Maik Denner

Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus in der Dübener Heide und im Erzgebirge auf die Bodenvegetation

Ermittlung phytozönotischer Indikatoren für naturschutzfachliche
Bewertungen

Heft **29**
September 2007

Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt /
Contributions to Forest Sciences

Dieser Band entspricht der gleichnamigen Dissertation des Autors.
Tag des Rigorosums: 14.11.2006

Herausgeber: Prof. Dr. Andreas Roloff c/o Fachrichtung Forstwissenschaften, Tharandt
Redaktion: Dr. Stephan Bonn
Wiss. Beirat: Prof. Dr. Andreas W. Bitter
Prof. Dr. Franz Makeschin
Dr. Michael Vogel

Bezug über:

Institut für Dendrochronologie, Baumpflege und Gehölzmanagement Tharandt
an der Technischen Universität Dresden
Pienner Str. 8
01737 Tharandt
Tel.: 035203-383 1262
Fax: 035203-383 1272
e-mail: dendro@forst.tu-dresden.de

und:

Verlag Eugen Ulmer
Wollgrasweg 41
70599 Stuttgart
Tel.: 0711-4507-0
Fax: 0711-4507-120
e-mail: info@ulmer.de

Gefördert durch das Dendro-Institut Tharandt e.V. (DIT)

Manuskript-Eingang: 14.11.2006
Manuskript-Annahme: 10.08.2007

Bibliografische Information der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

ISBN 978-3-8001-5679-5
ISSN 1434-8233

© 2007 Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart
Druck: saxoprint GmbH, Dresden

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	<i>Problemstellung.....</i>	1
1.2	<i>Ziele der Untersuchungen</i>	4
1.3	<i>Vegetationsökologische Forschungen zum Waldumbau und der Waldbewirtschaftung.....</i>	5
2	Untersuchungsgebiete.....	11
2.1	<i>Auswahl der Untersuchungsgebiete</i>	11
2.2	<i>Dübener Heide</i>	13
2.3	<i>Mittel- und Osterzgebirge</i>	17
3	Methoden	22
3.1	<i>Auswahl der Untersuchungsbestände</i>	22
3.2	<i>Erstellung des Naturschutz-Leitbildes für die Bestandestypen</i>	25
3.3	<i>Datenerhebung.....</i>	26
3.3.1	<i>Festlegung der Aufnahme­flächen.....</i>	26
3.3.2	<i>Vegetationsaufnahmen</i>	28
3.3.3	<i>Artenzahl-Areal-Kurven.....</i>	30
3.3.4	<i>Untersuchung ausgewählter Standortparameter.....</i>	31
3.4	<i>Datenauswertung.....</i>	34
3.4.1	<i>Ermittlung analytischer Indikatoren</i>	34
3.4.2	<i>Ableitung normativer Indikatoren</i>	35
3.4.3	<i>Artenzahl-Areal-Kurven.....</i>	37
3.4.4	<i>Vegetationsökologische Gruppenspektren</i>	38
3.4.5	<i>Synökologische Indizes</i>	38
3.4.6	<i>Zeigerwerte</i>	40
3.4.7	<i>Bodenproben.....</i>	41
3.4.8	<i>Hemisphärische Fotos.....</i>	42
3.4.9	<i>Naturschutzfachliche Bewertung.....</i>	44
3.4.10	<i>Statistische Verfahren</i>	45
4	Ergebnisse.....	51
4.1	<i>Naturschutzfachliche phytozo­notische Leitbilder</i>	51
4.1.1	<i>Tm TM2-Standorte der Dübener Heide.....</i>	51
4.1.2	<i>Mf TM2-Standorte des Mittel- und Osterzgebirges</i>	55
4.2	<i>Vegetationsstruktur und -dynamik.....</i>	61
4.2.1	<i>Deckungsgrade der Schichten der Phytozo­nosen.....</i>	61
4.2.2	<i>α-Diversität der 400 m²-Flächen.....</i>	66
4.2.3	<i>Artenzahl-Areal-Beziehungen</i>	73
4.2.4	<i>Analytische Indikatorarten</i>	82
4.2.5	<i>Deckungsgrade der Arten</i>	107
4.2.6	<i>Numerische Klassifikation</i>	115
4.2.7	<i>Vegetationskundliche Charakterisierung.....</i>	122
4.2.8	<i>Normative Indikatorarten</i>	134
4.2.9	<i>Soziabilität der Arten</i>	142
4.2.10	<i>Vegetationsökologische Gruppenspektren der Krautschicht (inkl. Verjüngung).....</i>	147
4.2.11	<i>Synökologische Indizes.....</i>	159

4.2.12	Zeigerwerte	167
4.3	<i>Standortsbedingungen der Bodenvegetation</i>	175
4.3.1	Bodenarten und -typen	175
4.3.2	Humusformen und Auflagemächtigkeiten	177
4.3.3	Bodenazidität	182
4.3.4	Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte	186
4.3.5	Elektrische Leitfähigkeit	189
4.3.6	Strahlungsverhältnisse	190
4.3.7	Weitere Standortparameter	195
4.3.8	Zusammenhänge zwischen Standortparametern	204
4.4	<i>Beziehungen zwischen Vegetationsausprägung und Standortfaktoren</i>	206
4.4.1	Indirekte Ordination (PCA)	206
4.4.2	Direkte Ordination (RDA)	212
4.4.3	Spearman-Rangkorrelationen zum Diffuse Site Factor	221
4.5	<i>Naturschutzfachliche Bewertung der Umbau- und Referenzbestände</i>	226
4.5.1	Naturnähe	226
4.5.2	Vielfalt der Strukturen	241
4.5.3	Seltenheit und Gefährdung	249
5	Diskussion	259
5.1	<i>Methodendiskussion</i>	259
5.1.1	Chronosequenzansatz	259
5.1.2	Auswahl und Eignung der Referenzflächen	260
5.1.3	Erfassung und Auswertung der Vegetationsstruktur und -dynamik	264
5.1.4	Erfassung und Auswertung ausgewählter Standortparameter/ Vergleichbarkeit der Standorte	268
5.1.5	Naturschutzfachliche Bewertung	271
5.2	<i>Diskussion der Ergebnisse</i>	273
5.2.1	Naturschutzfachliche phytozönotische Leitbilder	273
5.2.2	Deckungsgrade und Artenvielfalt	275
5.2.3	Artenstruktur und -dynamik	288
5.2.4	Standortfaktoren im Verlauf des Waldumbaus	307
5.2.5	Beziehungen zwischen Vegetation und Standortfaktoren	313
5.2.6	Naturschutzfachliche Auswertung	329
5.2.7	Übertragbarkeit der Ergebnisse	345
5.3	<i>Notwendigkeit des Waldumbaus</i>	350
5.4	<i>Bedeutung des Waldumbaus aus Sicht des Naturschutzes</i>	356
6	Schlussfolgerungen für ökologischen Waldumbau und Naturschutz im Wald	360
7	Zusammenfassung	368
8	Summary	373
9	Literaturverzeichnis	378
10	Abkürzungsverzeichnis/ List of abbreviations	397
	Danksagung	401
	Anhang (alle Anhänge befinden sich auf der beigelegten CD)	

Kurzfassung

„Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus in der Dübener Heide und im Erzgebirge auf die Bodenvegetation - Ermittlung phytozönotischer Indikatoren für naturschutzfachliche Bewertungen“

In der vorliegenden Arbeit wurden Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus auf die Gefäßpflanzen und epigäischen Moose mit dem Ziel untersucht, Änderungen in der Artenvielfalt und -zusammensetzung im Verlauf des Waldumbaus aufzuzeigen und durch Vergleiche mit naturnahen Wäldern auf entsprechenden Standorten zu bewerten. In beiden Untersuchungsgebieten (Dübener Heide sowie Erzgebirge in Sachsen) wurde eine falsche Zeitreihe aufgestellt, die von Nadelbaumforsten (*Pinus sylvestris*, *Picea abies*) über unterschiedlich alte Bu-Voranbauten bis zu Bu-Wirtschaftswäldern und naturnahen Referenzflächen auf vergleichbaren Standorten (TM2) reicht. In den Beständen der Dübener Heide wurden 479, in denen des Erzgebirges 472 Vegetationsaufnahmen von 400 m² Größe nach dem Zufallsprinzip angelegt und mit der BRAUN-BLANQUET-Methode aufgenommen. Auf ausgewählten Probeflächen erfolgte die Entnahme von Bodenproben zur Analyse (pH, C/N) und im Erzgebirge zusätzlich die Anfertigung hemisphärischer Fisheye-Fotos zur Ermittlung des Diffuse Site Factors. Aus den Vegetationsdaten wurden analytische und normative Indikatorarten ermittelt, Artenzahl-Areal-Beziehungen erstellt und Veränderungen der α -Diversität sowie der Dominanzen der Vegetationsschichten und einzelner Arten im Verlauf des Waldumbaus aufgezeigt. Weiterhin wurden Zeigerwerte nach ELLENBERG und vegetationsökologische Gruppenspektren (Wald- und Nichtwaldarten, Soziologie, Hemerobie, Lebensformen) berechnet, Beziehungen zwischen Standortsfaktoren und der Vegetationsstruktur mittels multivariater Ordination überprüft sowie eine naturschutzfachliche Bewertung (Kriterien Naturnähe, Vielfalt, Seltenheit, Gefährdung) vorgenommen.

Mit Aufwuchs und Dichtschluss des Bu-Unterstandes ist eine deutliche Abnahme der Dominanzen und Artenzahlen in der Kraut- und Mooschicht ausgeprägt, die durch Ausdunklung und starken Bu-Streufall bedingt wird. Nadelbaumforste und Bu-(Fi-)Wirtschaftswälder besitzen in beiden Untersuchungsgebieten in der Krautschicht deutlich höhere Deckungsgrade und Artenzahlen als naturnahe Referenzwälder mit nur extensiver Nutzung. Dies liegt an den häufigeren und stärkeren Eingriffen in die Wirtschaftswälder, die mit Auflichtungen, Bodenverwundungen sowie -verdichtungen verbunden sind und das Auftreten von „Störungszeigern“ fördern. 31-45-jährige gemischte Bu-Ei-Voranbauten sind aufgrund der höheren Lichtdurchlässigkeit der Eichenkronen wesentlich arten- und deckungsgradreicher als gleichaltrige reine Bu-Voranbauten. Zahlreiche Kraut- und Moosarten weisen Stetigkeitsschwerpunkte in bestimmten Bestandestypen oder Abschnitten der Chronosequenzen auf und wurden als analytische Indikatoren determiniert. Mit Hilfe von vier Kriterien (Stetigkeit, Artenschutz-Weiserwert, Soziologischer Weiserwert und Weiserwert für starken Wirtschaftseinfluss) wurden aus diesen analytischen Indikatoren normative Indikatorarten zur naturschutzfachlichen Bewertung abgeleitet und jeweils den folgenden drei Gruppen zugeordnet: Indikatoren von

Nadelbaumforsten und (jungen) Bu-Voranbauten (z. B. *Galium saxatile*); Indikatoren von ± naturnahen Buchenmischwäldern (= lokale Zielarten des Naturschutzes; z. B. *Milium effusum*); Indikatoren für stärkeren Wirtschaftseinfluss in Buchenwäldern (z. B. *Juncus effusus*). Im Verlauf des ökologischen Waldumbaus erhöht sich nicht nur die Naturnähe der Baumschichten, sondern auch die der Bodenvegetation. Durch Berechnung der relativen Anteile typischer Buchen(misch)waldarten an den Gesamtartenzahlen bzw. Deckungsgradsummen der Kraut- und Moosschicht konnte nachgewiesen werden, dass Nadelbaumforste und 5-15-jährige Voranbauten in der Kraut- und Moosschicht die geringste sowie die Referenzbestände die höchste Naturnähe besitzen. Im Verlauf des Waldumbaus war zwar keine Zunahme von seltenen oder gefährdeten Kraut- und Moosarten zu erkennen, wohl aber von typischen Laubmischwaldarten der potenziell natürlichen Buchenmischwälder. Eine wesentliche Schlussfolgerung zur naturschutzgerechten Gestaltung des Waldumbauprozesses ist, reine Bu-Voranbauten durch gruppen- bis kleinbestandsweise gemischte Voranbauten mit Licht-, Halbschatt- und Schattbaumarten zu ersetzen und dafür verstärkt geeignete Naturverjüngung in den Umbauprozess einzubinden.

Abstract**“Effects of ecological forest conversion in Dübener Heide and Erzgebirge on the ground vegetation - determination of phytocoenotic indicators for nature conservation evaluations”**

The effects of ecological forest conversion on the vascular plants and the mosses of humus and mineral soil were investigated with the main goal to show changes in the plant species richness and composition during forest conversion process and evaluate these effects by comparison with near-natural mixed beech forests on adequate sites. In both investigation fields (Dübener Heide and Erzgebirge in Saxony) a false time series (chronosequence) was established, each spanning from pine respectively spruce monocultures (*Pinus sylvestris*, *Picea abies*) via beech advance plantings of different age classes up to managed beech forests and near-natural reference stands at comparable sites (TM2). In Dübener Heide 479 and in Erzgebirge 472 vegetation relevés with a size of 400 m² were randomly selected in the investigated stands. For the relevés the BRAUN-BLANQUET method was used. On selected vegetation relevés soil samples for analysis (pH values, C/N proportion) were taken and in Erzgebirge chronosequence additionally hemispherical fisheye-photos were made for estimation of relative light intensities (Diffuse Site Factors). With the vegetation dataset analytical and normative indicator species were determined, species-area relationships created and changes of the α -diversity as well as the dominances of the vegetation layers and of single species during the forest conversion were shown. Furthermore the indicator values after ELLENBERG and vegetation-ecological group spectra (forest and non-forest species, sociology, hemeroby, life forms) were calculated, relationships between site factors and vegetation structure with multivariate ordination examined as well as a nature conservation evaluation of the stand types (criteria naturalness, structure diversity, rarity, endangering) was performed. Through young growth and canopy closure of the beech understorey a clear decrease of dominances and species richness in the herb and moss layer is manifested, caused by strong shading and autumnal litter fall through *Fagus sylvatica*. In both investigation regions the coniferous plantations and managed beech-(spruce) forests have demonstrated in the herb layer significantly higher dominances and significantly higher species numbers than in the near-natural reference forests being exclusively subject to extensive management. The causes for that are more frequent and stronger anthropogenic measures in the managed forests, in which canopy thinning, soil wounding and compaction are encountered, which enhance the occurrence of “disturbance indicators”. 31-45 year-old mixed beech-oak advance plantings are considerably richer in plant species and dominances than even-aged pure beech advance plantings because of the higher translucence of oak crowns. Numerous herb and moss species have constancy concentrations in certain stand types or sections of the chronosequences. They were determined as analytical indicators. With the aid of four criteria (constancy, species protection indicator value, plant-sociological indicator value and indicator value for stronger management influence) normative indicator species for nature conservation evaluation were

derived from these analytical indicators and in each case allotted to the following three groups: indicators of coniferous plantations and (young) beech advance plantings (e. g. *Galium saxatile*); indicators of $\pm$ near-natural mixed beech forests (= local target species of nature conservation; e. g. *Milium effusum*); indicators of stronger management influence in beech forests (e. g. *Juncus effusus*). During the ecological forest conversion not only the naturalness of tree layers increases, but also that of the ground vegetation. Through the calculation of the relative proportions of typical species of (mixed) beech forests referring to the herb and moss layer-related total species numbers or sums of dominances, respectively, it could be proved, that coniferous plantations and 5-15 year-old advance plantings rank least in naturalness, whereas the reference stands rank highest. Though during the forest conversion an increase of rare or endangered species, respectively, was not discernible, however, an increase of typical species of (mixed) deciduous forests of the potential natural beech forest vegetation was obvious. An essential conclusion for a nature conservation criteria adequate forest conversion process is to replace pure beech advance plantings through group and small stand-wise mixed advance plantings comprising light-, semi-shade- and shade-tolerant tree species, and to increasingly include suitable natural regeneration into the forest conversion.

7 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus auf die Gefäßpflanzen und epigäischen Moose untersucht. Die Untersuchungen verfolgten das Ziel, Änderungen in der Artenvielfalt und -zusammensetzung im Verlauf des Waldumbaus von Nadelbaumforsten zu Buchen(misch)wäldern aufzuzeigen und durch Vergleiche mit naturnahen Wäldern auf entsprechenden Standorten zu bewerten. Weiterhin sollte geprüft werden, ob für die Bodenvegetation normative Indikatorarten zur naturschutzfachlichen Bewertung von Wald(umbau)beständen typisiert werden können. Als Untersuchungsgebiete wurden die Dübener Heide sowie das Mittel- und Osterzgebirge in Sachsen ausgewählt. Sie zeichnen sich durch die Dominanz von Ki- (Dübener Heide) bzw. Fi-Forsten (Erzgebirge) aus. Daneben sind jedoch auch Bu-Wirtschaftswälder, verschieden alte Waldumbaubestände (Bu-Voranbauten) und naturnahe Buchen(misch)wälder, die als Referenzflächen für extensive Bewirtschaftungsweise gelten können, vorhanden.

Als Untersuchungsmethode fand die indirekte Methode der Sukzessionsforschung Anwendung. In jedem Untersuchungsgebiet wurde eine falsche Zeitreihe aufgestellt, die von Nadelbaumforsten über unterschiedlich alte Bu-Voranbauten bis zu Bu-Wirtschaftswäldern und naturnahen Referenzflächen auf vergleichbaren Standorten reicht. Als Altersstufen der Voranbauten wurden für den Umbau der Ki-Forste 6-15, 16-30, 31-45 und > 45 Jahre, für den der Fi-Forste 5-15, 16-25 und 26-40 Jahre gewählt. In der Dübener Heide erfolgte zusätzlich die Einbeziehung gemischter Bu-Ei-Voranbauten und eines Ei-Wirtschaftswaldes, im Erzgebirge sogenannter „Grüner Augen“ (etwa 60-80-jährige Buchengruppen in Fi-Forsten) sowie gemischter Bu-Fi-Wirtschaftswälder. Es wurden nur Bestände der pnV Luzulo-Fagetum auf mittleren Standorten bezüglich Bodennährkraft und -wasserhaushalt ausgewählt, die im Oberstand über 60 bzw. bei den Buchenmischwäldern über 100 Jahre alt waren. In die Bestände wurden in der Dübener Heide 479 und im Erzgebirge 472 Vegetationsaufnahmen von 400 m² Größe nach dem Zufallsprinzip gelegt und mit der BRAUN-BLANQUET-Methode aufgenommen. Die Mindestzahl der Vegetationsaufnahmen je Bestandestyp beträgt 50, in Vergleichsbeständen mit Eiche 10. Für die untersuchten Bestandestypen wurden mittlere Artenzahl-Areal-Beziehungen bis zu einer Fläche von 20.000 m² aufgestellt. Auf ausgewählten Vegetationsaufnahmeflächen erfolgte die Entnahme von Bodenproben und im Erzgebirge zusätzlich die Anfertigung hemisphärischer Fisheye-Fotos zur Ermittlung des Diffuse Site Factors. Anhand der Bodenproben wurden pH-Werte, C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnis, elektrische Leitfähigkeit sowie Horizontfolge und -mächtigkeiten bestimmt. Außerdem wurden forstliche Maßnahmen (inkl. Kalkungen) der zurückliegenden 10 bzw. 20 Jahre ermittelt.

Im Verlauf des ökologischen Waldumbaus sind deutliche Veränderungen in den Deckungsgraden, Artenzahlen und der Artenzusammensetzung der Bodenvegetation ausgeprägt. Die Entwicklung der Baumschicht, insbesondere das Heranwachsen und der damit einhergehende Dichtschluss des Bu-Unterstandes, übt durch die Verringerung des Lichtzutritts und Veränderungen der Streufall- und Humusdynamik einen großen Einfluss auf die Artenstruktur der

Kraut- und Moosschicht aus. So sinken die Deckungsgrade der Krautschicht in der Phase der 16-(25)30-jährigen Bu-Voranbauten, in welcher der Bu-Unterstand von der Strauchschicht in die B2 einwächst und dicht schließt, im Vergleich zu Nadelbaumforsten und 5-15-jährigen Voranbauten sehr stark ab (Mediane $\leq 10\%$). Die Mediane der Deckungsgrade der Moosschicht sind nur in den Nadelbaumforsten und 5-15-jährigen Bu-Voranbauten größer als 5%. In Ki-Forsten weisen sie aufgrund hoher Dominanzen von *Pleurozium schreberi*, *Scleropodium purum* und *Hypnum jutlandicum* ca. 6x höhere Werte als in Fi-Forsten auf. In älteren Bu-Voranbauten und Buchenmischwäldern erreichen sie aufgrund der für epigäische Moose verdämmend wirkenden Buchenstreu nur noch Werte von maximal 1%. Ebenso wie die Deckungsgrade gehen auch die Artenzahlen mit dem Aufwuchs des Bu-Unterstandes zurück, prozentual allerdings schwächer als die Dominanzen. Der Rückgang der Artenzahlen ist in der Strauch-, Verjüngungs-, Kraut- und Moosschicht und damit auch bei den Gesamtartenzahlen zu beobachten. Bezüglich der mittleren Gesamtartenzahlen sind die Nadelbaumforste und die 5-15-jährigen Voranbauten am artenreichsten. Die geringsten mittleren Gesamtartenzahlen weisen in der Dübener Heide die sehr schattigen 31-45-jährigen Bu-Voranbauten sowie der naturnahe Referenzbestand auf, im Erzgebirge die „Grünen Augen“ und ebenfalls die naturnahen Referenzwälder. Bu-(Fi-)Wirtschaftswälder besitzen in beiden Untersuchungsgebieten in der Krautschicht deutlich höhere Deckungsgrade und Artenzahlen als naturnahe Referenzwälder mit nur extensiver Nutzung. Dies liegt an den häufigeren und stärkeren Eingriffen in die Wirtschaftswälder, die mit Aufflichtungen, Bodenverwundungen und -verdichtungen verbunden sind (häufigere Störereignisse). Die höchsten mittleren Artenzahlen der Moosschicht weisen in der Dübener Heide wie im Erzgebirge die 5-15-jährigen Voranbauten auf. Der hohe Moosartenreichtum wird durch vermodernde Reisigwälle, die dicht mit Moosen bewachsen sind, ein günstiges Mikroklima durch die Bu-Pflanzreihen, freiliegenden Mineralboden infolge von Bodenbearbeitung und den noch geringen Einfluss der verdämmenden Buchenstreu ermöglicht.

Während die Beimischung von Eichen in den Voranbauten im Alter 5-15 noch keinen Einfluss auf die Deckungsgrade und Artenzahlen der Krautschicht bewirken, ist der 31-45-jährige Bu-Ei-Unterstand aufgrund der höheren Lichtdurchlässigkeit der Eichenkronen wesentlich arten- und deckungsgradreicher als gleichaltrige reine Bu-Voranbauten. Vom Rückgang der Deckungsgrade im Verlauf des Waldumbaus sind fast alle Arten der Kraut- und Moosschicht betroffen. Besonders stark ist dieser Rückgang aber bei Arten ausgeprägt, die in den Nadelbaumforsten und 5-15-jährigen Voranbauten häufiger dominant auftreten (z. B. in der Dübener Heide *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis epigejos*, *Hypnum jutlandicum*, *Scleropodium purum*). In den Buchenmischwäldern, besonders in nach Durchforstungen aufgelichteten Beständen, nehmen die Deckungsgrade und Artenzahlen im Vergleich zu sehr schattigen älteren Bu-Voranbauten mit fast vollständig ausgedunkelter Krautschicht wieder zu.

Die für 400 m²-Probeflächen ermittelten Rangfolgen der Bestandestypen bezüglich der Artenzahlen können nicht uneingeschränkt auf andere Skalenebenen (Flächengrößen) übertragen werden. Darauf weisen mehrere Überschneidungen der Artenzahl-Areal-Beziehungen der

Bestandestypen hin. So steigen die Artenzahlen der Moosschicht in Ki- und Fi-Forsten auf der Skalenebene $> 400 \text{ m}^2$ schwächer an als die von Bu-(Fi-)Wirtschaftswäldern, so dass auf großen Flächen ($> 5 \text{ ha}$) in den Bu-(Fi-)WW mehr epigäische Moosarten als in Ki- bzw. Fi-Forsten vorkommen können.

Zahlreiche Kraut- und Moosarten weisen Stetigkeitsschwerpunkte in bestimmten Bestandestypen oder Abschnitten der Chronosequenzen auf und wurden als analytische Indikatoren determiniert. Unter diesen analytischen Indikatoren befinden sich auch etliche Differenzialarten, welche die Kriterien zur Einstufung von Differenzialarten nach BERGMIEIER et al. (1990) bzw. DIERSCHKE (1994) erfüllen. Die analytischen Indikatoren lassen sich in folgende 4 Gruppen unterteilen: Indikatorarten für Nadelbaumforste und/oder junge Voranbauten; Indikatorarten mit $\pm$ ähnlichen Stetigkeiten in allen Bestandestypen; Indikatorarten, die in sehr schattigen Beständen zurücktreten; Indikatorarten mit höheren Stetigkeiten in Bestandestypen, die von der Rot-Buche in der B1 und/oder B2 dominiert werden. Während die lichtereren Nadelbaumforste und 5-15-jährigen Voranbauten zahlreiche sie charakterisierende Arten aufweisen, sind die schattigeren älteren Bu-Voranbauten negativ durch den Ausfall bzw. Stetigkeitsrückgang der meisten Arten gekennzeichnet. Analytische Indikatoren der Ki-Forste der Dübener Heide sind vorwiegend Lichtzeiger nährstoff- und basenärmerer Böden. Als analytische Indikatoren der Fi-Forste im Erzgebirge wurden dagegen als Folge der Kompensationskalkungen zumeist Stickstoff- und Basenzeiger sowie Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Offenbiotopen eingestuft. Der Vergleich zwischen bewirtschafteten Buchenmischwäldern und naturnahen Referenzwäldern weist zahlreiche Kraut- und Gehölzarten mit signifikant höheren Stetigkeiten in den Wirtschaftswäldern nach. Es handelt sich zumeist um Lichtzeiger mit Verbreitungsschwerpunkt in Offenbiotopen sowie (Wechsel-)Feuchte- bis Nässezeiger („Verdichtungszeiger“), von denen zahlreiche Arten aufgrund ihrer Reaktion auf anthropogene Eingriffe als „Störungszeiger“ zu bewerten sind. Naturnahe Referenzwälder weisen dagegen fast keine Arten mit signifikant höheren Stetigkeiten auf. Eine höhere α -Diversität der Gefäßpflanzen und epigäischen Moose in bewirtschafteten Wäldern im Vergleich zu naturnahen Wäldern bzw. in Nadelbaumforsten im Vergleich zu bodensauren Buchenwäldern wurde inzwischen durch zahlreiche Untersuchungen belegt (z. B. DETSCH 1999, OHEIMB et al. 1999, OHEIMB 2003, WECKESSER 2003). Numerische Klassifikationen und Ordinationen machen deutlich, dass die Veränderung der Bodenvegetation im Verlauf des ökologischen Waldumbaus fließend erfolgt, so dass v. a. zwischen benachbarten Bestandestypen innerhalb der Chronosequenzen Übergänge bestehen.

Mit Hilfe von vier Kriterien (Stetigkeit, Artenschutz-Weiserwert, Soziologischer Weiserwert und Weiserwert für starken Wirtschaftseinfluss) wurden aus den analytischen Indikatoren normative Indikatorarten zur naturschutzfachlichen Bewertung abgeleitet. Die normativen Indikatorarten der Kraut- und Moosschicht wurden für beide Waldumbau-Chronosequenzen folgenden drei Gruppen zugeordnet: Indikatoren von Nadelbaumforsten und (jungen) Bu-Voranbauten; Indikatoren von $\pm$ naturnahen Buchenmischwäldern; Indikatoren für stärkeren Wirtschaftseinfluss in Buchenwäldern. Bei den normativen Indikatorarten für $\pm$ naturnahe Buchenmischwälder (z. B. in Dübener Heide *Athyrium filix-femina*, *Poa nemoralis*, *Milium*

effusum, *Carex sylvatica*, *Pseudotaxiphyllum elegans*; im Erzgebirge *Lamium galeobdolon*, *Polygonatum verticillatum*, *Festuca altissima*, *Anemone nemorosa*) handelt es sich um lokale Zielarten des Naturschutzes. Insgesamt konnten in der Dübener Heide 29 Kraut- und 15 Moosarten, im Erzgebirge 36 Kraut- und 21 Moosarten als normative Indikatoren eingestuft werden. Die Gültigkeit der normativen Indikatorarten ist zunächst regional (Dübener Heide, Mittel- und Osterzgebirge) sowie standörtlich (bezüglich Nährstoff- und Wasserhaushalt mittlere Böden) begrenzt.

Vegetationsökologische Gruppenspektren (Wald- und Nichtwaldarten, Soziologie, Hemerobie, Lebensformen) bringen zum Ausdruck, dass die Krautschicht im Verlauf des ökologischen Waldumbaus durch zunehmende Naturnähe gekennzeichnet ist. Darauf lassen z. B. der Rückgang von Arten, die an Standorten höherer Hemerobie vorkommen, die quantitative Zunahme von Krautarten der geschlossenen Wälder bzw. von Charakterarten der Buchenwälder sowie der Rückgang von Charakterarten der Pflanzengesellschaften des Offenlandes im Verlauf des Waldumbaus schließen. Hohe Diversitäten in der Kraut- und Mooschicht bedeuten nicht, dass es sich um naturnahe Bestände handelt. Bezüglich der α -Diversität sind naturnahe Bestände oft artenärmer als solche mit stärkeren anthropogenen Eingriffen. Bei der Bewertung der α -Diversität muss jedoch beachtet werden, dass mit den Gefäßpflanzen und epigäischen Moosen nur ein kleiner Teil der Arten der Waldökosysteme erfasst wurde und die Ergebnisse bei Berücksichtigung der Fauna und speziell der Alt- und Totholzbewohner völlig anders ausfallen können. In der Krautschicht sind die Diversitätsindizes Shannon-Index und Evenness sogar in den artenärmsten und besonders schattigen Bestandestypen am höchsten, weil hier die größte Gleichverteilung der Artdominanzen besteht.

Die Ergebnisse der Bodenanalysen zeigen, dass die untersuchten Standorte in der Dübener Heide bezüglich der pH-Werte, C- und N-Gehalte sowie der C/N-Verhältnisse insgesamt ähnlicher als die des Erzgebirges sind (in Dübener Heide $\pm$ uniformes sandiges Bodensubstrat, im Erzgebirge Einfluss von Kompensationskalkungen und heterogenere Ausgangssubstrate). Trotzdem treten in beiden Untersuchungsgebieten nur wenige signifikante Unterschiede zwischen den Bodeneigenschaften auf, so dass die Veränderungen in der Bodenvegetation weitgehend auf die Auswirkungen des Waldumbaus, also Baumarten- und Bewirtschaftungseffekte zurückgeführt werden können. Die Beziehungen zwischen den Standortsfaktoren und der Artenstruktur, die durch indirekte und direkte Ordinationen ermittelt wurden, bestätigen diese Annahme. Entscheidenden Einfluss auf die Artenstruktur bei sonst $\pm$ vergleichbaren Bodeneigenschaften übt der Lichtfaktor aus, welcher durch den heranwachsenden Bu-Unterstand in den Voranbauten sowie Durchforstungen in den Buchenwäldern gesteuert wird, also von anthropogenen Eingriffen und spezifischen Eigenschaften der dominierenden Baumarten (unterschiedliche Lichtdurchlässigkeit von Kiefern-, Fichten-, Eichen- und Buchenkronen). Bei den indirekten Ordinationen (PCA) ist die erste Ordinationsachse am stärksten mit den mittleren Lichtzeigerwerten nach ELLENBERG korreliert, bei den direkten Ordinationen (RDA) am stärksten mit dem Diffuse Site Factor bzw. Deckungsgradvariablen (z. B. Dominanzen der Buche).

Im Verlauf des ökologischen Waldumbaus erhöht sich nicht nur die Naturnähe der Baumschichten, sondern auch die der Bodenvegetation. Deshalb kann ökologischer Waldumbau im Hinblick auf die Phytozönosen als Renaturierung bezeichnet werden, wie es bereits P.A. SCHMIDT (1999) vorschlägt. Die Naturnähebewertung der Kraut- und Moosschicht erfolgte durch Berechnung der relativen Anteile typischer Buchen(misch)waldarten an den Gesamtartenzahlen bzw. Deckungsgradsummen. Nadelbaumforste und 5-15-jährige Voranbauten weisen in der Kraut- und Moosschicht danach die geringste Naturnähe auf, die Referenzbestände die höchste. Lückige Bu-WW besitzen in der Bodenvegetation eine deutlich geringere Naturnähe als die Referenzwälder, aber eine wesentlich höhere Naturnähe als die Nadelbaumforste.

Die untersuchten Vegetations- und Standortstypen sind nicht durch hohe Artenzahlen von seltenen und/ oder Rote Liste-Arten charakterisiert. Es lässt sich auch keine Zunahme von seltenen bzw. gefährdeten Arten im Verlauf des Waldumbaus nachweisen, wohl aber von typischen Laubmischwaldarten der potenziell natürlichen Buchenmischwälder. Durch den Waldumbau entstehen darüber hinaus Waldökosystemtypen, die sachsen- und deutschlandweit gefährdet sind bzw. als FFH-Lebensraumtypen EU-weite Bedeutung besitzen. Insgesamt ist der ökologische Waldumbau damit sowohl im Interesse der Forstwirtschaft, z. B. durch Erhöhung der Stabilität und Risikominimierung im Hinblick auf eine erwartete Klimaerwärmung, als auch des Naturschutzes, z. B. durch Erhöhung der Naturnähe der Phytozönosen. Ökologischer Waldumbau kann damit als gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft bezeichnet werden.

Aus den Untersuchungsergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass großflächige reine Bu-Voranbauten durch gruppen- bis kleinbestandsweise gemischte Voranbauten mit Licht-, Halbschatt- und Schattbaumarten ersetzt und verstärkt geeignete Naturverjüngung in den Umbauprozess eingebunden werden sollten. Insgesamt ist eine größere Vielfalt an heimischen Baumarten, auch forstlich wenig bedeutsamer in den Umbauprozess zu integrieren, nicht zuletzt, um eine Risikoverteilung für die erwartete Klimaerwärmung zu bewirken. Einzelne Kiefern und Fichten in den Voranbauten und ebenso Altbäume und Baumgruppen in den Bu-Wirtschaftswäldern sollten bis zum natürlichen Zerfall belassen werden, um die Bestände mit Totholz anzureichern. Wirtschaftseingriffe wie Befahrungen, Kalkungen, Bodenbearbeitungen und -verwundungen sind möglichst zu extensivieren, da sie in hohem Maße die Artenstruktur beeinflussen und zur Ruderalisierung der Waldökosysteme beitragen.

Die in der Einleitung aufgestellten Hypothesen können bestätigt werden. Der ökologische Waldumbau hat deutliche Auswirkungen auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung der Gefäßpflanzen und epigäischen Moose. Die Erhöhung der Naturnähe in der Baumschicht im Verlauf des Waldumbaus hat eine Erhöhung der Naturnähe der Kraut- und Moosschicht zur Folge. Durch die Ableitung normativer Indikatorarten mit regionalem und standörtlichem Bezug kann die Bodenvegetation zur naturschutzfachlichen Bewertung waldbaulicher Maßnahmen beitragen.

8 Summary

“Effects of ecological forest conversion in Dübener Heide and Erzgebirge on the ground vegetation - determination of phytocoenotic indicators for nature conservation evaluations”

The effects of ecological forest conversion on the vascular plants and the mosses of humus and mineral soil were investigated. The main goal was to investigate changes in the plant species richness and composition during forest conversion from pure coniferous plantations to mixed beech forests, and evaluate these effects by comparison with near-natural mixed beech forests on adequate sites. Another objective was to determine normative indicator species of the ground vegetation for nature conservation evaluation of forest (conversion) stands. Dübener Heide as well as Mittel- and Osterzgebirge in Saxony were selected as investigation fields. In the forests of these landscapes pine plantations (Dübener Heide) and spruce plantations (Erzgebirge) dominate. Furthermore, managed (mixed) beech forests, various old forest conversion stands (beech advance plantings) and near-natural mixed beech forests (reference areas for extensive management) are available.

As a methodical approach the indirect method of succession research was used. In every investigation field a false time series (chronosequence) was established, each spanning from pine respectively spruce monocultures via beech advance plantings of different age classes up to managed beech forests and near-natural reference forests at comparable sites. Age classes of the advance plantings for the conversion of pine plantations comprising 6-15, 16-30, 31-45 and > 45 year-old and for the conversion of spruce plantations 5-15, 16-25 and 26-40 year-old trees in understorey were selected. In Dübener Heide additionally there were mixed beech-oak advance plantings and a managed oak forest investigated, in the Erzgebirge so-called “Green eyes“ (ca. 60-80 year-old beech groups in spruce plantations) and managed mixed beech-spruce stands. Exclusively stands with the potential natural vegetation type Luzulo-Fagetum on middle sites concerning nutrient and water regime of the soils (mesotrophic and mesic sites) were selected, which for the upper tree layer was at least 60 and for the beech forests at least 100 years old. In the investigation stands of Dübener Heide 479 and of Erzgebirge 472 vegetation relevés 400 m² in size were randomly selected and the BRAUN-BLANQUET method was used. The lowest number of vegetation relevés per investigated stand type is 50, in the oak stands 10. For the stand types mean species-area relationships up to a size of 20,000 m² were calculated. On selected vegetation relevés soil samples were taken and in Erzgebirge chronosequence additionally hemispherical fisheye-photos were made for estimation of relative light intensities (Diffuse Site Factors). Soil samples consisted of: pH-values, carbon and nitrogen concentrations, C/N ratios, electrical conductivities as well as soil types and horizon thicknesses were recorded. Furthermore, forestry utilizations (including limings) of the last 10 to 20 years were investigated.

During the forest conversion, clear modifications of dominances, species numbers and plant species competitions of the ground vegetation were found. The development of tree layers,

especially the upward growing and dense closing of the beech understorey has a great influence on the species structure of the herb and moss layer by decreasing incidence of light and changing the humus and litter fall dynamics. For this reason, the dominance of herb layer decrease in the phase of 16-(25)30 year-old beech advance plantings in comparison with coniferous plantations and 5-15 year-old advance plantings. The median dominance of moss layers in coniferous plantations and 5-15 year-old advance plantings was $> 5\%$. In pine plantations the mean dominances of the moss layer is a result of high dominances of *Pleurozium schreberi*, *Scleropodium purum* and *Hypnum jutlandicum*. The dominance of moss layer was 6 times higher than in spruce plantations. In older beech advance plantings and mixed beech forests the mean dominances of moss layers reach only values $\leq 1\%$. The main cause for this is the beech litter fall in autumn. Upward growing beech understorey decreased the numbers of species observed, however this effect was weaker than the decrease of dominances of the vegetation layers. Decline of species numbers was found in shrub, regeneration, herb and moss layers and also in the total species numbers. The total species numbers were highest in coniferous plantations and in 5-15 year-old advance plantings. They were lowest in the Dübener Heide chronosequence in the very shady 31-45 year-old beech advance plantings and in the near-natural reference stand, in Erzgebirge chronosequence in the "Green eyes" and also in the reference areas. In both investigation regions the managed beech-(spruce) forests have demonstrated significantly higher dominances in the herb layer and significantly higher species numbers than near-natural reference forests merely with extensive management. The causes are more frequent and stronger anthropogenic measures in the managed forests with lower stand densities, soil disturbances and compactions as a consequence. The mean species numbers of the moss layer are highest in both chronosequences in the 5-15 year-old advance plantings. This was due to the densely moss-covered mouldy brushwood ramparts, favoured humid microclimate at the forest floor due to the planted beech rows, the open mineral soil due to tillage and the still small influence of the soil covering beech litter. The mixture of oaks in the beech advance plantings (of 5-15 year-old) does not have any influence on the dominances and species numbers of the herb layer, whereas 31-45 year-old mixed beech-oak understoreys are considerably richer in plant species and dominances than pure beech advance plantings with the same age because of the higher translucence of oak crowns. Almost all species of herb and moss layers are affected by the drop of coverage during the forest conversion process. Especially striking is the dominance drop by species that occur in coniferous plantations and in 5-15 year-old advance plantings with high dominances (e. g. in Dübener Heide chronosequence *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis epigejos*, *Hypnum jutlandicum*, *Scleropodium purum*). In the mixed beech forests the dominances of herb and moss layers and of many species as well as the species numbers were greater than in very shady older beech advance plantings where the herb and moss layers were mostly absent. Species numbers for 400 m² sample plots rankings of the stand types can not be applied without limitation of other scales (area unities), which can be confirmed by several overlaps of the

species-area relationships. The species numbers of the moss layer increased not so much on a scale $> 400 \text{ m}^2$ in the pine and spruce plantations than in managed beech-(spruce) forests, therefore in larger areas (> 5 hectares) of beech forests more moss species grow on humus and mineral soil as compared to pure pine or spruce plantations respectively.

Numerous herb and moss species have constancy concentrations in certain stand types or sections of the chronosequences. They were determined as analytical indicators. From these analytical indicators many species can be described as differential species, if they fulfil the criteria for differential species after BERGMEIER et al. (1990) and/ or DIERSCHKE (1994). The analytical indicators are specified as follows: indicators for coniferous plantations and/ or young advance plantings; indicators of $\pm$ similar constancies in all stand types; indicators of rarer occurrence in very shady stands; indicators of higher constancies in stand types where *Fagus sylvatica* dominates in the first and/ or second tree layer. While the brighter coniferous plantations and 5-15 year-old advance plantings had numerous characteristic species, whereas shady older beech advance plantings are negatively characterized through the loss and/ or constancy decline of many species. Analytical indicators of pine forests in Dübener Heide are mostly composed of light-demanding species of nutrient and base-poorer soils. The analytical indicators of spruce plantations in Erzgebirge are indicators of frequent limings, nitrogen and base-richer soils as well as species primarily colonizing non-forest biotopes. A comparison between managed (mixed) beech forests and near-natural reference stands shows that numerous herb and timber species grow with significantly higher constancies in the managed forests. In managed beech forests light-demanding species of non-forest biotopes had constancy concentrations as well as species of moist to wet sites (“compaction indicators“), that are to be considered as “disturbance indicators“ due to their positive reaction to anthropogenic disturbances (e. g. thinning out, scarification, soil compaction due to driving and skidding). By contrast, near-natural reference forests have almost no species with significantly higher constancies. A higher α -diversity in managed forests in comparison with near-natural forests as well as in coniferous monocultures in comparison with soil-acid beech forests was confirmed by numerous investigations (e. g. DETSCH 1999, OHEIMB 2003, WECK-ESSER 2003). Numerical classifications and the ordinations show clearly, that the modification of the ground vegetation occurs during the ecological forest conversion with no clear dividing difference. Particularly between time neighboring stand types in the chronosequences indistinct transitions are typical.

With the aid of four criteria (constancy, species protection indicator value, plant-sociological indicator value and indicator value for stronger management influence) were normative indicator species for nature conservation evaluation derived from analytical indicators. The normative indicator species of herb and moss layers for both forest conversion chronosequences were allotted to the following three groups: indicators of coniferous plantations and (young) beech advance plantings; indicators of $\pm$ near-natural mixed beech forests; indicators of stronger management influence in beech forests. The normative indicator species of $\pm$ near-natural mixed beech forests are local target species from nature conservation viewpoint (e. g.

in Dübener Heide *Athyrium filix-femina*, *Poa nemoralis*, *Milium effusum*, *Carex sylvatica*, *Pseudotaxiphyllum elegans*; in Erzgebirge *Lamium galeobdolon*, *Polygonatum verticillatum*, *Festuca altissima*, *Anemone nemorosa*). As a whole, in Dübener Heide 29 herb and 15 moss species and in Erzgebirge 36 herb and 21 moss species could be classified as normative indicators. The normative indicator species are only valid for the areas studied (Dübener Heide, Mittel- and Osterzgebirge) and the site types (mesotrophic and mesic sites).

Vegetation-ecological group spectra (forest and non-forest species, plant-sociological groups, hemeroby, life forms) demonstrate the herb layer is characterized by increasing the degree of naturalness during the ecological forest conversion. This conclusion is possible due to the decrease of species from sites with higher hemeroby, the quantitative increase of herb species of closed forests or of character species of beech forests respectively, as well as the decrease of characteristic species of open landscape biotopes during the forest conversion process. High diversities in the herb and moss layer do not mean that the concerned stands are near-natural. Relating to α -diversity, near-natural stands are even poorer in plant species richness in ground vegetation than others with stronger anthropogenic interferences. When considering α -diversity note that vascular species and epigeic mosses compose only a fraction of the species in forest ecosystems and that the evaluation of the fauna and specifically the fauna on old trees and dead wood, can be completely different. In the herb layer, the investigated diversity indices, such as the Shannon diversity index and the Evenness, are highest even in the species-poorest and shady stand types, because the greatest uniform distribution of the species dominances is found here.

The results of the soil analysis shows that the investigated sites in Dübener Heide are (with respect to pH-values, carbon and nitrogen concentrations as well as C/N ratios) more similar in general than those of Erzgebirge (in Dübener Heide $\pm$ similar sandy soil substrate, in Erzgebirge influence of liming and more heterogeneous soil substrates). Though in both investigation regions only a few significant differences between the soil properties of the stand types were found. For this reason, the modifications in the ground vegetation can be associated with the effects of forest conversion (tree species- and management effects). The relationships between site factors and species structure, determined by indirect and direct ordinations (indirect and direct gradient analysis), confirm this assumption. The light factor has decisive influence on the species structure, if the soil properties are comparable. The light conditions on the forest floor are influenced by the upward growing beech understorey in the advance plantings and by thinnings in the beech forests, by anthropogenic interferences and specific qualities of the dominant tree species (different translucence of pine, spruce, oak and beech crowns). For the indirect ordinations (PCA) the first ordination axis correlated most strongly with the mean indicator values for light after ELLENBERG, for the direct ordinations (RDA) with Diffuse Site Factor or dominance variables (e. g. sum of dominance of *Fagus sylvatica* in tree and shrub layer).

During the ecological forest conversion not only the naturalness of tree layers increase, but also the naturalness of the ground vegetation increases. Therefore ecological forest conversion, with respect to phytocoenosis can be referred to as renaturation, confirming the statement of P.A. SCHMIDT (1999). The evaluation of naturalness of the herb and moss layer was performed by calculation of the relative proportions of typical species of (mixed) beech forests related to the total species numbers or sums of dominances, respectively. Coniferous plantations and 5-15 year-old advance plantings have (in the herb and moss layer) the least naturalness, whereas the reference stands appear to have the highest. Ground vegetation in the gappy managed beech forests has markedly less naturalness than the reference stands, however, a considerably higher degree of naturalness when compared to pure coniferous plantations.

The investigated vegetation and site types are not characterized by high species numbers of rare and/ or Red List species. An increase of rare or endangered species, respectively, during the forest conversion can not be proven. However, an increase of typical species of (mixed) deciduous forests (potential natural vegetation beech forests) was found. Forest ecosystems expand through the forest conversion being endangered in Saxony and all Germany and/ or have EU-wide importance according to the Fauna-Flora-Habitat Directive. Ecological forest conversion is both in the interest of forestry, through increased stability and risk reduction with regard to the expected climate temperature rise, and also in nature conservation, e. g. through increase of the naturalness of the phytocoenosis. For this reason, ecological forest conversion should be viewed as a common goal of nature conservation and forestry.

The following essential conclusions from the investigation results are possible: Pure beech advance plantings should be replaced through group to small stand-wise mixed advance plantings with light-, semi-shade- and shade-tolerant tree species. Suitable natural regeneration should be included increasingly into the conversion process. A greater variety of indigenous tree species should be integrated into the forest conversion process (also tree species with smaller forestry importance) in order to lower the risk caused by the expected climate temperature rise. Some mature pines and spruces in the advance plantings as well as old trees and tree groups in the managed beech forests should be allowed to naturally decompose in order to enrich the stands with dead wood. Management interventions such as driving, liming, soil cultivation and scarification should become more extensive, since they influence the species structure in high measure and contribute to the spreading of ruderal plants in the forest ecosystems.

The hypotheses made in the introduction can be confirmed. Ecological forest conversion has clear effects on the plant species richness and composition of the vascular plants and epigeic mosses. The increase of the naturalness of the tree layer during the forest conversion process consequently results in an increase of the naturalness of the herb and moss layer. Through deriving of normative indicator species with regional and site-local reference the ground vegetation can contribute to the nature conservation evaluation of silvicultural measures.

Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt / Contributions to Forest Sciences

1	(1997) A. Roloff/ K. Klugmann
Ursachen und Dynamik von Eichen-Zweigabsprüngen
97 S.	5,00 €
2	(1998) D. Krabel
Mikroanalytische Untersuchungen zur Physiologie des Baumkambiums
von <i>Thuja occidentalis</i> L. und <i>Fagus sylvatica</i> L.
96 S.	5,00 €
3	(1998) S. Bonn
Dendroökologische Untersuchung der Konkurrenzdynamik in
Buchen/Eichen-Mischbeständen und zu erwartende Modifikationen
durch Klimaänderungen
226 S.	12,50 €
4	(1998) W. Nebe/ A. Roloff/ M. Vogel (Hrsg.)
Untersuchung von Waldökosystemen im Erzgebirge als Grundlage
für einen ökologisch begründeten Waldumbau
255 S.	15,00 €
5	(1999) R. Kießner
Ein auf Strahlungsmessungen basierendes Verfahren zur Bestimmung
des Blattflächenindex und zur Charakterisierung der Überschirmung
in Fichtenbeständen
192 S.	11,40 €
6	(1999) D. Bartelt
Oberirdische Phyto- und Nährelementmassen auf meliorierten,
immissionsbelasteten Standorten des Erzgebirges
178 S.	11,40 €
7	(1999) A. Bolte
Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff und Nährelement-
vorräten der Waldbodenflora – Verfahren, Anwendung und Schätztafeln
285 S.	vergriffen
8	(1999) E. D. Mungatana
The Welfare Economics of Protected Areas: The Case of
Kakamega Forest National Reserve, Kenya
265 S.	16,40 €
9	(2000) G. Mackenthun
Die Gattung <i>Ulmus</i> in Sachsen
294 S.	16,40 €
10	(2000) H. Wolf/ J. Albrecht (eds.)
The Procurement of Forestry Seeds in Tropical and Subtropical
Countries – the Example Kenya –
233 S.	13,90 €

- 11** (2001) U. Neumann
Zusammenhang von Witterungsgeschehen und Zuwachsverläufen in Fichtenbeständen des Osterzgebirges
193 S. 11,40 €
- 12** (2001) H. Lemme
Populationsdynamik der Frostspanner *Operophtera fagata* (SCH.) und *Operophtera brumata* (LINNÉ) während einer Retrogradation in Ebereschen-Bestockungen des Erzgebirges
238 S. 13,90 €
- 13** (2001) T. Schreiter
Auswirkungen von Landnutzungssystemen auf die Zusammensetzung von Coleopterenzönosen (Insecta – Coleoptera)
186 S. 11,40 €
- 14** (2001) H. Weiß
Informationsverwaltung in Botanischen Gärten am Beispiel des Forstbotanischen Gartens in Tharandt
194 S. + CD-ROM 11,40 €
- 15** (2001) G. Slotosch
Waldschulen. Beitrag zum Bewerten und Verstehen waldbezogener Bildungsprozesse
394 S. + 65 S. Anhangsband 27,40 €
- 16** (2002) J. Schumacher
Untersuchungen über den Gesundheitszustand der Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa* [L.] GAERTN.) im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft – Erhebung und Ursachenanalyse biotischer Schadfaktoren
183 S. 11,40 €
- 17** (2002) A. Roloff / S. Bonn (Hrsg.)
Ergebnisse ökologischer Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Auenwäldern an der Mittleren Elbe
227 S. 13,90 €
- 18** (2004) K. H. Müller
Lückendynamik in Fichtenreinbeständen des Erzgebirges – Bestandesreaktion, Ressourcenverfügbarkeit und Empfehlungen zum Waldumbau
230 S. 13,90 €
- 19** (2004) J. Schröder
Zur Modellierung von Wachstum und Konkurrenz in Kiefern/Buchen-Waldumbaubeständen Nordwestsachsens
271 S. 16,40 €
- 20** (2004) C. Fürst / A. W. Bitter / D.-R. Eisenhauer / F. Makeschin / H. Röhle / A. Roloff / S. Wagner (eds.)
Sustainable Methods and Ecological Processes of a Conversion of Pure Norway Spruce and Scots Pine Stands into Ecologically Adapted Mixed Stands
244 S. 13,90 €

- 21** (2004) H.-P. Reike
 Untersuchungen zum Raum-Zeit-Muster epigäischer Carabidae
 an der Wald-Offenland-Grenze
 373 S. 21,40 €
- 22** (2005) W. Nebe, K.-H. Feger (Hrsg.)
 Atmosphärische Deposition, ökosystemare Stoffbilanzen und
 Ernährung der Fichte bei differenzierter Immissionsbelastung
 129 S. 8,90 €
- 23** (2005) M. Rothe
 Reaktionen des Wasserhaushaltes der Fichte (*Picea abies* [L.] KARST.)
 auf extremen Trockenstress
 175 S. 11,40 €
- 24** (2005) A. Muchin
 Analytische Untersuchungen zum Einfluss des Standorts auf das
 Wachstum von Stiel- und Traubeneiche im nordostdeutschen Tiefland
 264 S. 16,40 €
- 25** (2005) U. Pietzarka
 Zur ökologischen Strategie der Eibe (*Taxus baccata* L.) –
 Wachstums- und Verjüngungsdynamik
 195 S. 11,40 €
- 26** (2006) C. Heidecke
 Optimierung der Stammapplikation systemischer Pflanzenschutzmittel
 auf der Grundlage baumbiologischer und holzanatomischer Aspekte
 143 S. 11,40 €
- 27** (2006) D. Ißleib
 Genetische Strukturen in Buchen-Altbeständen und Naturverjüngung
 (*Fagus sylvatica* L.) des Mittleren Erzgebirges
 140 S. 11,40 €
- 28** (2006) C. Fürst, V. Janecek, C. Lorz, F. Makeschin, V. Podrazky, H. Vacik (eds.)
 Future-oriented concepts, tools and methods for forest management
 and forest research crossing European borders
 250 S. 16,40 €
- 29** (2007) M. Denner
 Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus in der Dübener Heide
 und im Erzgebirge auf die Bodenvegetation
 402 S. + CD-ROM 26,40 €

Beihefte (ohne Begutachtungsverfahren, teilweise mit finanzieller Förderung gedruckt)

– nur über Dendro-Institut Tharandt e.V. zu beziehen; www.dendro-institut.de –

1 (2000)	S. Wagner (Hrsg.)
Perspektiven in der Waldbau Wissenschaft
186 S.	<i>vergriffen</i>
2 (2002)	E. Schuster (2. erweiterte Auflage)
Chronik der Tharandter forstlichen Lehr- und Forschungsstätte 1811-2000
284 S.	10,00 €
3 (2002)	S. Rajanov
Geschichte der Tharandter Immissionsforschung 1850 - 2002
172 S.	<i>vergriffen</i>
4 (2003)	H. Landmesser (Hrsg.)
Chemie und Forstwirtschaft – Gegensatz oder Symbiose
142 S.	8,00 €
5 (2004)	S. Kätzel, H. Landmesser, S. Löffler, O. Wienhaus (Hrsg.)
Einsatz von Biomarkern für das forstliche Monitoring
176 S.	9,00 €
6 (2007)	A. Roloff, D. Thiel, H. Weiß (Hrsg.)
Urbane Gehölzverwendung im Klimawandel und aktuelle Fragen
der Baumpflege
132 S.	10,00 €