerfläche über die erforderliche Zeit hinweg bestehen bleibt (THOMAS et al. 1995). In Wirtschaftswäldern ergibt sich zusätzlich das Problem, dass sich durch direkte forstliche Maßnahmen wie Baumartenwahl und Bestandesbehandlung nicht nur die Standortsverhältnisse (z.B. Licht) verändern, sondern damit auch eine ständige Störung der natürlichen Prozesse verbunden ist (BRUNET et al. 1996, 1997, SCHMIDT 1999b, 2003). Hinzu kommen die besonders für Nadelholzforsten geltenden Anfälligkeiten gegenüber Kalamitäten wie Windwurf, Schneebruch, Insektenfraß usw. (OTTO 1985, 1994, SCHMIDT-VOGT 1986). Was als grundlagenorientierte Sukzessionsforschung mit der Dokumentation der lang- und kurzfristigen Vegetationsdynamik von Natur- und Wirtschaftswäldern durchaus interessant sein kann, erschwert so im angewandten Monitoring Aussagen über die Umweltsituation oder zu Maßnahmen der Forstwirtschaft und des Naturschutzes (SCHMIDT 1999a).

Als Alternative oder Ergänzung zu Dauerflächenuntersuchungen bietet sich der Vergleich älterer und neuerer Vegetationsaufnahmen auf „Quasi-Dauerflächen" (BÖCKER et al. 1983, RÖDER et al. 1996) an. Dabei werden Wiederholungsaufnahmen auf Flächen durchgeführt, die sich meist nicht punktgenau wieder finden lassen, sondern für die ein Hinweis auf eine Forstabteilung oder Forsteinrichtungseinheit vorliegt, z.T. ergänzt mit Kartenskizzen im Maßstab 1:25.000 oder 1:10.000. Im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden wurde dieser Ansatz seit Mitte der achtziger Jahre verstärkt eingesetzt (vergl. WITTIG et al. 1985, BUCK-FEUCHT 1986, BÜRGER 1988, ROST-SIEBERT 1988, SEIDLING 1990, ZERBE 1993, STETZKA 1994, RÖDER et al. 1996). Neben der methodischen Schwäche, die historischen Aufnahmen exakt zu lokalisieren, ergab sich eine weitere Schwierigkeit in der forstlich bedingten Entwicklung der Wälder. Auflichtungen von Buchenalthölzern zur Einleitung der Naturverjüngung oder kurze Umtriebszeiten und kalamitätsbedingte Störungen von Fichtenbeständen reduzieren die Zahl der vergleichbaren Bestände häufig (ZERBE 1993, RÖDER et al. 1996).

Im vorliegenden Vergleich wird für die Darstellung und Interpretation der Vegetationsänderungen in Buchen- und Fichtenbeständen des Solling zwischen 1966 und 2000 ein methodischer Ansatz gewählt, den bereits WILMANNS & BOGENRIEDER (1986, 1987, 1995) und WILMANNS et al. (1986) zum Nachweis der langjähriger Veränderungen in Wäldern des Kaiserstuhls erfolgreich anwendeten: Pflanzensoziologische Aufnahmekollektive werden direkt verglichen. In diesen Arbeiten sowie bei WITTIG et al. (1985) finden sich auch ausführliche Angaben über die Voraussetzungen, Interpretationsmöglichkeiten und

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

Grenzen zu dieser Methode des Tabellenvergleichs mit Einzelaufnahmen (einschließlich Überlegungen zur Statistik). Von 1966 bis 1968 nahm GERLACH (1970) im Rahmen des Solling-Projekts der DFG (IBP, ELLENBERG et al. 1986) unter anderem die Vegetation der Buchen- und Fichtenbestände des Solling auf. Für den BMBF-Forschungsverbund „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" fertigte WECKESSER (2003) in der „Fallstudie Waldlandschaft Solling – Indikatoren und Strategien für eine nachhaltige, multifunktionelle Waldnutzung" in den Jahren 1999–2000 erneut eine größere Zahl von Vegetationsaufnahmen in Buchen- und Fichtenbeständen an. Diese Aufnahmekollektive werden im Folgenden in Bezug auf Unterschiede in Diversität und Aufbau der Bodenvegetation verglichen. In Begrenzung auf ein enges standörtliches Spektrum ausgewählter Vegetationseinheiten sollen im Vergleich der beiden Zeiträume folgende **Hypothesen** geprüft werden:

H1: Die Diversität der Bodenvegetation in Buchen- und Fichtenbeständen des Solling hat in den letzten 30 Jahren zugenommen.

H2: Parallel zum Anstieg der Artendiversität haben die Deckungsgrade der Bodenvegetation zugenommen.

H3: Die Diversitätszunahme der Bodenvegetation ist insbesondere durch Kalkungs- und Stickstoffzeiger bedingt.

H4: Kalkungsmaßnahmen und Stickstoffeinträge führen in geschlossenen Altbeständen zu einer Abnahme der Säure- und Magerkeitszeiger. Aufgrund dieser anthropogenen Veränderungen gehen vor allem die Trennarten des *Luzulo-Fagetum* bzw. des *Galio harcynici-Calto-Piceetum* zurück.

2. Untersuchungsgebiet

Der Solling erstreckt sich als Teil des Weserberglandes am Nordrand der deutschen Mittelgebirgsschwelle etwa 80 km südlich von Hannover. Der Hauptteil des Gebirges liegt in Höhenlagen von 300 bis 450 m ü. NN. Der geologische Untergrund besteht aus Mittlerem Buntsandstein, welcher von periglazial umgelagertem Löss unterschiedlicher Mächtigkeit überlagert wird. Vorherrschend sind Braunerden oder braunerdeähnliche Böden mit schwacher bis mäßiger Podsoligkeit. Als Humusformen treten verschiedene Formen des Moder auf (ELLENBERG et al. 1986).

Der Solling ist dem forstlichen Wuchsgebiet „Südniedersächsisches Bergland" zuzuordnen und wird in die zwei forstliche Wuchsbezirke Unterer Solling (200–400 m ü. NN) und Hoher Solling (ab 400 m ü. NN) unterteilt, welche klimatischen Höhenstufen entsprechen. Das Klima des Gebietes ist subozeanisch, gekennzeichnet durch hohe Niederschlagsmengen (Unterer Solling: 900 mm, Hoher Solling: 1050 mm im Jahr) bei relativ niedrigen Jahresmitteltemperaturen (Unterer Solling: 7,5°C, Hoher Solling: 6,5°C). Der Wuchsbezirk Unterer Solling fällt in die kolline bis submontane, der Hohe Solling bereits in die montane Stufe (ELLENBERG et al. 1986, OTTO 1991, NMELF 1996). Im kühl-feuchten Klima des Solling bildet auf den vorherrschenden armen Buntsandstein-Standorten das *Luzulo-Fagetum* die potenziell natürliche Vegetation (GERLACH 1970, ELLENBERG et al. 1986).

Buchenwälder stellten seit dem Subatlantikum (ca. 800 v. Chr.) die im Gebiet dominierende Vegetationsform dar. Bis ins 9. Jahrhundert blieb der Solling ein geschlossenes Buchenwaldgebiet, das lediglich im Bereich stärkerer Vermoorung bzw. Vernässung durch Birken-Bruchwälder oder durch offene Moorflächen unterbrochen wurde (GERLACH 1970). Aufgrund der ungünstigen geologischen und klimatischen Bedingungen erfolgte die Besiedlung relativ spät (ca. 800 n. Chr.). Vom 14. Jahrhundert an unterlagen die Wälder des Solling einer intensiven und vielfältigen Ausbeutung (Holzeinschlag, Waldweide, Streunutzung, Köhlerei, Pottaschegewinnung). Erst mit der gänzlichen Trennung von Wald und Weide im 19. Jahrhundert erfolgte der vollständige Übergang zur Hochwaldwirtschaft und mit ihm eine Ausdehnung und Regeneration der Waldbestände (GERLACH 1970, NMELF 1996, WECKESSER 2003). Die Fichte hat im Solling keine natürlichen Vorkommen (FIRBAS 1952, SCHMIDT-VOGT 1986). Vielmehr wurde sie zu Beginn des 18. Jahrhunderts eingeführt und diente zunächst besonders zur schnellen Aufforstung von entwaldeten

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

Flächen. Seit dem Ende des 19. Jahrhunderts wurden auch Laubholzbestände in Fichtenforste umgewandelt. Nach dem Zweiten Weltkrieg wurden schließlich weiträumige Kahlschlagsflächen (Reparationshiebe) mit Fichten aufgeforstet. In den vergangenen 200 Jahren dehnte sich der Anteil der Fichte an der Waldfläche im gesamten Solling auf 40% aus (NMELF 1996). Damit erfolgte eine grundlegende Veränderung des Landschaftsbildes.
Die heutige Waldfläche im Solling umfasst rund 40.000 ha, davon sind 86% Eigentum des Landes Niedersachsen. Unter allen Bestandestypen bilden Fichten-Reinbestände im Landeswald mit 31% den Hauptanteil an der Waldfläche. Lediglich 17% sind mit Buchen-Reinbeständen bewachsen (NMELF 1996). Buchen-Nadelbaum-Mischbestände, die heute auf etwa 24% der landeseigenen Flächen stocken, sollen in Zukunft im Solling eine bedeutende Rolle einnehmen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 1991, NMELF 1996, WECKESSER 2003).

3. Methodik

Grundlage für den Vergleich der Vegetation über mehr als drei Jahrzehnte sind die von GERLACH (1970) in den Jahren 1966–68 und von WECKESSER (2003) in den Jahren 1999–2000 gewonnenen Vegetationsaufnahmen. Dabei handelt es sich nicht um Wiederholungsaufnahmen genau eingemessener Dauerflächen oder ungefähr lokalisierbarer Aufnahmeflächen (Quasi-Dauerflächen, entsprechend dem Vergleich von ZERBE 1993), sondern um die publizierte (GERLACH 1970) oder repräsentative Auswahl (WECKESSER 2003) von Vegetationsaufnahmen der im Solling großflächig vorkommenden Hainsimsen-Buchenwälder und der sie ersetzenden Fichtenforste. Um den standörtlichen und vegetationsökologischen Vergleich möglich zu machen, konzentriert sich dieser bei den Buchenwäldern allein auf das *Luzulo-Fagetum typicum* (Sauerklee-Variante, GERLACH 1970, Tab. 1, Spalte 23–37, 15 Aufnahmen; WECKESSER 2003, 25 Aufnahmen), bei den Fichtenbeständen auf das *Galio harcynici-Cultо-Piceetum oxalidetosum* nach ZERBE (1993) mit 12 Aufnahmen von GERLACH (1970, Tab. 3, Spalte 19–30) und 17 Aufnahmen von WECKESSER (2003). In allen Fällen handelt es sich um nicht aufgelichtete Altbestände (i.d.R. älter als 90 Jahre). Die Vegetationsaufnahmen von GERLACH (1970) und WECKESSER (2003) unterscheiden sich hinsichtlich der Größe der Aufnahmeflächen und durch die Verwendung unterschiedlicher Schätzskalen. Bei GERLACH (1970) finden sich keine expliziten Angaben über die Größe der Aufnahmefläche. Es ist aber davon auszugehen, dass die für bodensaure Waldgesellschaften anzustrebende Minimalfläche von 100–200 m² (DIERSCHKE 1994) in jedem Fall eingehalten wurde und bei der Artenarmut vieler Flächen vermutlich deutlich darüber lag. Die Aufnahmen von WECKESSER (2003) umfassen einheitlich Flächen von 400 m².

Während die Deckungsgradschätzung in den Vegetationsschichten von GERLACH (1970) nach der sechsteiligen Braun-Blanquet-Skala (ohne r, DIERSCHKE 1994) erfolgte, schätzte WECKESSER (2003) den Deckungsgrad in einer Prozentskala mit 2- bis 10%-Stufen (sowie r und + für Deckungsgrade unter 1%). Zur Berechnung quantitativer Werte wurden die Deckungsgrade nach Braun-Blanquet in mittlere Deckungsprozente transformiert (s. DIERSCHKE 1994).

Die Vegetationsaufnahmen wurden hinsichtlich folgender Struktur- bzw. Vegetationsmerkmale ausgewertet:

a) Gesamtdeckung der Vegetationsschichten;
b) Diversitäts- und Dominanz-Indizes (Artenzahl pro Fläche, Shannon-Weaver-Index, Evenness, reziproker Wert des Berger-Parker-Index, vergl. BERGER-PARKER 1970, HAEUPLER 1982, MAGURRAN 1988);
c) Mittlere Licht-, Stickstoff- und Reaktionszeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992);
d) Wald- und Offenlandarten-Spektrum nach der von M. SCHMIDT et al. (2002, 2003) erstellten Liste für das Hügel- und Bergland.

Geänderte Umweltbedingungen äußern sich in Pflanzengemeinschaften am deutlichsten durch ein verändertes Artenspektrum. Artenzunahmen und -verluste kennzeichnen ablaufende Sukzessionen (ELLENBERG 1979, DIERSCHKE 1994). Daher berücksichtigen die Berechnungen zu den Zeigerwerten und zum Waldartenspektrum allein die Präsenz, nicht aber den Deckungsgrad der Arten (ELLENBERG et al. 1986). Allein bei der Betrachtung der Arten, die mit höherer Stetigkeit in den Vegetationsaufnahmen vertreten waren, erfolgte auch eine statistischer Vergleich der Deckungsgrade. Die Berechnungen erfolgten mit dem Computerprogramm FRIDOLINO, das von Herrn A. Parth (Institut für Waldbau der Universität Göttingen) für die Auswertung vegetationskundlicher Daten ent-

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

wickelt wurde. Statistische Vergleiche zwischen 1966/68 und 1999/2000 erfolgten durch den U-Test nach Mann-Whitney (SACHS 1984), wobei als Signifikanzniveau ein Wert von einheitlich $p \leq 0{,}05$ akzeptiert wurde.

4. Ergebnisse

4.1. Gesamtdeckung der Vegetationsschichten

Hainsimsen-Buchenwälder in der Optimalphase weisen eine dicht geschlossene Baumschicht auf und lassen im Vergleich zu entsprechenden Fichtenbeständen nur sehr wenig Licht durch. Dementsprechend sind Strauch-, Kraut- und Moosschicht auch im *Luzulo-Fagetum* des Solling deutlich weniger entwickelt als im *Galio harcynici-Culto-Piceetum*. Im Vergleich zwischen 1966/68 und 1999/2000 hat sich der mittlere Gesamtdeckungsgrad der Baumschichten kaum verändert. In den Buchenbeständen hat jedoch der Deckungsgrad der Kraut- und Moosschicht stark und signifikant abgenommen. Nur noch 7% anstelle von 30% werden heute im Mittel von der Krautschicht in Buchenwäldern bedeckt. In den Fichtenbeständen ist dieser Trend zur Deckungsgradabnahme aufgrund starker Streuungen der Werte nicht signifikant ausgeprägt. Da in der Baumschicht vergleichsweise geringe Abnahmen im Deckungsgrad notiert wurden und somit auch die Lichtverhältnisse mehr oder weniger konstant geblieben sein dürften, müssen die Veränderungen in den Deckungsgraden der Bodenvegetation andere Ursachen haben. Da hier lediglich die Gesamtdeckungsgrade der Vegetationsschichten verglichen wurden, sind methodisch bedingte Unterschiede auszuschließen.

Beim Vergleich der Summen der einzelnen Art-Deckungsgrade mit den jeweiligen geschätzten Gesamtdeckungen zeigen sich jedoch Unterschiede zwischen den beiden verglichenen Datenreihen. So ergeben sich für die Krautschicht der Fichtenbestände bei GERLACH (1970) bei der Aufsummierung der Art-Deckungsgrade Werte, die um etwa 60% höher sind als die geschätzte Gesamtdeckung der Krautschicht sind (Tab. 1). Diese Abweichungen lassen sich vor allem durch den Gebrauch unterschiedlicher Schätzskalen durch die beiden Autoren erklären (vergl. WILMANNS & BOGENRIEDER 1986). Beim Auftreten vieler Arten mit niedrigen Deckungsgraden in der Braun-Blanquet-Skala, wie dies in den Fichtenbeständen der Fall ist, sind entsprechende Erhöhungen nach der Transformation und Aufsummierung der einzelnen Werte nicht ungewöhnlich. Bei insgesamt geringeren Deckungsgraden und Artenzahlen für die Buchenwälder (geringere vertikale Überlappung der Arten) und bei Verwendung einer Prozentskala wie bei WECKESSER (2003) ist diese Abweichung dagegen deutlich geringer.

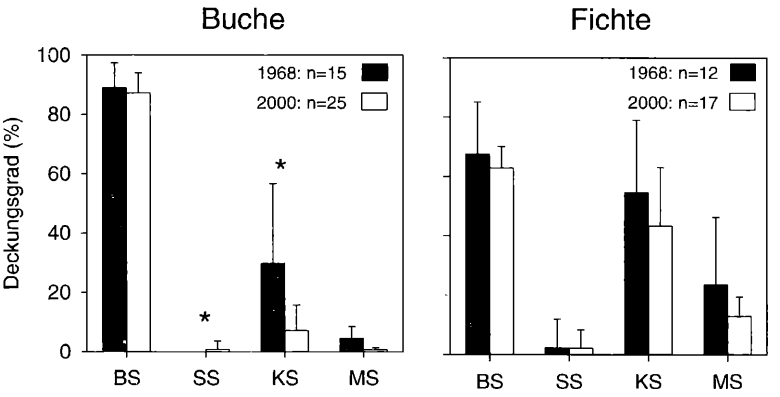


Abb. 1: Mittlere Deckungsgrade der Vegetationsschichten in Buchen- und Fichtenbeständen im Solling. Vergleich der Aufnahmen von GERLACH (1970) und WECKESSER (2003) aus den Jahren 1966/68 und 1999/ 2000. Fehlerbalken = Standardabweichung. BS = Baum-, SS = Strauch-, KS = Kraut-, MS = Moosschicht.

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

Tab. 1: Vergleich der insgesamt geschätzten Deckungsprozente für die Kraut- und Moosschicht sowie der aufsummierten Einzeldeckungsprozente (bei GERLACH 1970 nach Transformation der Braun-Blanquet-Deckungsgrade) für die Buchen- und Fichtenbestände des Solling. Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichung.

	GERLACH (1970)					
	Gesamt-deckung (%)	Deckungs-gradsumme aus den Einzel-werten (%)	% der Gesamt-deckung	Gesamt-deckung (%)	Deckungs-gradsumme aus den Einzel-werten (%)	% der Gesamt-deckung
Buche	n = 15					
Krautschicht	29,8±26,9	±30,6	125 %	7,2±8,5	9,7±10,0	135 %
Moosschicht	4,5±4,0	±6,5	144 %	0,7±0,5	0,5±0,5	71 %
Fichte	n = 12					
Krautschicht	54,6±24,4	±44,9	161 %	43,3±19,7	57,1±30,3	132 %
Moosschicht	23,6±22,7	±33,4	156 %	12,9±6,5	12,5±6,7	97 %

4.2. Diversitäts- und Dominanz-Indizes

Die Artenzahl pro Aufnahmefläche ist zu beiden Vergleichszeiten in den Buchenbeständen deutlich niedriger als in den Fichtenbeständen. Dies gilt sowohl für die Krautschicht als auch für die Zahl der epigäischen Moose (Abb. 2). Im Untersuchungszeitraum hat die Zahl der Pflanzenarten in beiden Vegetationsschichten zugenommen. Während in der Krautschicht der Buchenwälder die Artenzahl von knapp 8 Arten auf 11 Arten/Aufnahmefläche anstieg (statistisch nicht signifikant), ließ sich in den Fichtenbeständen die Zunahme von 16 auf 29 Arten/Aufnahmefläche statistisch sichern. Auch in der Moosschicht der Fichtenbestände wurden 1999/2000 im Durchschnitt 5 Arten/Aufnahmefläche mehr als 1966/68 notiert. Im Gegensatz dazu weisen alle ausgewerteten Dominanz- und Diversitäts-Indizes in die entgegengesetzte Richtung (Abb. 3). Die Evenness als Maß für die Gleichverteilung der Arten sinkt im Untersuchungszeitraum. Ebenso nimmt der reziproke Wert des Berger-Parker-Index ab. Dieser Dominanzindex bezieht sich auf den Anteil der Art mit dem höchsten Deckungsgrad an der Deckungsgradsumme aller Arten.

Allerdings ist dieser Diversitätsverlust nur für die Fichtenbestände statistisch absicherbar, für die Buchenwälder ist aber ein vergleichbarer Trend unverkennbar. Für den Shannon-Weaver-Index, in den Artenzahl und Deckungsgradverteilung gleichermaßen einfließen, ist diese Tendenz überraschend. Aufgrund zunehmender Artenzahlen liegt es zunächst nahe, eine Zunahme dieses Wertes anzunehmen. Es zeigt sich aber, dass sich die Verschiebungen der Dominanzverhältnisse stärker auf den Shannon-Weaver-Index auswirken als die Verschiebungen der Artendiversität. Die Abnahme des reziproken Berger-Parker-Index und der Evenness weisen darauf hin, dass heute im Gegensatz zu vor rund drei Jahrzehnten die Dominanz einzelner Arten in der Krautschicht das Bild der Waldgesellschaften im Solling stärker prägt. Besonders deutlich hat sich dabei die Dominanzstruktur der Krautschicht der Fichtenbestände im Solling verändert.

4.3. Mittlere Zeigerwerte

Sofern nur die Präsenz der Arten berücksichtigt wird, zeigen Licht-, Stickstoff- und Reaktionszeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) für die Kraut- und Moosschicht signifikante Veränderungen im Zeitraum zwischen 1966/68 und 1999/2000 (Abb. 4). Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Deckungsgrade ergeben sich relativ geringe, statistisch nicht absicherbare, in der Regel aber gleich gerichtete Tendenzen wie bei der qualitativen Berechnung.

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

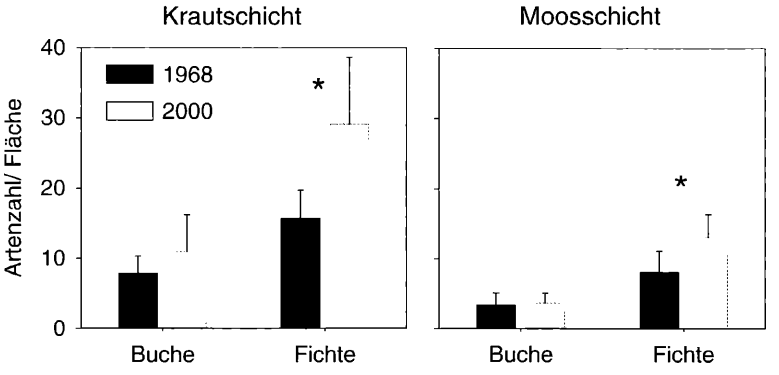


Abb. 2: Mittlere Artenzahlen von Kraut- und Moosschicht in Buchen- und Fichtenbeständen im Solling. Vergleich der Aufnahmen von GERLACH (1970) und WECKESSER (2003) aus den Jahren 1966/68 und 1999/2000. Fehlerbalken = Standardabweichung.

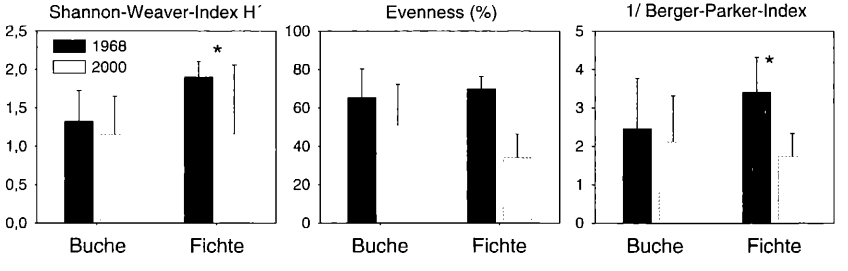


Abb. 3: Mittlere Diversitäts- und Dominanz-Indices der Krautschicht in den Aufnahmen von GERLACH (1970) und WECKESSER (2003) aus den Jahren 1966/68 und 1999/2000. Fehlerbalken = Standardabweichung.

Am geringsten ist die Zunahme der mittleren Lichtzahl. Der Unterschied lässt sich allerdings nur für die Fichtenbestände statistisch absichern. Zusammen mit den insgesamt niedrigen Lichtzahlen entspricht dies auch dem höheren, aber vergleichsweise gering veränderten Deckungsgraden der Baumschicht in den Buchenwäldern. Deutlich zugenommen in den Buchen- und Fichtenbeständen des Solling haben Arten, die auf bessere Stickstoff- und Basenversorgung hinweisen. Insgesamt sind aber auch heute die Standorte anhand ihrer floristischen Ausstattung noch als mäßig stickstoffreich und von Säurezeigern geprägt anzusprechen.

4.4. Wald- und Offenlandarten

Der Anteil der vorwiegend an geschlossenen Wald gebundenen Arten ist in Buchenwäldern höher als in Fichtenbeständen (Abb. 5). Im Verlauf der letzten Jahrzehnte hat er in den Fichtenbeständen des Solling abgenommen. Gleichzeitig ist der Anteil an Arten der Waldränder und auf Waldverlichtungen signifikant angestiegen, erreicht aber selbst in Fichtenbeständen nicht mehr als 6%. In den Aufnahmen von GERLACH (1970) fehlt diese Artengruppe ganz.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen den Buchen- und Fichtenbeständen besteht im Verhältnis der Wald- und Offenlandarten. Während in den Buchenwäldern der Anteil der Arten, die Wald und Offenland gleichermaßen besiedeln, bei 60% des Artenspektrums liegt, sind es in den Fichtenwäldern nur 5–8%. Umgekehrt dominieren in den Fichtenbeständen mit 65–70% solche Krautschichtarten, die ihren Schwerpunkt eindeutig im Offenland haben. Wesentliche Veränderungen in diesen Artengruppen haben zwischen 1966/68 und 1999/2000 nicht stattgefunden.

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

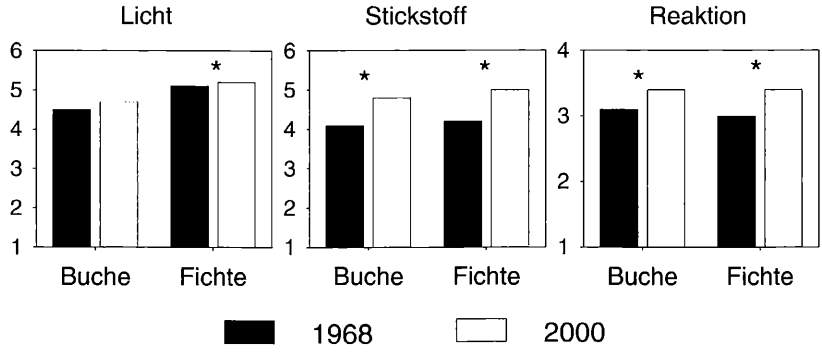


Abb. 4: Mittlere qualitative Zeigerwerte der Kraut- und Moosschicht (Licht und Reaktion) bzw. der Krautschicht (Stickstoff) in Buchen- und Fichtenbeständen im Solling. Vergleich der Aufnahmen von GERLACH (1970) und WECKESSER (2003) aus den Jahren 1966/68 und 1999/2000.

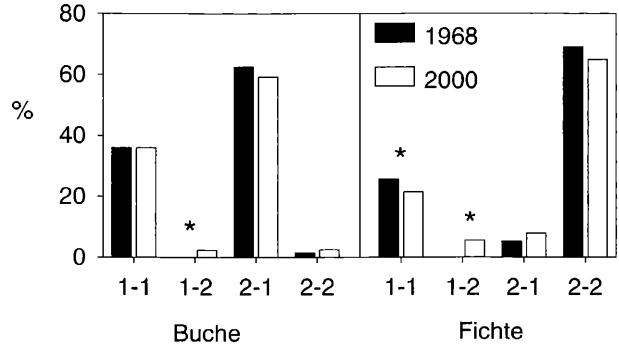


Abb. 5: Wald- und Offenlandarten-Spektren für Buchen- und Fichtenbestände im Solling auf Grundlage der von SCHMIDT et al. (2002, 2003) erstellten Listen für das Hügel- und Bergland (Mittelwerte, qualitative Berechnung). Vergleich der Aufnahmen von GERLACH (1970) und WECKESSER (2003) aus den Jahren 1966/68 und 1999/2000.
1-1: Waldarten; 1-2: Arten der Waldränder und Waldverlichtungen; 2-1: im Wald wie im Offenland zu findende Arten; 2-2: Schwerpunkt im Offenland.

4.5. Veränderungen auf Artniveau

Eine Reihe von Arten der Kraut- und Moosschicht weist im Vergleich der älteren mit den neueren Vegetationsaufnahmen eine Zunahme auf. In den Buchenwäldern (Tab. 2) sind dies (Z: entsprechende Zunahmen stellte auch ZERBE (1993) zwischen 1968 und 1991 im Solling fest): *Rubus idaeus* (Z), *Dryopteris dilatata* (Z), *Urtica dioica* (Z), *Cardamine flexuosa* (Z) und *Brachythecium rutabulum*. In den Fichtenbeständen (Tab. 3) haben in Stetigkeit und Deckungsgrad in der Krautschicht *Fagus sylvatica* (z.T. auch gepflanzt!), *Rubus fruticosus* agg. (Z), *Calamagrostis epigejos* (Z), *Stellaria media* (Z), *Digitalis purpurea* (Z), *Cardamine flexuosa* (Z), *Senecio ovatus*, *Epilobium montanum* (Z), *Stellaria alsine* (Z), *Impatiens parviflora* (Z), *Galium aparine*, *Poa trivialis*, *Frangula alnus* und *Ranunculus repens*, in der Moosschicht *Eurhynchium praelongum*, *Brachythecium rutabulum* und *Tetraphis pellucida* signifikant zu genommen. (Nicht hinzuzuzählen ist *Pseudotaxiphyllum elegans*, das von GERLACH (1970) im Gelände von anderen, verwandten Arten nicht unterschieden wurde, die in den Tabellen als *Plagiothecium* spec. zusammengefasst sind.)

Eine Reihe von Arten hat 1999/2000 gegenüber 1966/68 in Stetigkeit und/oder Deckungsgrad abgenommen; in den Buchenwäldern sind dies *Oxalis acetosella*, *Luzula luzuloides*,

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

Deschampsia flexuosa, Carex pilulifera, Calamagrostis arundinacea und *Polytrichum formosum*. Für diese Arten fand ZERBE (1993) bei seinen Wiederholungsaufnahmen allein bei *Deschampsia flexuosa* eine Stetigkeitszunahme, sonst keine signifikanten Unterschiede zu den Aufnahmen von GERLACH (1970). In den Fichtenbeständen lassen sich die Arten, die im Deckungsgrad signifikant abgenommen haben, in zwei Gruppen untergliedern. Zu den Arten, bei denen sich die Stetigkeit kaum veränderte, zählen *Luzula luzuloides, Carex pilulifera, Galium saxatile, Sorbus aucuparia, Picea abies* und *Dicranella heteromalla*. Zu den Arten, bei denen nicht nur der Deckungsgrad, sondern auch die Stetigkeit abnahm, zählen *Dryopteris carthusiana, Vaccinium myrtillus, Calamagrostis arundinacea, Mnium hornum* und *Pohlia nutans*. Für die genannten Arten fand ZERBE (1993) bei *Carex pilulifera, Dryopteris carthusiana, Dicranella heteromalla* und *Pohlia nutans* ebenfalls eine Abnahme, bei *Vaccinium myrtillus* und *Picea abies* dagegen eine Zunahme in den Fichtenbeständen.

Tab. 2: Stetigkeit (S) und mittlerer Deckungsgrad (D + ≤0,1%) der wichtigsten Arten in der Kraut- und Moosschicht (mindestens in einem Aufnahmejahr im Mittel mit mehr als 20% Stetigkeit bzw. mehr als 1% Deckung) in der Sauerklee-Variante des *Luzulo-Fagetum typicum* im Solling 1966/68 (GERLACH 1970) und 1999/2000 (WECKESSER 2003). Prüfung auf Signifikanz für den Deckungsgrad nach dem U-(Mann-Whitney-)Test (* p ≤ 0,05, n.s.: nicht signifikant). Die letzte Spalte gibt die von ZERBE (1993) zwischen 1968 und 1991 festgestellten Veränderungen in den Buchenwäldern (ohne stark aufgelichtete Bestände) des Solling wieder: + signifikante Zunahme, – signifikante Abnahme, n.s. nicht signifikante Änderung bzw. ohne Angabe (jeweils p ≤ 0,05).

	1968 (GERLACH 1970)		**2000** (WECKESSER 2003)		U-Test	ZERBE (1993)
	S (%)		S (%)	D (%)		
Zunahme						
Rubus idaeus	33		76	2,0	*	
Dryopteris dilatata	7		40	+	*	
Urtica dioica	.		36	+	*	
Brachythecium rutabulum M	.		32	+	*	
Cardamine flexuosa	.		28	0,1	*	
Abnahme						
Oxalis acetosella	100		72	2,9	*	
Luzula luzuloides	100		100	1,4	*	
Polytrichum formosum M	100		96	0,4	*	
Deschampsia flexuosa	87		60	0,1	*	
Carex pilulifera	87		72	0,1	*	
Calamagrostis arundinacea	20		.	.	*	
indifferente Arten						
Fagus sylvatica	80		100	2,7	n.s.	
Dicranella heteromalla M	60		68	0,1	n.s.	
Sorbus aucuparia	47		60	+	n.s.	
Dryopteris carthusiana	47		48	+	n.s.	
Agrostis capillaris	40		56	0,1	n.s.	
Hypnum cupressiforme M	40		48	+	n.s.	
Mnium hornum M	33		20	+	n.s.	
Picea abies	20		56	+	n.s.	
Athyrium filix-femina	20		24	+	n.s.	
Atrichum undulatum	20		8	+	n.s.	
Carex remota	13		32	0,1	n.s.	
Juncus effusus	7		36	+	n.s.	
Dicranum scoparium M	7		20	+	n.s.	
Impatiens parviflora	.		20	+	n.s.	
Carex ovalis	.		20	+	n.s.	

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

Tab. 3: Stetigkeit (S) und mittlerer Deckungsgrad (D + ≤0,1 %) der wichtigsten Arten in der Kraut- und Moosschicht (mindestens in einem Aufnahmejahr im Mittel mit mehr als 20% Stetigkeit bzw. mehr als 1% Deckung) im *Galio harcynici-Culto-Piceetum oxalidetosum* des Solling 1966/68 (GERLACH 1970) und 1999/2000 (WECKESSER 2003). Prüfung auf Signifikanz für den Deckungsgrad nach dem U-(Mann-Whitney-)Test (* p ≤ 0,05, n.s.: nicht signifikant). Die letzte Spalte gibt die von ZERBE (1993) zwischen 1968 und 1991 festgestellten Veränderungen in den Fichtenbeständen (ohne stark aufgelichtete Bestände) des Solling wieder: + signifikante Zunahme, – signifikante Abnahme, n.s. nicht signifikante Änderung bzw. keine Angabe (jeweils * p ≤ 0,05).

	1968 (GERLACH 1970)		**2000** (WECKESSER 2003)		U-Test	ZERBE (1993)
	S (%)					
Zunahme						
Fagus sylvatica	33		76	0,4		
Rubus fructicosus agg.	17		65	2,0		
Eurhynchium praelongum M	8		59	0,1		
Calamagrostis epigejos	8		59	+		
Brachythecium rutabulum M	.		88	3,1		
Stellaria media	.		76	+		
Digitalis purpurea	.		65	0,1		
Cardamine flexuosa	.		59	+		
Senecio ovatus	.		47	+		
Epilobium montanum	.		41	+		
Stellaria alsine	.		41	+		
Impatiens parviflora	.		35	4,2		
Galium aparine	.		35	0,1		
Tetraphis pellucida M	.		35	+		
Poa trivialis	.		35	+		
Frangula alnus	.		29	+		
Ranunculus repens	.		29	+		
ohne Änderung in der Stetigkeit, aber mit signifikanter Abnahme im Deckungsgrad						
Dicranella heteromalla M	100		100	0,1		
Carex pilulifera	92		100	0,1		
Sorbus aucuparia	92		100	0,1		
Luzula luzuloides	92		94	0,2		
Picea abies	83		100	0,3		
Galium saxatile	83		94	1,2		
Abnahme in Stetigkeit und Deckungsgrad						
Dryopteris carthusiana	100		76	+		
Vaccinium myrtillus	92		76	2,4		
Mnium hornum M	75		65	0,5		
Pohlia nutans M	67		53	0,1		
Calamagrostis arundinacea	25		.	.		
indifferente Arten						
Deschampsia flexuosa	100		100	24,0		
Oxalis acetosella	100		94	15,3		
Polytrichum formosum M	92		100	2,3		
Plagiothecium laetum var. curvifolium M	92		100	2,7		
Agrostis capillaris	75		94	0,5		
Epilobium angustifolium	67		94	0,1		
Lophocolea heterophylla M	67		94	0,1		
Rubus idaeus	58		94	3,4		
Lepidozia reptans M	58		59	+		
Dryopteris dilatata	42		100	1,1		

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

Fortsetzung Tab. 3

Plagiothecium undulatum M	42		76	1,2		
Athyrium filix-femina	42		76	0,2		
Trientalis europaea	42		59	+		
Rumex acetosella	42		24	+		
Hypnum cupressiforme M	33		76	1,1		
Holcus mollis	25		65	0,2		
Herzogiella seligeri M	25		65	+		
Lophocolea bidentata M	25		59	0,9		
Atrichum undulatum M	25		53	0,1		
Dicranum scoparium M	25		47	0,1		
Calypogeia muelleriana M	25		24	+		
Quercus spec.	25		12	+		
Juncus effusus	17		59	+		
Urtica dioica	17		53	+		
Moehringia trinervia	17		53	+		
Galeopsis tetrahit	17		47	+		
Carex ovalis	17		29	+		
Veronica officinalis	8		47	0,1		
Mycelis muralis	8		47	+		
Oreopteris limbosperma	8		29	+		
Pteridium aquilinum	8		.	.		
Brachythecium velutinum M	.		47	0,1		
Deschampsia cespitosa	.		35	+		
Holcus lanatus	.		24	0,4		
Impatiens noli-tangere	.		24	0,4		
Brachythecium salebrosum M	.		24	+		
Cerastium holosteoides	.		24	+		

5. Diskussion

Aus dem Vergleich historischer und aktueller pflanzensoziologischer Aufnahmen lassen sich zum einen Aussagen über floristisch-strukturelle Änderungen der Vegetation treffen, zum anderen kann aufgrund der Standortsweiser- bzw. Bioindikatorfunktion der Pflanzen auf Veränderungen der Umweltbedingungen geschlossen werden (WITTIG et al. 1985, WILMANNS & BOGENRIEDER 1986, 1987, 1995, WITTIG 1988, ZERBE 1993, RÖDER et al. 1996, FISCHER 1999, SCHMIDT 1999a). Im Hinblick auf die floristisch-strukturellen Änderungen der Bodenvegetation von Buchen- und Fichtenbeständen im Solling wurde durch Hypothese 1 (Kapitel 1) eine Zunahme der Artenzahlen in den letzten 30 Jahren postuliert. Dies lässt sich nur teilweise bestätigen. Die Artendiversität der Bodenvegetation hat während des untersuchten Zeitraumes nur in den Fichtenbeständen signifikant zugenommen. In Buchenbeständen deutet sich eine Zunahme lediglich an. Ein Vergleich von mittleren Artenzahlen pro Aufnahmekollektiv, wie er in Abschnitt 4.2 unternommen wurde, ist streng genommen nur erlaubt, wenn mit gleichen Probeflächengrößen gearbeitet wird (HAEUPLER 1982, MAGURRAN 1988, DIERSCHKE 1994). ZERBE (1993) und WECKESSER (2003) weisen darauf hin, dass bei einer Vergrößerung der Aufnahmeflächen im Bereich zwischen 100 und 800 m² die Artenzahlen in der Krautschicht von Hainsimsen-Buchenwäldern und Fichtenbeständen generell ansteigen. In diesem Bereich liegt auch die Größe der Aufnahmeflächen bei GERLACH (1970, Minimumareal) und WECKESSER (2003, hier einheitlich 400 m²). Trotz dieser methodischen Schwäche kann die festgestellte Zunahme der Artenzahlen als gesichert angesehen werden, da bereits ZERBE (1993) bei Wiederholungsaufnahmen auf den Untersuchungsflächen von GERLACH (1970) zu identischen Ergebnissen gelangte. Ebenso wie in der vorliegenden Untersuchung (Vergleich von

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

Aufnahmekollektiven) fand ZERBE (1993) zwischen Erst- und Wiederholungsaufnahme in den Fichtenbeständen auch ein signifikantes Absinken der Evenness, während sich dies in den Hainsimsen-Buchenwäldern des Solling nur als Tendenz erkennen ließ. Der Autor führte dies in den Fichtenbeständen vor allem auf die starke Deckungsgradzunahme von *Deschampsia flexuosa* zurück. Diese Entwicklung setzte sich auch in den letzten 10 Jahren fort, wobei berücksichtigt werden muss, dass sich in den Fichtenbeständen der mittlere Deckungsgrad der Krautschicht gegenüber 1966/68 bzw. 1990 reduzierte, d.h. der Anteil der dominierenden Art *Deschampsia flexuosa* sich gegenüber dem Gesamtdeckungsgrad noch erhöhte. Entsprechend wirkte sich auch die Deckungsgradzunahme von *Oxalis acetosella*, der zweitwichtigsten Art in der Krautschicht der Fichtenbestände, aus.

Neben den beschriebenen Änderungen in der Diversität der Bodenvegetation von Buchen- und Fichtenbeständen im Solling in den letzten 30 Jahren fällt der Rückgang im Deckungsgrad der Kraut- und Moosschicht auf, wodurch Hypothese 2 widerlegt wird. Im Gegensatz zu ZERBE (1993), der nicht nur in den Buchenwäldern und Fichtenbeständen des Solling, sondern auch in den Fichtenbeständen des Thüringer Waldes im Verlauf von zwei bis drei Jahrzehnten eine Zunahme der Deckung in der Krautschicht und einen Rückgang in der Deckung der Moosschicht feststellte, nahmen nach dem hier dargestellten pflanzensoziologischen Vergleich beide Schichten in der Deckung zwischen 1966/68 und 1999/2000 ab. Entsprechende Abnahmen in der Kraut- und Moosschicht des *Luzulo-Fagetum* stellten auch WILMANNS & BOGENRIEDER (1986) nach vier Jahrzehnten im Kaiserstuhl fest. Die Ursachen für diese unterschiedlichen Entwicklungen sind unklar. Betrachtet man die Deckungsprozente der Baum- und Strauchschicht in den beiden Zeiträumen, so lässt sich kaum auf ein unterschiedliches Lichtangebot für die hier betrachteten Wälder im Solling schließen: leichte (statistisch nicht gesicherte) Abnahmen in der Deckung der Baumschicht stehen mehr oder weniger gleich bleibende geringe Strauchschichtdeckungen gegenüber. Dies steht im Gegensatz zu den Entwicklungen der Buchenwälder am Kaiserstuhl, wo sich das Strahlungsangebot für die Kraut- und Moosschicht des *Luzulo-Fagetum* durch das Aufkommen von schattentoleranten Bäumen im Unterstand drastisch verringerte (WILMANNS & BOGENRIEDER 1986). Auch die Quasi-Dauerflächen, die ZERBE (1993) im Solling untersuchte, waren nach zwei Jahrzehnten aufgrund des fortgeschrittenen Alters biologisch und forstlich bedingt sicher stärker aufgelichtet als bei der Erstaufnahme. Leider fehlen bei ZERBE (1993) Angaben über den Deckungsgrad der Baumschicht für 1990, die auf eine Entwicklung des Strahlungsangebots in den Beständen mit zunehmenden Alter schließen lassen. Nach EBER (1972) steigt der relative Lichtgenuss im *Luzulo-Fagetum* des Solling von 2,7% (57 Jahre alter Bestand) auf 6,0% (120-jähriger Bestand) an. Bei Fichtenbeständen ermittelte EBER (1972) einen Anstieg von 2,3% (39-jähriger Bestand) auf 11,6% (113-jähriger Bestand). Jährliche Fluktuationen in den deckungsgradstärksten Arten (z.B. *Deschampsia flexuosa, Oxalis acetosella, Luzula luzuloides, Rubus idaeus*) sind zwar bekannt (STETZKA 1994, CARØE et al. 2001), dürften aber nicht für die hier beobachteten Veränderungen in den Gesamtdeckungen ausschlaggebend gewesen sein. Inwieweit sich die auch im Solling zu beobachtende explosionsartige Erhöhung der Schwarzwildbestände (NMELF 1996) durch Bodenverwundung und Vegetationsnutzung negativ auf die Deckung der Kraut- und Moosschicht der Buchen- und Fichtenbestände auswirkte, ist mangels entsprechender experimenteller Untersuchungen unbekannt.

In Bezug auf die Standortsweiser- bzw. Bioindikatorfunktion der Pflanzen verdeutlichen steigende Tendenzen bei den mittleren Licht-, Stickstoff- und Reaktions-Zeigerwerten die laufenden Veränderungen in der Bodenvegetation mitteleuropäischer Wälder. Vor allem die flächendeckende Zunahme von *Stickstoffzeigern* weist auf die häufig dokumentierte Eutrophierung der sauren, nährstoffarmen Böden hin (FISCHER 1999, SCHMIDT 1999, 2003). Hypothese 3 aus Kapitel 1 kann damit als bestätigt angesehen werden und bekräftigt die Ergebnisse von ZERBE (1993), der für Buchen- und Fichtenbestände im Solling ebenfalls steigende Tendenzen bei den mittleren Licht-, Stickstoff- und Reaktions-Zeigerwerten nachwies. Wesentlich für die Entwicklung im Solling dürften auch die flächendeckenden Bodenschutzkalkungen sein, bei denen seit 1980 im Abstand von 10 Jahren 3 t/ha magnesiumhalti-

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

ge Kalke ausgebracht wurden. Neben einer deutlichen Zunahme der Artenzahlen in der Krautschicht äußert sich die Kalkung vor allem in erhöhten mittleren Reaktions- und Stickstoffzahlen der Bodenvegetation (SCHMIDT 2002).

Im Gegensatz zu Kalkungs- und Stickstoffzeigern zeigen die *Säurezeiger* (häufig mit Ausnahme von *Deschampsia flexuosa*, BREDEMEIER & DOHRENBUSCH 1985, DIRKSE & VAN DOBBEN 1989, ROSEN et al. 1992, TYLER 1987, FALKENGREN-GRERUP 1995, FISCHER 1999, SCHMIDT 1999a) trotz der sauren Niederschläge und der Bodenversauerung auf den basenarmen Standorten einen tendenziellen Rückgang. Dies entspricht den bei FISCHER (1999) dargestellten Ergebnissen für die Buntsandsteinrhön.

Eine Zunahme von *Lichtzeigern*, wie sie besonders für die Fichtenbestände des Solling erkennbar ist, wurde sonst ebenfalls nur von basenarmen Standorten beschrieben, wo Nadel- und Blattverluste zu einer zunehmenden Kronenauflichtung führten (BÜRGER 1988, 1991, STETZKA 1994). Auf gut mit Basen und Nährstoff versorgten Böden nehmen die Lichtzeiger dagegen ab, was vor allem mit dem Rückgang der Niederwald- und Mittelwaldbewirtschaftung sowie der Zunahme von Schattholzarten wie der Buche in Verbindung gebracht wird (BUCK-FEUCHT 1986, WILMANNS & BOGENRIEDER 1986, 1987, WILMANNS et al. 1986, KUHN et al. 1987, BÜRGER 1988, 1991, SCHMIDT 1999, 2003, OHEIMB 2002). Bei vielen Quasi-Dauerflächen, bei denen Altbestände im Abstand von mehreren Jahrzehnten verglichen werden, nehmen die Halblicht- bzw. Lichtpflanzen zu, weil neben allogenen Sukzessionsvorgängen und immissionsbedingten Nadel- und Blattverlusten auch die forstwirtschaftliche Baumentnahme bzw. der verstärkte Seitenlichteinfall nach dem Holzeinschlag benachbarter Flächen zu einer stärkeren Auflichtung führen. Dies dürfte auch der wesentliche Grund dafür sein, weshalb die von ZERBE (1993) untersuchten Bestände einen vergleichsweise höheren Anstieg in den mittleren Lichtwerten aufweisen, als die hier ausgewerteten.

Darüber hinaus haben sich die waldbaulichen Konzepte, die mehr Naturnähe für den Wald bringen sollen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 1991), bisher noch nicht auf das Waldartenspektrum ausgewirkt. Besonders die Fichtenbestände des Solling zeichnen sich weiterhin durch einen unverändert hohen Anteil an Arten des Offenlandes aus. Aber auch im Buchenwald stellt die Gruppe der Arten, die sowohl im Wald als auch im Offenland auftreten kann, den höchsten Anteil.

Vegetationsänderungen in Wäldern haben häufig nicht nur eine Ursache: Stickstoffeinträge, Kalkungen und auch Bodenstörungen können gleichermaßen zu einer Erhöhung der Artenzahlen durch eine Zunahme der Stickstoff- und Basenzeiger führen (BOBBINK et al. 1998, FISCHER 1999, SCHMIDT 1999a, DIEKMANN & FALKENGREN-GRERUP 2002, SCHMIDT 2002, DALTON & BRAND-HARDY 2003). Gemeinsam ist diesen Faktoren jedoch, dass sie sich letztlich nivellierend auf die Standortsverhältnisse auswirken und nährstoffarme Standorte flächenmäßig zurückgehen (RIEK et. al. 2002). Diese Angleichung der standörtlichen Gegebenheiten zieht deutliche Verschiebungen im Artenspektrum bodensaurer Waldgesellschaften nach sich (REIF 1998). Sie äußert sich letztlich in Gestalt einer flächendeckenden Nivellierung der Artenzusammensetzung der Vegetation durch ubiquitäre Eutrophierungs- und Kalkungszeiger. Unter den Pflanzen der Bodenvegetation gehen dabei vor allem die Trennarten des *Luzulo-Fagetum* zurück (WILMANNS & BOGENRIEDER 1985, RÖDER et al. 1996). Dass es sich hierbei keineswegs nur um einen anteilsmäßigen Rückgang handelt, der letztlich nur durch die relative Zunahme von Stickstoff- und Basenzeigern bedingt ist, deuten die Ergebnisse aus Abschnitt 4.5 an und bestätigen damit Hypothese 4. Insbesondere für *Luzula luzuloides* als Kennart des *Luzulo-Fagetum* besteht auch die Tendenz zu einer absoluten Abnahme. Indem Säure- und Magerkeitszeiger wie *Luzula luzuloides, Polytrichum formosum* oder *Carex pilulifera* zurückgehen und sich parallel anspruchsvollere Arten wie *Rubus idaeus*, *Cardamine flexuosa* oder *Brachythecium rutabulum* in der Bodenvegetation etablieren, ist schließlich auch mit dem Verschwinden der Artenkombination des *Luzulo-Fagetum typicum* zu rechnen. Diese artenarme Untereinheit des *Luzulo-Fagetum*, die einst großflächig die Waldlandschaften Mitteleuropas prägte (ELLENBERG et al. 1986, ELLENBERG 1996), wird durch anspruchsvollere Vegetationseinheiten ersetzt. Dabei kann es sich einerseits um andere Subassoziationen des *Luzulo-Fagetum*

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

(*L.-F. galietosum, L.-F. milietosum*) handeln. Andererseits ist – im Gegensatz zu den Annahmen von FISCHER (1999) – auch mit einem vollkommenen Ersatz der Assoziation durch ärmere Ausbildungen des *Galio odorati-Fagetum* (*G.-F. luzuletosum*, DIERSCHKE 1989, 1994, LEUSCHNER 1999) zu rechnen, die allesamt artenreicher sind als das *Luzulo-Fagetum typicum* (LEUSCHNER 1999, SCHMIDT 2003). Diese Vegetationseinheiten sind aufgrund eines günstigen Stickstoffangebotes jedoch auch anfällig gegen das invasionsartige Eindringen von Störungszeigern wie *Urtica dioica, Rubus idaeus, Rubus fruticosus* agg., *Epilobium angustifolium, Senecio ovatus* und *Impatiens parviflora* (SCHMIDT et al. 1996, MROTZEK & SCHMIDT 1998, SCHREINER & GRUNERT 1998, SCHMIDT 2002). Mit dem herdenweisen Auftreten dieser Arten kommt es nicht nur zu Problemen bei der Verjüngung der Baumarten, sondern es ergeben sich auch massive Veränderungen in der Lebensraum- und Regelungsfunktion der Wälder (BEESE 1996, SCHMIDT 2002).

Danksagung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunkts „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" im Teilprojekt ÖK 3.1.1 „Raumzeitliche Dynamik der Vegetation nach Waldumbau – Struktur und Diversität der Bodenvegetation in Mischwäldern" der „Fallstudie Solling" statt. Die Datenauswertung und Erstellung der Abbildungen übernahm in bewährter Weise Herr Andreas Parth.

Literatur

BEESE, F. (1996): Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung. – Forstwiss. Centralbl. 115: 65–79.

BERGER, W.H., PARKER, F.L. (1970): Diversity of planctonic Foraminifera in deep sea sediments. – Science 168: 1345–1347.

BOBBINK, R., HORNUNG, M., ROELOFS, J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – J. Ecol. 86: 717–738.

BÖCKER, R., KOWARIK, I., BORNKAMM, R. (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. – Verh. Ges. Ökol. 11: 35–56.

BREDEMEIER, M., DOHRENBUSCH, A. (1985): Ausbreitung der Drahtschmiele (*Avenella flexuosa* Parl.) in Fichtenaltbeständen. – Allg. Forst- u. Jagd.-Z. 156: 41–47.

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. Managem. 88: 259–272.

–, –, – (1997): Pattern and dynamics of ground vegetation in south Swedish *Carpinus betulus* forests: importance of soil chemistry and management. – Ecography 20: 513–520.

BUCK-FEUCHT, G. (1986): Vergleich alter und neuer Waldvegetationsaufnahmen im Forstbezirk Kirchheim unter Teck. – Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung 32: 43–49.

BÜRGER, R. (1988): Veränderungen der Bodenvegetation in Wald- und Forstgesellschaften des mittleren und südlichen Schwarzwaldes. – KfK-PEF 52: 163 S.

– (1991): Immissionen und Kronenverlichtung als Ursachen für Veränderungen der Waldbodenvegetation im Schwarzwald. – Tuexenia 11: 407–424.

CARØE, I., BARFOD, A.S., LAWESSON, J.E. (2001): Temporal dynamics of the ground vegetation in a Danish beech forest. – Nord. J. Bot. 20: 585–597.

DALTON, H., BRAND-HARDY, R., 2003: Nitrogen: the essential public enemy. – Journal of Applied Ecology 40: 771–781.

DIEKMANN, M., FALKENGREN-GRERUP, U. (2002): Prediction of species response to atmospheric nitrogen deposition by means of ecological measures and life history traits. – J. Ecol. 90: 108–120.

DIERSCHKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 1: 107–148.

– (1994): Pflanzensoziologie. – Ulmer, Stuttgart: 683 S.

DIRKSE, G.M., DOBBEN, H.F. van (1989): Het effect van bemesting op de samenstelling van de kruidlaag van dennenbossen. – Natura 1989 (9): 208–212.

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

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1095 S.

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

–, MAYER, R., SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts. – Ulmer, Stuttgart: 507 S.
–, WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 2. Aufl., Scripta Geobot. 18: 258 S.
FALKENGREN-GRERUP, U. (1995): Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. – Ecological Bulletins 44: 215–226.
FIRBAS, F. (1952): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen, Band II – Waldgeschichte der einzelnen Landschaften. – Fischer, Jena: 256 S.
FISCHER, A. (1999): Floristical changes in central european forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. – In: KARJALAINEN, T., SPIECKER, H., LAROUSSINIE, O. (eds.): Causes and consequences of accelerating tree growth in europe. – EFI Proceedings No. 27: 53-64.
GERLACH, A. (1970): Wald- und Forstgesellschaften im Solling. – Schriftenr. f. Vegetationskunde 5: 79–98.
HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation – Untersuchungen zum Diversitäts-Begriff. – Diss. Bot. 65: 268 S.
KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W., GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schriftenr. f. Vegetationskunde 34: 519 S.
KUHN, N., AMIET, R., HUFSCHMID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. – Allg. Forst- u. Jagd-Z. 158: 77–84.
LEUSCHNER, C. (1999): Zur Abhängigkeit der Baum- und Krautschicht mitteleuropäischer Waldgesellschaften von der Nährstoffversorgung des Bodens. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 11: 109–131.
MAGURRAN, A.E. (1988): Ecological diversity and its measurement. – Princeton University Press, Princeton NJ: 179 S.
MROTZEK, R., SCHMIDT, W. (1998): Zur Ausbreitung der Großen Brennessel (*Urtica dioica* L.) in Buchenwäldern und den möglichen Ursachen. – Forst u. Holz 53: 237–240.
NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (1991): Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten, Band 2. – Aus dem Walde 43: 527 S.
NMELF (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (1996): Waldentwicklung Solling – Fachgutachten. – Waldentwicklung in Niedersachsen 5: 150 S.
OHEIMB, G. v. (2002): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. – Schriftenr. naturwiss. Forschungsergebnisse 70: 261 S.
OTTO, H.-J. (1985): Standörtliche Voraussetzungen, Ziele und Waldbautechnik in Fichten-Buchen-Mischbeständen des Harzes. Teil I: Standorte, Leistungsstruktur und Geschichte der Mischbestände von Fichte und Buche im Harz. – Allg. Forst- u. Jagd.-Z. 157: 188–196.
– (1991): Übereinstimmung und Konflikt – Forstökologie, Waldbau und Naturschutz. – Allgem. Forstzeitschr./Der Wald 46: 9–14.
– (1994): Waldökologie. – Ulmer, Stuttgart: 391 S.
PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P., BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. – Ber. d. ANL 10: 41–60.
REIF, A. (1998): Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt im Wald – Erfahrungen aus der forstlichen Nutzungs- und Pflegepraxis. – Schriftenreihe f. Vegetationskunde 29: 151–161.
RIEK, W., WOLFF, B., BOLTE, A. (2002): Angleichung der Standortseigenschaften und ihre Auswirkung auf die Waldvegetation. – Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 36: 65–68.
RÖDER, H., FISCHER, A., KLÖCK, W. (1996): Waldentwicklung auf Quasi-Dauerflächen im Luzulo-Fagetum der Buntsandsteinrhön (Forstamt Mittelsinn) zwischen 1950 und 1990. – Forstw. Cbl. 115: 321–335.
ROSÉN, K., GUNDERSEN, P., TEGNHAMMER, L., JOHANSSON, M. (1992): Nitrogen enrichment of Nordic forest ecosystems – the concept of critical loads. – Ambio 21: 364–368.
ROST-SIEBERT, K. (1988): Ergebnisse vegetationskundlicher und bodenchemischer Vergleichsuntersuchungen zur Feststellung immissionsbedingter Veränderungen während der letzten Jahrzehnte. – Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme 8: 158 S.
SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. – 6. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 552 S.
SCHMIDT, M., OHEIMB, G. v., KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H. (2002): Liste der im norddeutschen Tiefland typischen Waldgefäßpflanzen. – Mitt. Bundesforschungsanst. Forst-Holzwirtsch. 206: 37 S.
SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., OHEIMB, G. v., KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H., SCHMIDT, W. 2003: Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. – Mitt. Bundesforschungsanst. Forst-Holzwirtschaft 212: 32 S. + Anhang und CD.

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

SCHMIDT, W. (1999a): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 11: 133–155.
– (1999b): Die Bodenvegetation als Indikator für die biotische Mannigfaltigkeit von Wäldern – Beispiele aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. – Verh. Ges. Ökol. 29: 133–143.
– (2002): Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation. – Forstarchiv 73: 43–54.
– (2003): Vielfalt im Urwald – Einfalt im Wirtschaftswald? Untersuchungen zur Gefäßpflanzendiversität in Naturwaldreservaten. – In: GRADSTEIN, S.R., WILLMANN, R., ZIZKA, G. (Hrsg.): Biodiversitätsforschung. Kleine Senckenbergreihe 45: 185–204.
–, PFIRRMANN, H., BRÜNN, S. (1996): Zur Ausbreitung von *Calamagrostis epigejos* in niedersächsischen Kiefernwäldern. – Forst u. Holz 51: 369–372.
SCHMIDT-VOGT, H. (1986): Die Fichte – Band I: Taxonomie, Verbreitung, Morphologie, Ökologie, Waldgesellschaften. – 2. Aufl., Parey, Hamburg, Berlin: 647 S.
SCHREINER, M., GRUNERT, U. (1998): Brombeeren in den Wäldern Baden-Württembergs. Teilergebnisse einer landesweiten Umfrage. – Allg. Forstz. Waldwirtsch. Umweltvorsorge 53: 223–227.
SEIDLING, W. (1990): Räumliche und zeitliche Differenzierung der Krautschicht bodensaurer Kiefern-Traubeneichenwälder in Berlin (West). – Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme A61: 261 S.
STETZKA, K.M. (1994): Die Waldbodenvegetation als Bioindikator für Umweltbelastungen unter besonderer Berücksichtigung der Moosflora – Lang- und kurzfristige Vegetationsvergleiche. – Diss. Bot. 232: 412 S.
THOMAS, A., MROTZEK, R., SCHMIDT, W. (1995): Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. – Angewandte Landschaftsökologie 6: 150 S.
TYLER, G. (1987): Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak (*Quercus robur* L.) forests. – Flora 179: 165–170.
WECKESSER, M. (2003): Die Bodenvegetation von Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling – Struktur, Diversität und Stoffhaushalt. – Cuvillier, Göttingen: 157 S.
WILMANNS, O., BOGENRIEDER, A. (1986): Veränderungen der Buchenwälder des Kaiserstuhls im Laufe von vier Jahrzehnten und ihre Interpretation – pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster 48: 55–79.
–, – (1987): Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen. – Verh. Ges. Ökol. 16: 35–44.
–, – (1995): Die Entwicklung von Flaumeichenwäldern im Kaiserstuhl im Laufe des letzten halben Jahrhunderts. – Forstarchiv 66: 167–174.
–, –, MÜLLER, H. (1986): Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern – eine Fallstudie im Kaiserstuhl/Baden. – Natur u. Landschaft 61: 415–422.
WILPERT, K. v., BUBERL, G. (1998): In den Keupergebieten des Neckarlandes: Der chemische Bodenzustand in Laub- und Nadelholzbeständen: Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 53: 517–519.
WISSKIRCHEN, R., HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 S.
WITTIG, R. (1988): Retrospective studies of changes in central european forests by means of repeating phytosociological surveys. – In: SALBITANO, F. (ed.): Human influence of forest ecosystem development in Europe. ESF FERN-CNP 139–147.
–, WERNER, W., NEITE, H. (1985): Der Vergleich alter und neuer pflanzensoziologischer Aufnahmen: eine geeignete Methode zum Erkennen von Bodenversauerung? – VDI-Berichte 560: 21–33.
WOLFF, B., RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987–1993 (BZE), Bd. 1 und 2. – Herausgegeben durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: 144 S.
ZERBE, S. (1993): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. – Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme A100: 173 S.

Dr. Martin Weckesser & Prof. Dr. Wolfgang Schmidt
Georg-August-Universität Göttingen
Institut für Waldbau, Abt. I: Waldbau der gemäßigten Zonen und Waldökologie
Büsgenweg 1
37077 Göttingen
eMail: mweckes@gwdg.de, wschmid1@gwdg.de

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

Korrigierte Tabelle zu Weckesser (Tuexenia 24)

Tab. 1: Übersichtstabelle zu den Epiphytengemeinschaften auf Fichte (*Picea abies*) und Karpatenbirke (*Betual pubescens* subsp. *carpatica*) im Naturwald Bruchberg. Aufgeführt sind nur die häufigen Arten. Angaben in Klammern nach den Stetigkeitsangaben: Mediane der prozentualen Deckungsgrade. s = Standardabweichung.

Baumart	Fichte		Birke	
Bereich	Stammfuß (0 - 0,5 m)	Stamm (0,5 - 2,0 m)	Stammfuß (0 - 0,5 m)	Stamm (0,5 - 2,0 m)
Zahl der Aufnahmen	19	25	21	25
Fläche der Aufnahme in dm^2 (Min.-Max.)	21-75	60-200	25-70	40-140
Medianwerte der Deckungsgrade in % (Min.-Max.)				
gesamt	23 (6-81)	33 (4-67)	10 (2-71)	12 (4-36)
ohne *Lecanora conizaeoides*	11 (3-81)	3 (0-23)	10 (2-71)	11 (0-30)
Cladonien	7 (3-59)	0 (0-10)	6 (3-66)	1 (0-5)
durchschnittliche Artenzahl ± s	5,4 ± 1,5	5,7 ± 2,3	6,7 ± 2,5	10 ± 2,5
Min.-Max. der Artenzahl	2-8	2-10	2-12	5-15
häufigste Arten und Arten ohne Schwerpunkt				
Lecanora conizaeoides	IV (2)	V (30)	I (0)	V (1)
Hypogymnia physodes	V	V	I	IV
Parmeliopsis ambigua	II	IV	V	V
Cladonia coniocraea	IV	III	III	II
Lepraria jackii	II	I	III	II
Lepraria cf. rigidula	I	I	II	II
Cladonia macilenta subsp. macilenta	I	.	I	I
Schwerpunkt auf Fichte				
Hypocenomyce scalaris	II	II	r	r
Schwerpunkt auf Birke				
Parmeliopsis hyperopta	I	I	IV	V
Cladonia pyxidata	II	r	IV	III
Trapeliopsis flexuosa	r	r	I	IV
Schwerpunkt in den Stammbereichen				
Pseudevernia furfuracea	.	II	r	V
Mycoblastus fucatus	I (0)	III (1)	III (0)	V (5)
Lecanora symmicta	.	II	I	IV
Platismatia glauca	.	II	.	III
Schwerpunkt in den Stammfußbereichen				
Cladonia digitata	V	II	V	III
Tetraphis pellucida	II	.	III	r
Dicranum fuscescens	.	.	II	r
Cladonia polydactyla	II	r	.	.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft, www.tuexenia.de, download unter www.zobodat.at

Korrigierte Tabelle zu Weckesser & Schmidt (Tuexenia 24)

Tab. 2: Stetigkeit (S) und mittlerer Deckungsgrad (D + ≙0,1%) der wichtigsten Arten in der Kraut- und Moosschicht (mindestens in einem Aufnahmejahr im Mittel mit mehr als 20% Stetigkeit bzw. mehr als 1% Deckung) in der Sauerklee-Variante des *Luzulo-Fagetum typicum* im Solling 1966/68 (GERLACH 1970) und 1999/2000 (WECKESSER 2003). Prüfung auf Signifikanz für den Deckungsgrad nach dem U-(Mann-Whitney-)Test (* p ≙ 0,05, n.s.: nicht signifikant). Die letzte Spalte gibt die von ZERBE (1993) zwischen 1968 und 1991 festgestellten Veränderungen in den Buchenwäldern (ohne stark aufgelichtete Bestände) des Solling wieder: + signifikante Zunahme, – signifikante Abnahme, n.s. nicht signifikante Änderung bzw. ohne Angabe (jeweils p ≙ 0,05).

	1968 (GERLACH 1970)		2000 (WECKESSER 2003)		U-Test	ZERBE (1993)
	S (%)	D (%)	S (%)	D (%)		
Zunahme						
Rubus idaeus	33	1,1	76	2,0	*	+
Dryopteris dilatata	7	+	40	+	*	+
Urtica dioica	.	.	36	+	*	+
Brachythecium rutabulum M	.	.	32	+	*	n.s.
Cardamine flexuosa	.	.	28	0,1	*	+
Abnahme						
Oxalis acetosella	100	8,8	72	2,9	*	n.s.
Luzula luzuloides	100	6,7	100	1,4	*	n.s.
Polytrichum formosum M	100	4,6	96	0,4	*	n.s.
Deschampsia flexuosa	87	3,0	60	0,1	*	+
Carex pilulifera	87	1,1	72	0,1	*	n.s.
Calamagrostis arundinacea	20	10,8	.	.	*	n.s.
indifferente Arten						
Fagus sylvatica	80	2,0	100	2,7	n.s.	+
Dicranella heteromalla M	60	0,4	68	0,1	n.s.	-
Sorbus aucuparia	47	0,2	60	+	n.s.	n.s.
Dryopteris carthusiana	47	0,4	48	+	n.s.	n.s.
Agrostis capillaris	40	1,3	56	0,1	n.s.	n.s.
Hypnum cupressiforme M	40	0,3	48	+	n.s.	n.s.
Mnium hornum M	33	0,2	20	+	n.s.	n.s.
Picea abies	20	0,1	56	+	n.s.	+
Athyrium filix-femina	20	0,1	24	+	n.s.	n.s.
Atrichum undulatum	20	0,5	8	+	n.s.	n.s.
Carex remota	13	0,2	32	0,1	n.s.	+
Juncus effusus	7	+	36	+	n.s.	+
Dicranum scoparium M	7	+	20	+	n.s.	n.s.
Impatiens parviflora	.	.	20	+	n.s.	n.s.
Carex ovalis	.	.	20	+	n.s.	n.s.

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

Korrigierte Tabelle zu Weckesser & Schmidt (Tuexenia 24)

Tab. 3: Stetigkeit (S) und mittlerer Deckungsgrad (D + ≤0,1 %) der wichtigsten Arten in der Kraut- und Moosschicht (mindestens in einem Aufnahmejahr im Mittel mit mehr als 20% Stetigkeit bzw. mehr als 1% Deckung) im *Galio harcynici-Culto-Piceetum oxalidetosum* des Solling 1966/68 (GERLACH 1970) und 1999/2000 (WECKESSER 2003). Prüfung auf Signifikanz für den Deckungsgrad nach dem U-(Mann-Whitney-)Test (* p ≤ 0,05, n.s.: nicht signifikant). Die letzte Spalte gibt die von ZERBE (1993) zwischen 1968 und 1991 festgestellten Veränderungen in den Fichtenbeständen (ohne stark aufgelichtete Bestände) des Solling wieder: + signifikante Zunahme, – signifikante Abnahme, n.s. nicht signifikante Änderung bzw. keine Angabe (jeweils * p ≤ 0,05).

	1968 (GERLACH 1970)		**2000** (WECKESSER 2003)		U-Test	ZERBE (1993)
	S (%)	D (%)	S (%)	D (%)		
Zunahme						
Fagus sylvatica	33	0,2	76	0,4	*	n.s.
Rubus fructicosus agg.	17	0,3	65	2,0	*	+
Eurhynchium praelongum M	8	+	59	0,1	*	n.s.
Calamagrostis epigejos	8	+	59	+	*	+
Brachythecium rutabulum M	.	.	88	3,1	*	n.s.
Stellaria media	.	.	76	+	*	+
Digitalis purpurea	.	.	65	0,1	*	+
Cardamine flexuosa	.	.	59	+	*	+
Senecio ovatus	.	.	47	+	*	n.s.
Epilobium montanum	.	.	41	+	*	+
Stellaria alsine	.	.	41	+	*	+
Impatiens parviflora	.	.	35	4,2	*	+
Galium aparine	.	.	35	0,1	*	n.s.
Tetraphis pellucida M	.	.	35	+	*	n.s.
Poa trivialis	.	.	35	+	*	n.s.
Frangula alnus	.	.	29	+	*	n.s.
Ranunculus repens	.	.	29	+	*	n.s.
ohne Änderung in der Stetigkeit, aber mit signifikanter Abnahme im Deckungsgrad						
Dicranella heteromalla M	100	4,6	100	0,1	*	-
Carex pilulifera	92	1,3	100	0,1	*	-
Sorbus aucuparia	92	0,8	100	0,1	*	n.s.
Luzula luzuloides	92	3,7	94	0,2	*	n.s.
Picea abies	83	1,4	100	0,3	*	+
Galium saxatile	83	13,1	94	1,2	*	n.s.
Abnahme in Stetigkeit und Deckungsgrad						
Dryopteris carthusiana	100	1,5	76	+	*	-
Vaccinium myrtillus	92	8,4	76	2,4	*	+
Mnium hornum M	75	7,4	65	0,5	*	n.s.
Pohlia nutans M	67	3,4	53	0,1	*	-
Calamagrostis arundinacea	25	0,3	.	.	*	n.s.
indifferente Arten						
Deschampsia flexuosa	100	15,3	100	24,0	n.s.	+
Oxalis acetosella	100	10,3	94	15,3	n.s.	+
Polytrichum formosum M	92	7,7	100	2,3	n.s.	+
Plagiothecium laetum var. curvifolium M	92	5,6	100	2,7	n.s.	n.s.
Agrostis capillaris	75	2,1	94	0,5	n.s.	+
Epilobium angustifolium	67	2,2	94	0,1	n.s.	+
Lophocolea heterophylla M	67	1,9	94	0,1	n.s.	-
Rubus idaeus	58	7,0	94	3,4	n.s.	+
Lepidozia reptans M	58	1,0	59	+	n.s.	-
Dryopteris dilatata	42	7,8	100	1,1	n.s.	+
Plagiothecium undulatum M	42	2,8	76	1,2	n.s.	n.s.
Athyrium filix-femina	42	1,8	76	0,2	n.s.	n.s.
Trientalis europaea	42	4,0	59	+	n.s.	+
Rumex acetosella	42	0,4	24	+	n.s.	+
Hypnum cupressiforme M	33	0,2	76	1,1	n.s.	n.s.
Holcus mollis	25	0,1	65	0,2	n.s.	+
Herzogiella seligeri M	25	0,5	65	+	n.s.	n.s.
Lophocolea bidentata M	25	0,6	59	0,9	n.s.	n.s.
Atrichum undulatum M	25	0,3	53	0,1	n.s.	-
Dicranum scoparium M	25	0,1	47	0,1	n.s.	n.s.
Calypogeia muelleriana M	25	0,3	24	+	n.s.	n.s.
Quercus spec.	25	0,1	12	+	n.s.	n.s.
Juncus effusus	17	0,3	59	+	n.s.	n.s.
Urtica dioica	17	0,3	53	+	n.s.	+
Moehringia trinervia	17	0,1	53	+	n.s.	n.s.
Galeopsis tetrahit	17	1,3	47	+	n.s.	+
Carex ovalis	17	0,1	29	+	n.s.	n.s.
Veronica officinalis	8	+	47	0,1	n.s.	n.s.
Mycelis muralis	8	+	47	+	n.s.	+
Oreopteris limbosperma	8	+	29	+	n.s.	n.s.
Pteridium aquilinum	8	3,1	.	.	n.s.	n.s.
Brachythecium velutinum M	.	.	47	0,1	n.s.	n.s.
Deschampsia cespitosa	.	.	35	+	n.s.	n.s.
Holcus lanatus	.	.	24	0,4	n.s.	+
Impatiens noli-tangere	.	.	24	0,4	n.s.	n.s.
Brachythecium salebrosum M	.	.	24	+	n.s.	n.s.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2004

Band/Volume: NS_24

Autor(en)/Author(s): Weckesser Martin, Schmidt Wolfgang

Artikel/Article: Gehen dem Luzulo-Fagetum die Trennarten verloren? Veränderungen der Bodenvegetation in bodensauren Buchenwäldern und Fichtenbeständen des Solling in mehr als drei Jahrzehnten 191-206