

Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handelns

Hans Pretzsch

Lehrstuhl für Waldwachstumskunde
der Ludwig-Maximilians-Universität München/Freising

1 EINLEITUNG

In Wirtschaftswäldern gilt die räumliche Bestandesstruktur als wichtige Bestimmungsgröße für die Habitat- und Artendiversität. Obwohl entsprechende quantitative Studien selten sind (vgl. ALTENKIRCH, 1982; AMMER et al., 1995; BLAB, 1986; ELLENBERG et al., 1985), besteht weitgehende Übereinstimmung darin, daß mit Zunahme der horizontalen und vertikalen Strukturierung eines Waldes in der Regel auch die Vielfalt der darin vorkommenden Tier- und Pflanzenarten ansteigt und die zwischenartlichen Verknüpfungen, die zur ökologischen Stabilität beitragen, zunehmen (HABER, 1982). In Maßnahmen der Bestandesbegründung und Bestandespflege steckt somit ein Potential zur Sicherung von Diversität und ökologischer Stabilität, das noch wenig durchleuchtet ist und nicht annähernd ausgeschöpft sein dürfte.

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es, die methodischen Grundlagen für eine systematische Analyse der Zusammenhänge zwischen Bestandesbehandlung und räumlicher Bestandesstruktur zu erarbeiten und so zu einer Verknüpfung von Produktions- und Schutzaspekten der Waldbehandlung beizutragen. Eine erste wichtige Grundlage dafür bilden Maßzahlen, die das horizontale Baumverteilungsmuster, das vertikale Artenprofil und die Durchmischungsintensität der vertretenen Baumarten quantitativ erfassen und einen besonderen Indikatorwert für die Habitat- und Artendiversität besitzen. Eine zweite wichtige Basis bildet der Bestandeswachstumssimulator SILVA 2, mit dem die räumliche Bestandesdynamik für ein breites Spektrum von Standortbedingungen, Ausgangsstrukturen und Behandlungsvarianten nachgebildet werden kann, und der für die hiesige Fragestellung um eine Programmroutine zur Strukturanalyse und -diagnose erweitert wurde. So entsteht ein Forschungswerkzeug, mit dem für ein breites Spektrum von Behandlungsmaßnahmen der Einfluß auf die räumliche Bestandesheterogenität durch Simulationsrechnungen analysiert werden kann. Anhand einer Serie von Testläufen werden die langfristigen Effekte von schwacher, mäßiger und starker Nieder- und Hochdurchforstung und von verschiedenen Mischungsstrukturen auf die Entwicklung der räumlichen Bestandesheterogenität untersucht.

2 MASSZAHLEN FÜR DIE BESCHREIBUNG DER RÄUMLICHEN BESTANDESSTRUKTUR

Bei der Erfassung und Identifikation von räumlichen Bestandesstrukturen können wir uns auf ein Repertoire bewährter Zählquadrat- und Abstandsverfahren stützen, über die PIELOU (1975 und 1977), RIPLEY (1977 und 1981) und UPTON und FINGLETON (1985 und 1989) eine gute Übersicht vermitteln. Die im Folgenden benutzten Indizes R von CLARK und EVANS (1954) und S von PIELOU (1977) identifizieren das horizontale Baumverteilungsmuster bzw. die Artendurchmischung in Waldbeständen und beleuchten somit verschiedene Aspekte der räumlichen Heterogenität. Die in Anlehnung an den Index von SHANNON und WEAVER (1948) entwickelte Maßzahl A für das vertikale Artenprofil wird für die Quantifizierung der Raumbesetzung von Baumarten eingesetzt. Jede dieser Maßzahlen charakterisiert nur einen spezifischen Aspekt der Raumstruktur; eine wirklichkeitsnahe Strukturdiagnose wird erst durch einen Vektor von Strukturindizes möglich, der sich in dieser Untersuchung aus den Maßzahlen R, A und S aufbaut.

Aggregationsindex R von CLARK und EVANS für das horizontale Baumverteilungsmuster

Der Aggregationsindex R von CLARK und EVANS (1954) beschreibt das horizontale Baumverteilungsmuster, indem er den beobachteten mittleren Abstand zum nächsten Nachbarn $\bar{r}_{\text{beobachtet}}$ in Beziehung setzt zum erwarteten mittleren Abstand bei zufälliger Baumverteilung $\bar{r}_{\text{erwartet}}$:

$$R = \frac{\bar{r}_{\text{beobachtet}}}{\bar{r}_{\text{erwartet}}} \quad (1)$$

R ergibt sich nach der Methode des nächsten Nachbarn, indem für alle N Bäume auf einer Testfläche der Größe F die Distanzen r_i , $i = 1 \dots N$ zu ihrem jeweils nächsten Nachbarn und darauf aufbauend die mittlere Distanz

$$\bar{r}_{\text{beobachtet}} = \frac{\sum_{i=1}^N r_i}{N} \quad (2)$$

zum nächsten Nachbarn berechnet wird. Die erwartete durchschnittliche Distanz $\bar{r}_{\text{erwartet}}$ ergibt sich bei zufälliger Baumverteilung als

$$\bar{r}_{\text{erwartet}} = \frac{1}{2\sqrt{\frac{N}{F}}} \quad (3)$$

mit den Variablenbezeichnungen

- r_i = Abstände der $i = 1 \dots N$ Bäume auf einer Testfläche zu ihren nächsten Nachbarn,
- N = Gesamtzahl der Bäume auf einer Testfläche und
- F = Größe einer Testfläche in qm.

R liegt theoretisch zwischen 0 (stärkste Klumpung) und 2.1491 (streng regelmäßiges Hexagonalmuster). Aggregationswerte kleiner als 1.0 zeigen eine Tendenz zur Klumpung an, Werte um 1.0 eine zufällige Verteilung und Werte über 1.0 eine Tendenz zur regelmäßigen Verteilung. Der Aggregationsindex R ist demnach ein Maß für die Abweichung des beobachteten Verteilungsmusters von der Zufalls- oder POISSON-Verteilung. Er kann sowohl für den Gesamtbestand als auch zur Beschreibung des Verteilungsmusters einzelner darin vertretener Baumarten eingesetzt werden (vgl. Abb. 6).

Die auf Abbildung 1 (oben) dargestellten Baumverteilungsmuster erbringen Aggregationsindizes von $R = 1.4^{**}$ und 1.2^* , wie sie für eher regelmäßige Baumverteilungen im niederdurchforsteten Altersklassenwald typisch sind. Ein Wert von $R = 1.0$ (Abb. 1, unten, links) zeigt ein zufälliges oder POISSON-verteiltes Muster an, das uns aus Plenterbeständen und urwaldartigen Bestandesformen bekannt ist, und ein Aggregationsindex von $R = 0.9$ (Abb. 1, unten, rechts) weist auf eine Tendenz zur Klumpung hin, die beispielsweise bei Rottenstrukturen in Fichtenbeständen der montanen Stufe auftritt. Die Symbole *, ** und *** zeigen mit 5-, 1- bzw. 0.1%iger Irrtumswahrscheinlichkeit gesicherte Klumpungen an. Die Teststatistik, mit der Abweichungen von der Zufallsverteilung in Richtung Klumpung oder Gleichverteilung geprüft wurden, geht aus PRETZSCH (1993), S. 26-27 hervor. An gleicher Stelle ist das für die Randkorrektur eingesetzte Verfahren von DONNELLY (1978) beschrieben.

Index A zur Beschreibung des vertikalen Artenprofils

Der im folgenden beschriebene Index A für das Artenprofil eines Bestandes baut auf dem Index H von SHANNON und WEAVER auf, der für die Informationstheorie entwickelt und mit Erfolg auf die Beschreibung der Artendiversität in biologischen Systemen übertragen wurde (SHANNON, 1948).

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i \quad (4)$$

mit den Variablenbezeichnungen

- S = Zahl vorkommender Arten
- p_i = Artenanteile an der Population $p_i = \frac{n_i}{N}$
- n_i = Anzahl der Individuen der Art i
- N = Anzahl der Individuen insgesamt

Das Produkt aus Artenanteil p_i und logarithmiertem Artenanteil $\ln p_i$ ergibt, summiert über die Anzahl S vorkommender Arten, den Index H für die Artendiversität. Indem als Multiplikator der logarithmisch transformierte Artenanteil einfließt, wird der Index durch seltene Arten überproportional erhöht, durch dominante Arten unterproportional vergrößert. Dies entspricht der Auffassung, daß eine bemessene Zahl rarer Arten mehr zur Diversität beiträgt als wenige, aber dominante Arten. Da nur Artenanteile, nicht aber räumlicher Artenbesatz in den Index H einfließen, ergeben sich für strukturell sehr unterschiedliche Waldbestände, wie sie beispielhaft auf Abbildung 2 dargestellt sind, dieselben Diversitätsindizes ($H = 0.67$).

Der im Rahmen vorliegender Untersuchung entwickelte Index A für das vertikale Artenprofil betrachtet die Artenanteile gesondert nach drei Höhenzonen, die von 0 - 50%, 50 - 80% und 80 - 100% der Maximalhöhe im Bestand reichen.

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln p_{ij} \quad (5)$$

mit den Variablenbezeichnungen

- S = Zahl vorkommender Arten
- Z = Zahl der Höhenzonen (hier 3 Höhenzonen)
- p_{ij} = Artenanteile in den Zonen $p_{ij} = \frac{n_{i,j}}{N}$
- n_{ij} = Anzahl der Individuen der Art i in Zone j
- N = Gesamtzahl der Individuen

Indem die Produkte aus Artenanteil und logarithmiertem Artenanteil für $i = 1$ bis S Arten und $j = 1$ bis Z Höhenzonen aufsummiert werden, ergibt sich ein Index, der Artendiversität und Raumbesetzung der Arten im Waldbestand zusammenfassend quantifiziert. Am geringsten ist der Index A in einschichtigen Reinbeständen, er steigt in zwei- und mehrschichtigen Reinbeständen an, wird durch Mischung mehrerer Arten wirksam erhöht und erreicht seine höchsten Werte in stark strukturierten Mischbeständen (Abb. 3). Somit quantifiziert der Index A in etwa das, was in der forstwirtschaftlichen Praxis unter Bestandes- und Mischungsstruktur verstanden wird. Ähnlich wie beim Index von SHANNON fließen rare Arten und solche Bestandesglieder, die in wenig besetzten Höhenzonen vorkommen, überproportional in den Index A ein. Jede Abweichung vom einschichtigen Reinbestand wird durch eine merkliche Erhöhung des Artenprofilindex A angezeigt.

Segregationsmaß *S* von PIELOU für die Artendurchmischung

Das Segregationsmaß *S* von PIELOU (1977) erfaßt die Durchmischung zweier Baumarten nach der Methode des nächsten Nachbarn. Für seine Berechnung wird in einem Suchlauf für alle *N* Bäume einer Testfläche die Baumart ihrer nächsten Nachbarn bestimmt, so daß erstens die Anzahl vorhandener Bäume der Arten 1 und 2 (*m*, *n*), zweitens die Häufigkeit, mit der die Arten 1 und 2 als nächste Nachbarn registriert werden (*v*, *w*) und drittens die Zahl der Bäume mit gleichartigen Nachbarn (*a*, *d*) und verschiedenartigen Nachbarn (*c*, *b*) bekannt ist (vgl. Tab. 1). Das Segregationsmaß *S* ergibt sich dann als

$$S = 1 - \frac{\text{beobachtete Zahl gemischter Paare}}{\text{erwartete Zahl gemischter Paare}} \quad (6)$$

und liegt zwischen -1 und +1. Es wird aus den in der Vierfeldertafel (Tab. 1) angegebenen

Tab. 1: Vierfeldertafel mit den Basisgrößen für die Berechnung des Segregationsmaßes *S* nach Formel (7). Erläuterung der Variablen im Text.

		Nächster Nachbar		
		Baumart 1	Baumart 2	gesamt
Ausgangs- baum	Baumart 1	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>m</i>
	Baumart 2	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>n</i>
		<i>v</i>	<i>w</i>	<i>N</i>

Basisgrößen wie folgt berechnet

$$S = 1 - \frac{N * (b+c)}{(v*n + w*m)} \quad (7)$$

Ist die beobachtete Zahl gemischter Paare höher als erwartet, so wird $S < 0$ und deutet auf eine enge Kopplung bzw. Assoziation zwischen den Arten hin. Ist die beobachtete Zahl gemischter Paare kleiner als erwartet, so wird $S > 0$ und zeigt eine Segregation, d. h. eine räumliche Trennung der Arten an. Ist $S = 0$, d. h. die beobachtete Zahl gemischter Paare entspricht der erwarteten, so sind die Arten unabhängig voneinander verteilt.

Die auf Abbildung 4 dargestellten Buchen-Lärchen-Mischbestände aus dem niedersächsischen Solling zeigen ein breites Spektrum von Durchmischungsintensitäten. Während Horst- und Gruppenmischung (Abb. 4, oben) Segregationswerte von 0.43 †† bzw. 0.11 erbringen, nehmen die Segregationswerte bei Trupp- und Einzelmischungen (Abb. 4, unten) bis auf -0.25 ◊ ab. Hohe Segregationswerte weisen auf ausgeprägte intraspezifische Konkurrenz, niedrige Werte auf eine Assoziation der Arten und die Dominanz interspezifischer Konkurrenzverhältnisse hin. Das Symbol †† zeigt eine mit 1%iger Irrtumswahrscheinlichkeit gesicherte Segregation an, ◊ bezeichnet eine mit 5%iger Irrtumswahrscheinlichkeit gesicherte Assoziation. Die statistische Absicherung der Verteilungsaussagen stützt sich auf eine χ^2 -verteilte Teststatistik (vgl. PRETZSCH, 1993, S. 29-31). Zur Eliminierung der Randwirkung wurden in die Berechnung von *S* nur solche Pflanzen einbezogen, deren Entfernung zum Rand der Probefläche größer ist als ihre Entfernung zum nächsten Nachbarn.

3 BESTANDESWACHSTUMSSIMULATOR SILVA 2 MIT PROGRAMM-ROUTINE ZUR STRUKTURDIAGNOSE

Das positionsabhängige Einzelbaummodell SILVA 2 löst Waldbestände in ein Mosaik von Einzelbäumen auf, bildet deren Miteinander als räumlich-zeitliches System nach und ist deshalb für Rein- und Mischbestände aller Alterszusammensetzungen einsetzbar. Primär soll es Entscheidungshilfen für die Waldbewirtschaftung geben. Indem es durch Szenariorechnungen u. a. den Effekt von Standort, Behandlung und Bestandesstruktur auf die Bestandesentwicklung aufzudecken vermag, ist SILVA 2 außerdem als Forschungswerkzeug nutzbar. Um die Einbindung einer Programmroutine zur Strukturanalyse in das Wachstumsmodell zu verdeutlichen, wird eine Übersicht über die wichtigsten Elemente und das Funktionsprinzip des bei PRETZSCH (1992), PRETZSCH und KAHN (1995) und KAHN (1995) genauer dargestellten Modellaufbaus vermittelt (Abb. 5).

Das Standort-Leistung-Modell STAOPROD spiegelt den Zusammenhang zwischen Standortbedingungen und Zuwachspotential wider. Anhand von neun die Nährstoff-, Wasser- und Temperaturverhältnisse widerspiegelnden Standortfaktoren werden die Parameter der im Modell enthaltenen Zuwachsfunktionen den jeweiligen Standortbedingungen individuell angepaßt (KAHN 1994).

Der Bestandesstrukturgenerator STRUGEN ebnet den Weg für einen großflächigen Einsatz einzelbaumorientierter abstandsabhängiger Wachstumsmodelle. Denn mit dem Strukturgenerator lassen sich auch für Bestände, von denen die Baumverteilung nicht exakt bekannt ist, sondern nur verbal charakterisiert vorliegt, Anfangskonstellationen für einen Modellauf erzeugen, die mit der wirklichen Anfangskonstellation in den dynamikprägenden Merkmalen gut übereinstimmen. Verbale Ansprachen, wie sie in der Forsteinrichtung üblich sind (z.B. "trupp- bis gruppenförmige Mischung") setzt der Generator in ein konkretes Anfangsbild um, mit dem das nachgeschaltete Wachstumsmodell seinen Prognoselauf beginnen kann (PRETZSCH, 1993).

Das dreidimensionale Strukturmodell nutzt die Baumattribute Stammposition, Baumhöhe, Durchmesser, Kronenlänge, Kronendurchmesser und artspezifische Kronenformmodelle, um die dreidimensionale Bestandesstruktur räumlich nachzubilden. Das erzeugte dreidimensionale Modell des betrachteten Bestandes ist u. a. Grundlage für die Ableitung von Strukturindizes R, A und S.

Das regelbasierte Durchforstungsmodell ist ebenfalls einzelbaumbezogen und vermag ein breites Spektrum von Behandlungsprogrammen nachzubilden. Kern des Durchforstungsmodells ist ein FUZZY LOGIK CONTROLLER. Bei den folgenden Simulationsstudien bildet das Durchforstungsmodell verschiedene Durchforstungsarten (Nieder- und Ausleasedurchforstung) und Durchforstungsgrade (schwach, mäßig, stark) nach.

Das Konkurrenzmodell arbeitet mit der Lichtkegel-Methode (PRETZSCH und KAHN, 1995) und berechnet Lichtverhältnisse und seitliche Einengung für jeden Baum auf der Basis des dreidimensionalen Bestandesmodells.

Das Allokationsmodell steuert die Entwicklung der einzelnen Bestandesglieder; Baumdurchmesser in 1.30 m Höhe, Baumhöhe, Kronendurchmesser, Kronenansatzhöhe, Kronenform, Überlebensstatus werden in Fünfjahresschritten in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, den natürlichen Nachbarschaftsverhältnissen und den durch Behandlung eingestellten Konkurrenzbedingungen gesteuert.

Um neben den klassischen Größen des Naturalertrags wie Stammzahl, Grundfläche, Vorrat, Volumenzuwachs, auch Aussagen zu Stammqualität, Sortierung und finanziellem Ertrag zu erbringen, ist dem Wachstumsmodell SILVA 2 ein Sortierungs- und Bewertungsmodul angeschlossen.

In einer Programmroutine zur Strukturanalyse wird in jeder Phase des Simulationslaufes ein Bündel von Strukturindizes berechnet, das einen Indikatorwert für die Habitat- und Artendiversität besitzt. Aufbauend auf dem dreidimensionalen Strukturmodell lassen sich nach den Gleichungen (1), (5) und (7) die eingangs vorgestellten Indizes für das horizontale Baumverteilungsmuster R, das vertikale Artenprofil A und die Durchmischung S berechnen. Diese Indizes bilden dann eine Schnittstelle zur ökologischen Taxierung der modellierten Waldbestände.

Der Algorithmus zur Vorhersage einer Waldentwicklung umfaßt folgende Schritte: Erstens werden Ausgangsstruktur und Standortbedingungen des fortzuschreibenden Waldbestandes eingelesen (Liste mit Einzelbaumdimensionen und Standortparametern). Zweitens werden die Parameter der Zuwachsfunktionen an die vorgegebenen Standortbedingungen angepaßt. Sind die Startwerte für den Prognoselauf komplett, so beginnt die Fortschreibung. Wenn Ausgangsdaten fehlen, beispielsweise keine Stammfußpunkte bekannt sind, werden fehlende Daten mit Hilfe des Bestandesstrukturgenerators wirklichkeitsnah ergänzt. Nach Festlegung des Behandlungsprogramms (Schritt 4) erfolgt in einem fünften Schritt der Aufbau des räumlichen Bestandesmodells. Der in Schritt 6 für jeden Baum aus dem dreidimensionalen Modell abgegriffene Konkurrenzindex wird in Schritt 7 zur Steuerung der Einzelbaumentwicklung eingesetzt. Die Schritte 5 bis 7 werden so lange wiederholt, bis der gesamte Prognosezeitraum in 5-Jahres-Schritten durchlaufen ist. Simultan zur Berechnung und Ausgabe der im engeren Sinne ertragskundlichen Ergebnisgrößen werden, ebenfalls im 5-Jahres-Takt, Aussagen zu Stammqualität, Sortenertrag und finanziellem Ertrag sowie zur räumlichen Bestandesheterogenität angestrebt.

4 EFFEKT WALDBAULICHER MASSNAHMEN AUF DIE STRUKTURDYNAMIK

Die Anbindung einer Strukturanalyse an einen Bestandeswachstumsimulator ist neu und wird anhand einer Serie von Simulations-Testläufen näher vorgestellt. Dabei soll beispielhaft der Effekt verschiedener Begründungsstrukturen (Einzel- bzw. Gruppenmischung), verschiedener Durchforstungsarten (Nieder- und Auslesedurchforstung) und Durchforstungsgrade (schwach, mäßig und stark) auf den räumlichen Bestandaufbau, charakterisiert durch die Maßzahlen R , A und S , untersucht werden. Nachgebildet wird die Strukturodynamik von Fichten-Buchen-Mischbeständen auf frischen sandigen Lehmen (Standorteinheit 24) im Oberbayerischen Tertiärhügelland (Wuchsbezirk 12.8), wo Fichte und Buche eine Oberhöhenbonität von 40 nach der Fichten-Ertragstafel von ASSMANN/Franz (1963) bzw. eine I. Bonität nach der Buchen-Ertragstafel von SCHÖBER (1975) haben, was gleichbedeutend mit sehr guten Wuchsbedingungen ist. Auf den modellierten 0.25 ha großen Testflächen hat die Buche gegenüber der Fichte einen 10jährigen Altersvorsprung. Zu Beginn der hier ausgeführten Prognoseläufe (Alter von Fichte und Buche 30 bzw. 40 Jahre) beträgt die Stammzahl des Gesamtbestandes 2196 Bäume/ha und die Grundfläche 45.2 qm/ha. Fichte und Buche haben etwa gleiche Grundflächen-Anteile am Gesamtbestand.

Darstellung der Simulationsvarianten

Eingesteuert werden zwei verschiedene Varianten der Mischungsstruktur (Abb. 6). Erstens eine Einzelbaummischung, bei der sowohl der Gesamtbestand als auch Fichte und Buche für sich betrachtet ein etwa zufälliges horizontales Verteilungsmuster aufweisen ($R = 1.01$, $R_{FI} = 1.01$, $R_{BU} = 0.99$). Der Segregationsindex von PIELOU ergibt in diesem Fall eine unabhängige Verteilung beider Arten ($S = 0.034$). Zweitens wählen wir als Ausgangsstruktur eine gruppenförmige Beimischung der Buche in den Fichten-Grundbestand. Hier weist die Buche in ihrem horizontalen Baumverteilungsmuster eine hochsignifikante Klumpung auf ($R = 0.68$ ***) und der Segregationsindex von PIELOU erbringt eine hochsignifikante Segregation von Fichte und Buche ($S = 0.572$ †††). Beide Bestände haben ein identisches vertikales Artenprofil; die Werte von $A = 1.55$ zeigen eine große strukturelle Vielfalt in der Artenbesetzung an. Die in dem hundertjährigen Prognosezeitraum nachgebildeten Durchforstungsarten und Durchforstungsgrade sind auf Abbildung 7 durch die entsprechenden Stammzahl- und Grundflächenentwicklungen des verbleibenden Bestandes charakterisiert. Die Hochdurchforstung wurde als stufenweise Auslesedurchforstung nach Schweizer Vorbild mit schwacher, mäßiger und starker Förderung der jeweils bestveranlagten Zuwachsträger eingesteuert. Mit der Betrachtung von zwei Ausgangsstrukturen (Einzelmischung, Gruppenmischung), zwei Durchforstungsarten (Nieder- und Hochdurchforstung) und drei Durchforstungsgraden (schwach, mäßig, stark) ergeben sich 12 verschiedene Entwicklungsgänge, die simulativ nachgebildet und im folgenden im Hinblick auf ihre räumliche Strukturvielfalt diskutiert werden.

Horizontales Verteilungsmuster

Das zu Beginn des Prognosezeitraumes mehr oder weniger zufällige horizontale Baumverteilungsmuster des Gesamtbestandes wird durch niederdurchforstungsartige Eingriffe, insbesondere wenn sie stark ausgeführt werden, in ein eher regelmäßiges Muster umgeformt (Abb. 8). Eine solche Tendenz zum regelmäßigen Verteilungsmuster bei Niederdurchforstung ist auf die systematische Entnahme von unter- und zwischenständigen Bäumen zurückzuführen, wonach die qualitativ befriedigenden, herrschenden Bäume zwangsläufig in eher regelmäßigen Baumabständen verbleiben. Ergebnis sind Waldbestände mit einem räumlich homogenen Aufbau, die in der Vergangenheit dominierten, heute aber mehr und mehr durch stärker strukturierte, hochdurchforstungsartig behandelte Bestände abgelöst werden. Die hier betrachtete Auslesedurchforstung führt insbesondere in ihrer schwachen und mäßigen Variante zu zufälligen bis geklumpten Baumverteilungsmustern, weil gute Zuwachsträger gegebenenfalls in Gruppenstellung verbleiben und Unter- und Zwischenbestand erhalten werden. Das führt zu Baumverteilungsmustern, bei denen Partien mit dichterem Bestand neben solchen mit lockerer Besetzung vorkommen. Bei Nieder- und Auslesedurchforstung erbringen schwache bis mäßige Eingriffe größere Heterogenität als starke. Das ist darauf zurückzuführen, daß starke hochdurchforstungsartige Eingriffe ein Einwachsen des Unter- und Zwischenstandes in die herrschende Bestandesschicht fördern und starke niederdurchforstungsartige Eingriffe Bäume der KRAFT'schen Klassen 2 - 5 entfernen. Beide Maßnahmen homogenisieren die Standraumverhältnisse und verstärken die Tendenz zu einem regelmäßigen horizontalen Baumverteilungsmuster.

Die Betrachtung der artspezifischen Baumverteilungsmuster von Fichte und Buche (Abb. 9, oben bzw. unten) verdeutlicht, daß die Fichte das anfängliche Verteilungsmuster in etwa beibehält. Auch hier zeigt sich der beim Gesamtbestand herausgestellte Effekt, daß schwache und mäßige Niederdurchforstung eher eine räumliche Homogenität, die Auslesedurchforstung eher eine räumliche Heterogenität der Bestandesstruktur herbeiführt. Die Buche neigt, unabhängig davon, ob sie zu Beginn des Prognosezeitraumes in Gruppen- oder Einzelmischung vorkam, zu einem geklumpten Auftreten. Dieses ist bei niederdurchforstungsartiger Behandlung weniger stark ausgeprägt als bei der Auslesedurchforstung. Denn bei Gruppen-, Trupp- und Einzelmischungen belassen hochdurchforstungsartige Eingriffe immer wieder Zellen mit intraspezifischer Konkurrenz. Da die Buche auf dem betrachteten Standort gegenüber der Fichte konkurrenzschwächer ist, wird ihr anfängliches Verteilungsmuster stark von Durchforstungsart und -stärke überprägt.

Vertikalstrukturierung

Mit zunehmender Alterung und Ausdifferenzierung verlieren Bestände des Altersklassenwaldes an Vertikalstrukturierung. Der bei allen betrachteten Behandlungsprogrammen zu verzeichnende starke Abfall des Index A in der Stangenholz- und schwachen Baumholzphase (Abb. 10) ist Ausdruck der in diesen Phasen besonders starken Konkurrenz um Licht, die zum Ausfall strukturfördernder, aber gering versorgter Bestandegliedern in den unteren Höenschichten führt. Erst wenn durch Verjüngung eine neue Bestandesschicht erwächst, nimmt der Index A wieder zu. Während das Artenprofil bei Niederdurchforstung im Prognosezeitraum nahezu linear abnimmt (oben), erhält die Auslesedurchforstung - insbesondere wenn sie schwach und mäßig ausgeführt wird - bis zum Abtriebszeitpunkt eine größere räumliche Heterogenität (unten). Bei nieder- und hochdurchforstungsartigen Eingriffen bewahren schwache bis mäßige Eingriffsstärken eine größere Strukturvielfalt als stark geführte Eingriffe. Der im Vergleich zur Niederdurchforstung höhere Artenprofilindex A in hochdurchforsteten Beständen geht auf den Zwischen- und Unterstand zurück, der durch eine schwache und mäßige Auflockerung der Oberschicht über den gesamten Produktionszeitraum hinweg erhalten werden kann. Ein gesicherter Einfluß der Ausgangsstruktur (Einzel-, Trupp- und Gruppenmischung) auf das vertikale Artenprofil A ist nicht erkennbar. Die Unterschiede im Artenprofil zwischen Einzel- und Gruppenmischung werden von Durchforstungsart und Durchforstungsstärke völlig überlagert.

Artendurchmischung

Tendenziell ähnliche Ergebnisse erbringt die Analyse der Artendurchmischung S bei verschiedenen Durchforstungsarten und Durchforstungsstärken (Abb. 11). Die anfangs vorhandenen Unterschiede in der Durchmischungsintensität, mit starker Durchmischung bei Einzelbaum- und Truppmischung und geringer Durchmischung bei Gruppenstruktur, werden in dem hundertjährigen Prognosezeitraum zunehmend von der Durchforstungsart überprägt. Unabhängig von der Anfangsstruktur führt eine Hochdurchforstung zu einem eher segregierten Auftreten der Arten, d.h. zu Zellen mit verstärkter intraspezifischer Konkurrenz. Demgegenüber bewirkt Niederdurchforstung - auch im Hinblick auf die Durchmischung - eine Homogenisierung des Bestandes. Durch verstärkte Entnahme schwacher Bäume werden Bestandespartien mit innerartlicher Konkurrenz mehr und mehr durch solche mit artverschiedenen Nachbarschaftsverhältnissen ersetzt. Flächendeckend ähnliche interspezifische Nachbarschaftsverhältnisse bei Niederdurchforstung stehen hier einem heterogenen Bestandaufbau bei Hochdurchforstung gegenüber. Ähnlich wie beim Artenprofil A zeigt auch der Segregationsindex S von PIELOU, insbesondere in der Stangenholz- und schwachen Baumholzphase, eine besondere Reagibilität auf die dann ablaufenden Konkurrenzprozesse und einsetzenden Durchforstungsmaßnahmen. Im mittleren und höheren Bestandesalter ergeben sich nur mehr geringfügige Verschiebungen in der Durchmischung. Dies untermauert quantitativ die bekannte Waldbauregel, daß Mischwuchsregulierung nur im frühen Bestandesalter nachhaltige Wirkung zeigt.

5 DISKUSSION

Durch die Ankopplung einer Programmroutine zur Strukturanalyse an den Bestandessimulator SILVA 2 entsteht eine erste lauffähige Modellversion, mit der die Effekte verschiedener Bestandesstrukturen, Durchforstungsarten und Durchforstungsgrade auf die strukturelle Vielfalt von Fichten-Buchen-Mischbeständen durchleuchtet werden können. Die dargestellten methodischen Grundlagen und ausgeführten Simulations-Testläufe sollen Funktionsprinzip und Anwendungsmöglichkeiten des fortentwickelten Wachstumsmodells demonstrieren. Die Simulationsergebnisse haben Beispielswert, die geringe Zahl der Fallbeispiele erlaubt noch keine Verallgemeinerung der dargestellten Ergebnisse.

Die benutzten Indizes R , A und S zur Quantifizierung von horizontalem Verteilungsmuster, vertikalem Artenprofil und Artendurchmischung beleuchten jeweils nur ausgewählte Aspekte des räumlichen Bestandaufbaus. Durch die geplante Implementierung weiterer Indizes ließe sich der strukturelle Bestandaufbau noch schärfer erfassen; insbesondere wird an eine noch bessere Charakterisierung der Artendurchmischung, der Berührungshäufigkeiten und der Grenzlinien zwischen Mischbaumarten gedacht, weil solche Informationen unter anderem die faunistische Vielfalt steuern.

Die mit dem Modell erzeugten Aussagen zum Effekt waldbaulicher Maßnahmen auf die Strukturvielfalt sind nur dann verlässlich, wenn die Modellparametrisierung auf einem ausreichend breiten Datenmaterial aufbaut. Während sich die vorliegende Modellversion bei der Vorhersage vorherrschender und herrschender Bäume auf eine breite Datenbasis stützen kann, ist die Ausstattung mit langfristigen Beobachtungen des Entwicklungsganges zwischen- und unterständiger Bestandesglieder eher schlecht. Insbesondere die Aussagen zum vertikalen Bestandaufbau und Artenprofil können künftig weiter verbessert werden, wenn die Daten neu angelegter Wuchsreihen in Fichten-Buchen-Mischbeständen mit ausreichenden Probenahmen in allen sozialen Baumklassen in die Parametrisierung einbezogen werden.

Bei solider Parametrisierung bieten Einzelbaummodelle, indem sie die Bestandesdynamik als räumlich-zeitliches System darstellen, bestmögliche Schnittstellen für eine Strukturanalyse. Denn in jeder Phase eines Simulationslaufes können aus dem mitgeführten Raummodell beliebige Strukturinformation abgefragt werden. So können für ein breites Spektrum von Bestandaufbauformen, Behandlungsregimen und Standortbedingungen neben Basisgrößen der Naturalproduktion (z. B. Entwicklung von Stammzahl, Grundfläche, Vorrat, Zuwachs) auch Strukturparameter abgefragt werden, die einen Indikatorwert für die Habitat- und

Artendiversität besitzen. Auf diesem Weg lassen sich Produktions- und Stabilitätsaspekte im Modell miteinander verknüpfen und optimieren.

Erste Prognoseläufe belegen quantitativ, daß Bestandesbegründung und Bestandesbehandlung wirksame Steuerungsmöglichkeiten zur Förderung der Bestandesstruktur und Diversität bieten. Der Vergleich zwischen Hoch- und Niederdurchforstung unterstreicht das strukturfördernde Potential moderner Pflegeprogramme. Gestützt auf einen Vektor von Strukturparametern wird quantitativ faßbar, daß waldbauliche Maßnahmen wie Mischungsregulierung, Läuterung und Durchforstung wirkungsvolle Steuerungsmöglichkeiten zur Sicherung der strukturellen Vielfalt und ökologischen Stabilität darstellen.

6 AUSBLICK

Aufgrund mangelnder methodischer Grundlagen erfolgten Modellvalidierungen bisher überwiegend anhand der klassischen ertragskundlichen Ergebniswerte, und die Gültigkeit der nachgebildeten Raumstruktur blieb ungeprüft. Die Wirklichkeitsnähe der modellierten Raumstruktur ist aber gerade bei positionsabhängigen Einzelbaummodellen von zentraler Bedeutung für ihre Prognosegenauigkeit. Gewissermaßen als Nebenprodukt der Untersuchung wurde die Nützlichkeit der Strukturparameter R, A und S für eine Validierung von positionsabhängigen Einzelbaummodellen erkannt. Modellerte und auf Versuchsflächen diagnostizierte Raumstrukturen lassen sich anhand dieser Indizes miteinander vergleichen, so daß Rückschlüsse auf die Wirklichkeitsnähe der Strukturkomponenten im Wachstumsmodell möglich werden. Die primär für die Strukturdiagnose eingeführten Strukturindizes weisen somit auch neue, effiziente Wege für eine verbesserte Modellparametrisierung und -validierung.

7 ZUSAMMENFASSUNG

Der Effekt waldbaulicher Maßnahmen auf die räumliche Heterogenität und Artendiversität von Waldbeständen wurde bisher kaum auf quantitativer Grundlage untersucht. Ziel des Beitrags ist eine quantitative Untersuchung des Effektes, den waldbauliche Maßnahmen auf die räumliche Heterogenität und damit die Artendiversität von Waldbeständen haben. Eine erste wichtige Grundlage hierfür bilden Indizes, mit denen horizontales Baumverteilungsmuster, vertikales Artenprofil und Artendurchmischung zuverlässig quantifiziert werden können. Ein zweites Hilfsmittel zur Nachbildung der räumlichen Bestandesstruktur und Strukturdynamik bildet der Bestandeswachstumsimulator SILVA 2. Durch Ankopplung einer Programmroutine zur Strukturanalyse an den Bestandessimulator SILVA 2 entsteht ein flexibles Prognose- und Forschungswerkzeug, mit denen der Einfluß verschiedener Bestandesaufbauformen, Behandlungsregime und Standortbedingungen auf Holzertrag und räumliche Bestandesstruktur untersucht werden können. In einer Serie von Simulationsläufen werden die Einflüsse von Ausgangsstruktur (Einzel- und Gruppenmischung), Durchforstungsart (Nieder- und Hochdurchforstung) und Durchforstungsstärke (schwach, mäßig und stark) auf die räumliche Struktur von Fichten-Buchen-Mischbeständen durchleuchtet. Die Maßzahlen für das horizontale Verteilungsmuster, das vertikale Artenprofil und die Durchmischung unterstreichen, daß insbesondere schwache bis mäßige hochdurchforstungsartige Eingriffe eine wirksame Steuerungsmöglichkeit zur Formung der Bestandesstruktur und Förderung der Diversität bieten. Niederdurchforstungen wirken auf die räumliche Bestandesstruktur eher homogenisierend. Die angestrebte Einbindung von Strukturaussagen in bisher ausschließlich auf Holzertrag ausgerichtete waldbaukundliche Prognosemodelle eröffnet Möglichkeiten zur Abwägung und Optimierung zwischen Produktions- und Stabilitätsaspekten bei der Waldbehandlung.

8 LITERATUR

ALTENKIRCH, W., 1982: Ökologische Vielfalt - ein Mittel natürlichen Waldschutzes? Der Forst- und Holzwirt, 37. Jg., H. 8, S. 211-217

- AMMER, U., DETSCH, R. und SCHULZ, U., 1995: Konzepte der Landnutzung, Forstw. Cbl., 114. Jg., S. 107-125
- ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (Hrsg.), 1984: Biotop-Pflege im Wald, Ein Leitfaden für die forstliche Praxis, Kilda-Verlag, 230 S.
- ASSMANN, E. und FRANZ, F., 1963: Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern, Institut für Ertragskunde der Forstlichen Forschungsanstalt München, 104 S.
- BLAB, J., 1986: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere, Kilda-Verlag, Bonn, Bad Godesberg, 257 S.
- CLARK, P. J. und EVANS, F. C., 1954: Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations, *Ecology*, Vol. 35, No. 4, S. 445-453
- DONNELLY, K., 1978: Simulation to determine the variance and edge-effect of total nearest neighbour distance, S. 91-95 in: *Simulation methods in archaeology*, HODDER, I. R. (Hrsg.), Cambridge University Press, London
- ELLENBERG, H., von EINEM, M., HUDECZEK, H., LADE, H.-J., SCHUMACHER, H. U., SCHWEINHUBER, M., WITTEKINDT, H., 1985: Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes, *Hamb. Avifaun. Beitr.*, Bd. 20, S. 1-50
- HABER, W., 1982: Was erwarten Naturschutz und Landschaftspflege von der Waldwirtschaft?, *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege*, H. 40, S. 962-965
- KAHN, M., 1994: Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort, *Forstl. Forschungsber. München*, Nr. 141, 221 S.
- KAHN, M., 1995: Die Fuzzy Logik basierte Modellierung von Durchforstungseingriffen, *AFJZ*, 166. Jg., H. 9/10, S. 169-176
- McINTOSH, R. P., 1967: An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity, *Ecology*, 48 Jg., S. 392-404
- MUHLE, O., 1979: Diversitätskonzepte und waldbauliche Planung, *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, Band VII, S. 139-144
- PIELOU, E. C., 1975: *Ecological diversity*, John Wiley & Sons
- PIELOU, E. C., 1977: *Mathematical Ecology*, John Wiley & Sons, 385 S.
- PRETZSCH, H., 1992: Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände, *Forstl. Forschungsber. München*, Nr. 115, 358 S.
- PRETZSCH, H., 1993: Analyse und Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen. Versuche mit dem Strukturgenerator STRÜGEN, *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Nieders. Forstl. Versuchsanstalt*, Band 114, Sauerländer's Verlag, 87 S.
- PRETZSCH, H., 1995: Analyse und Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen. Methodische Überlegungen am Beispiel niedersächsischer Buchen-Lärchen-Mischbestände, *Centralbl. f. d. ges. Forstwesen*, 112. Jg., H. 2, S. 91-117
- PRETZSCH, H. und KAHN, M., 1995: Modelling growth of Bavarian mixed stands in a changing environment, *Proceedings, 20th IUFRO World Congress, Tampere Finland, Interdiv. Session*, im Druck
- RIPLEY, B. D., 1977: Modelling spatial patterns, *J. Roy. Stat. Soc., Series B*, Vol. 39, No. 2, S. 172-192 und Diskussion 192-212
- RIPLEY, B. D., 1981: *Spatial Statistics*, John Wiley & Sons
- SCHOBER, R., 1975: Ertragstafeln wichtiger Baumarten, *J. D. Sauerländer's Verlag*, Frankfurt a. M., 154 S.

- SHANNON, C. E., 1948: The mathematical theory of communication. In C. E. SHANNON, W. WEAVER (Hrsg.): The mathematical theory of communication, Urbana, Univ. of Illinois Press, S. 3-91
- UPTON, G. J. G. und FINGLETON, B., 1985: Spatial data analysis by example, Volume I: Point pattern and quantitative data, John Wiley & Sons, 410 S.
- UPTON, G. J. G. und FINGLETON, B., 1989: Spatial data analysis by example, Volume II: Categorical and directional data, John Wiley & Sons, 416 S.

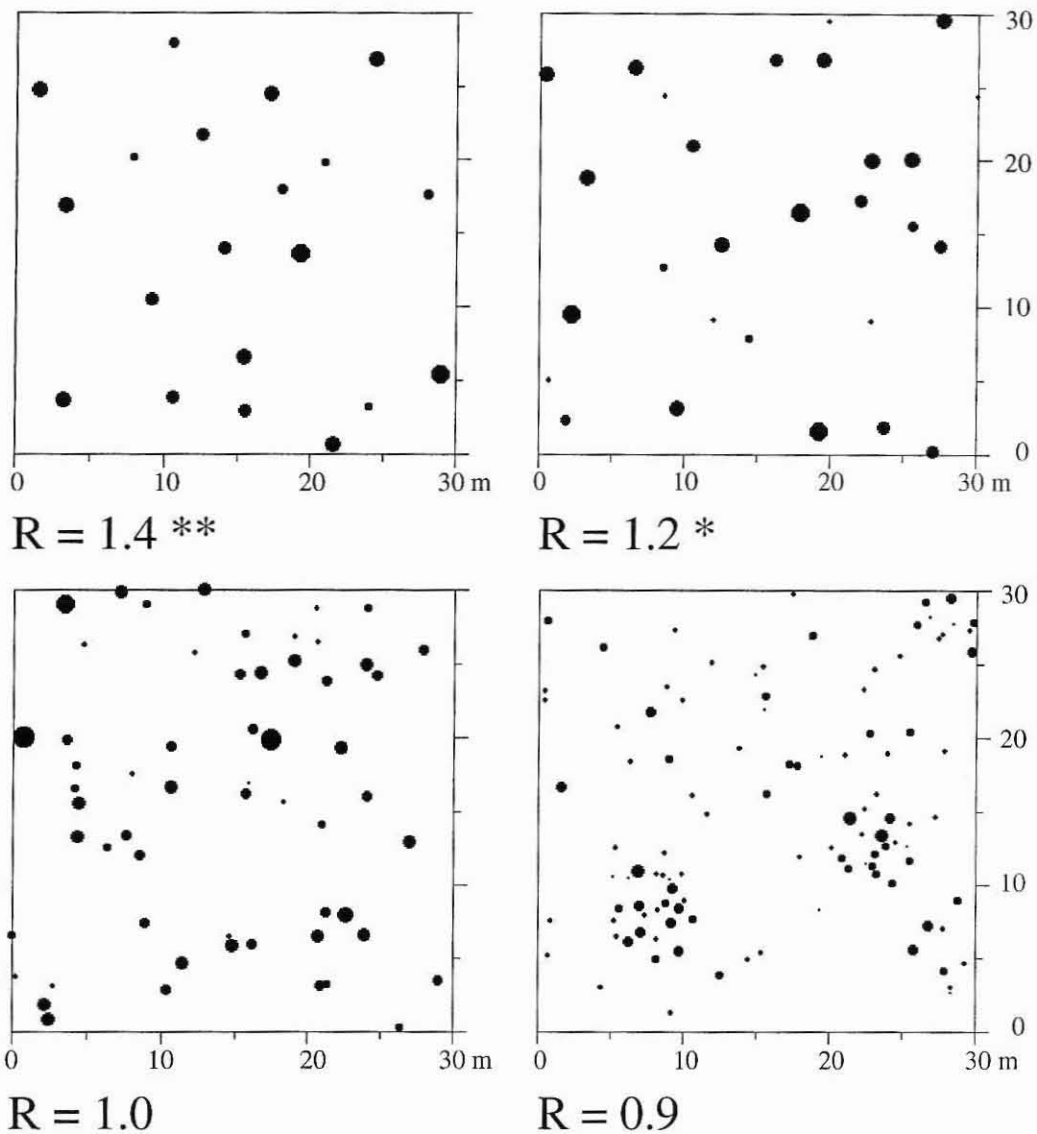


Abb. 1: Identifikation von vier horizontalen Baumverteilungsmustern mit dem Aggregationsindex von CLARK und EVANS (1954). Die Symbolgrößen sind proportional zum Stammdurchmesser in 1.30 m Höhe. R-Werte über 1.0 zeigen eine Tendenz zur regelmäßigen Verteilung, Werte unter 1.0 eine Tendenz zur Klumpung an. Zufallsverteilungen werden durch Werte von $R = 1.0$ indiziert.

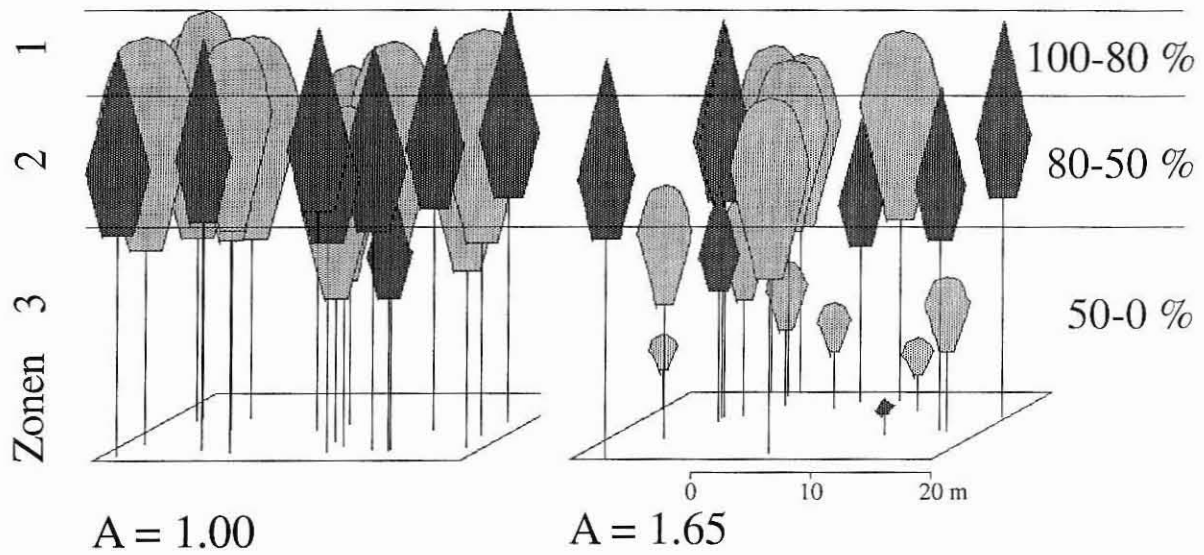


Abb. 2: Zur Bestimmung des Artenprofilindex A wird der Bestand in drei Höhenzonen eingeteilt. Zonen 1 bis 3 reichen von 100-80 %, 80-50 % bzw. 50-0 % der Maximalhöhe des Bestandes. Für die Berechnung des Index A werden die Artenanteile gesondert nach Zonen ausgezählt.

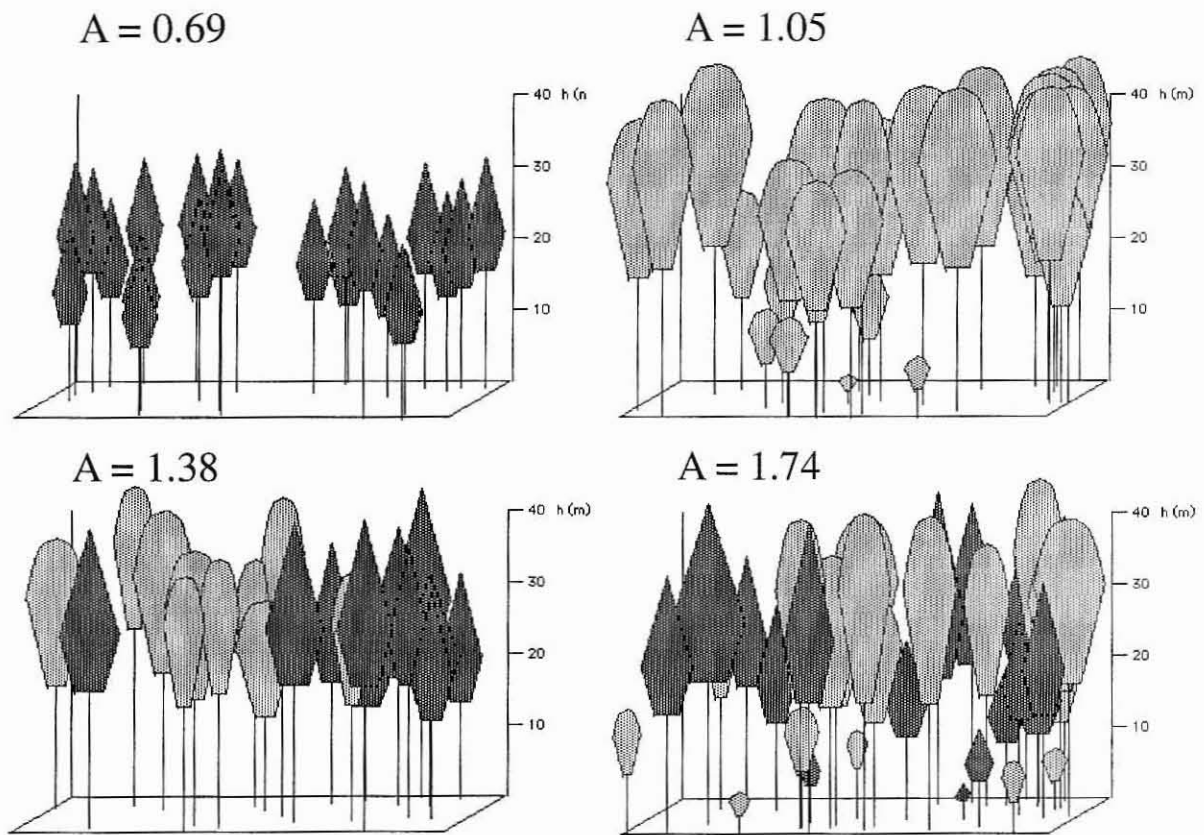


Abb. 3: Artenprofilindex A für ein- und mehrschichtige Rein- und Mischbestände aus Fichte und Buche.

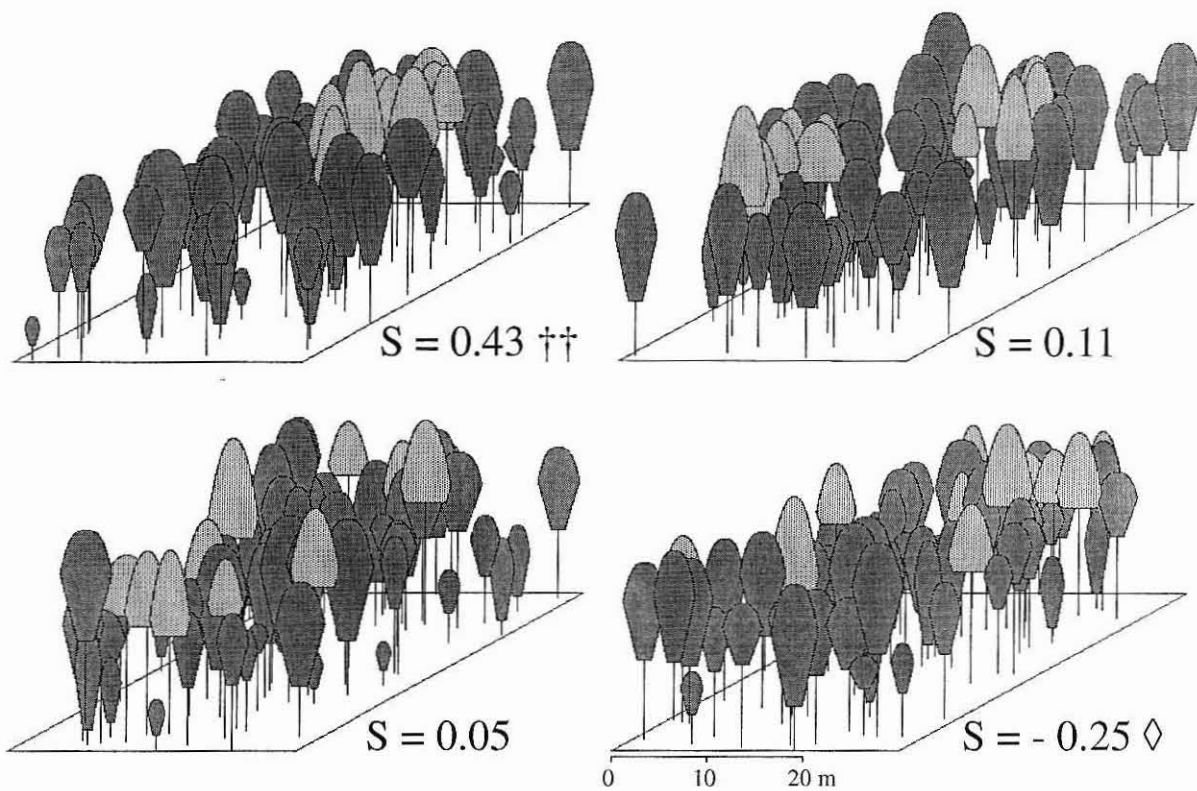


Abb. 4: Identifikation der Durchmischung von Buche (dunkelgrau) und Lärche (hellgrau) mit dem Segregationsindex von PIELOU (1977). S-Werte über 0 zeigen eine Tendenz zur Segregation, Werte unter 0 eine Tendenz zur Assoziation an. Unabhängiges Vorkommen der Arten wird durch S-Werte um 0 indiziert.

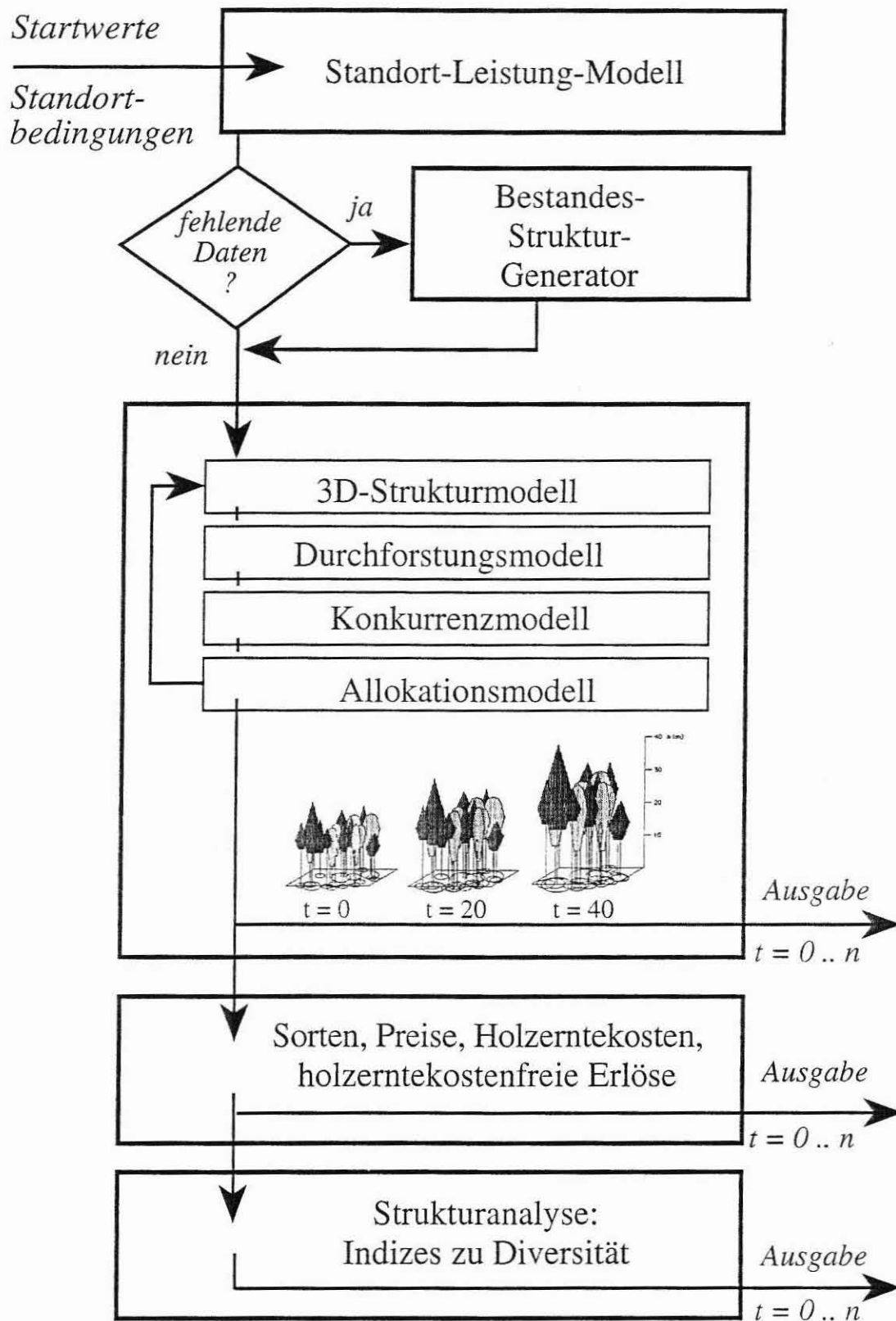


Abb. 5: Algorithmischer Ablauf des Bestandeswachstummodells SILVA 2 mit Programmroutine zur Strukturanalyse.

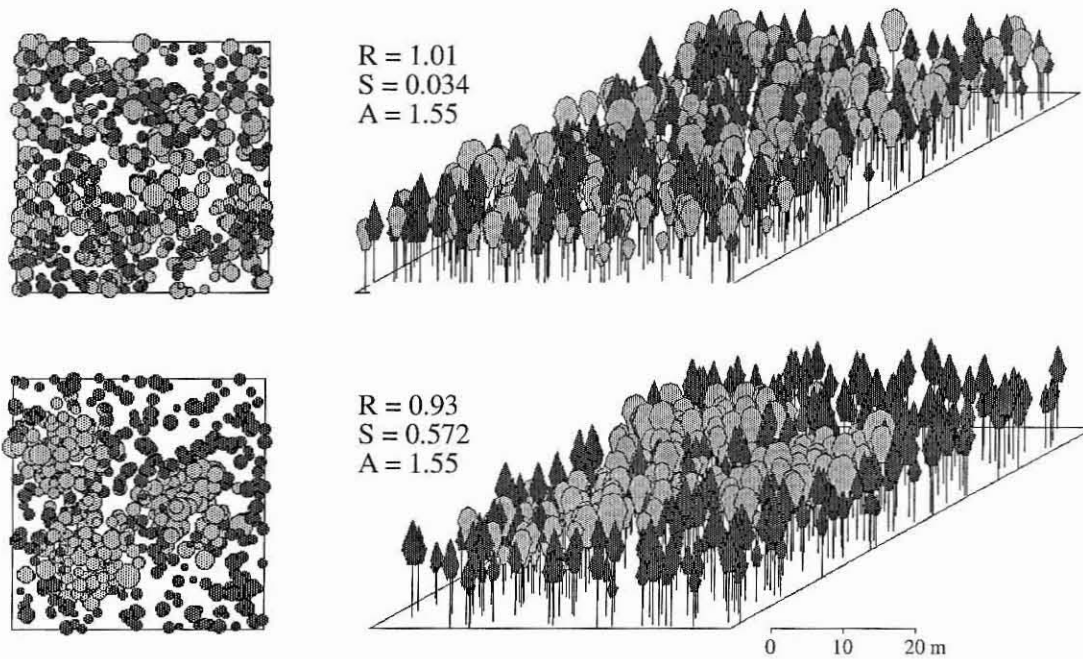


Abb. 6: Als Ausgangsstrukturen für die Simulationsstudie werden Fichten-Buchen-Mischbestände mit einzelbaumweiser Beimischung der Buche (oben) und gruppenweiser Beimischung der Buche (unten) gewählt.
 Kennwerte für Einzelmischung: $R = 1.01$, $R_{FI} = 1.01$, $R_{BU} = 0.99$, $S = 0.034$, $A = 1.55$ und für Gruppenmischung: $R = 0.96$, $R_{FI} = 0.93$, $R_{BU} = 0.68$ **, $S = 0.572$ †††, $A = 1.55$.

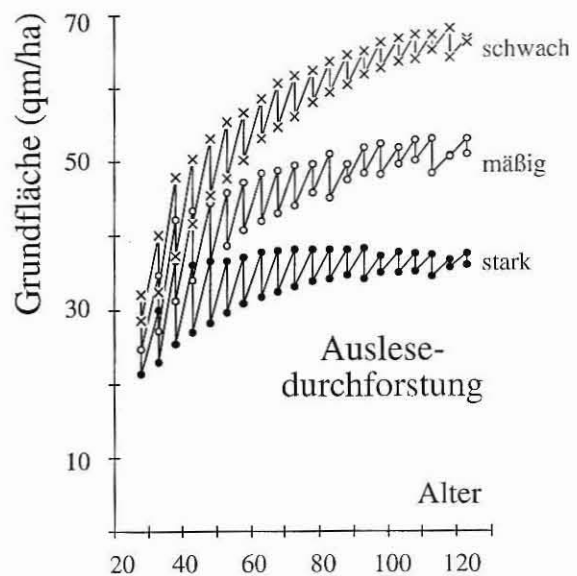
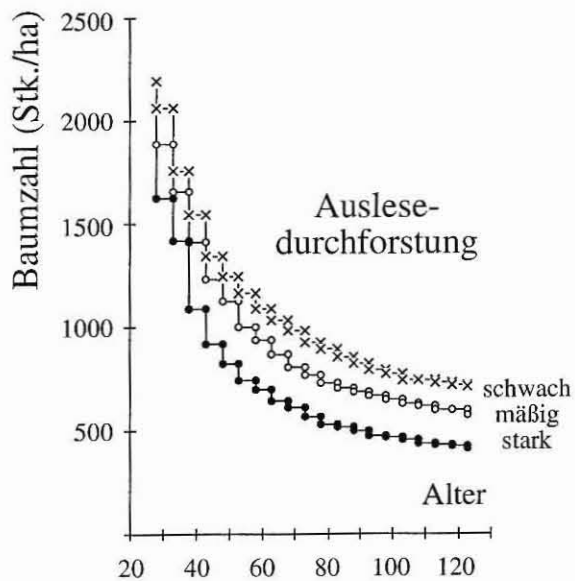
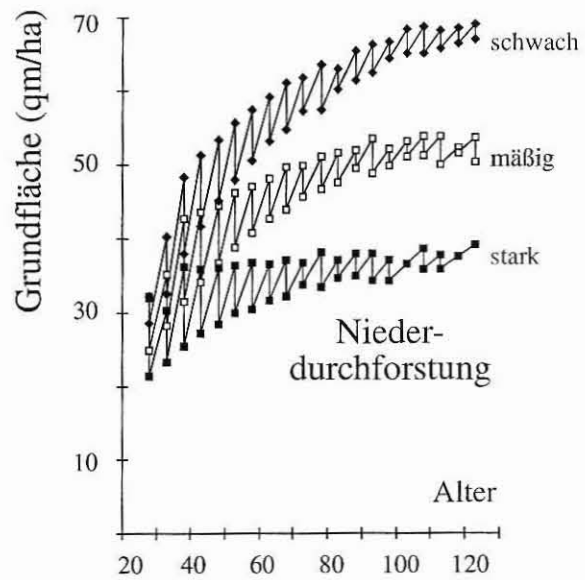
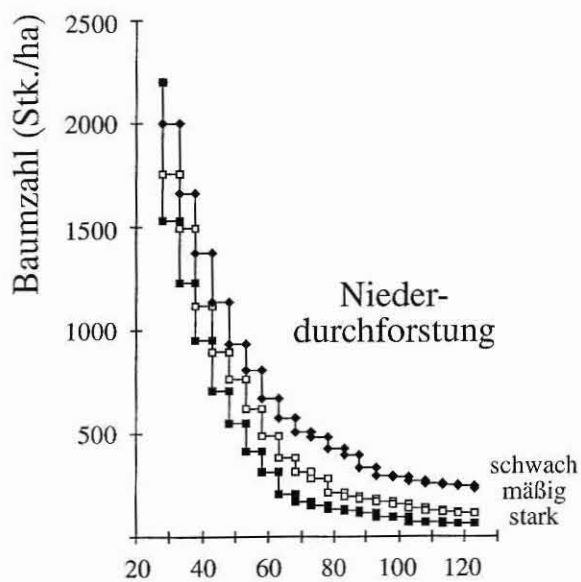


Abb. 7: Baumzahl- und Grundflächenentwicklung pro Hektar (links bzw. rechts) der sechs zugrundeliegenden Behandlungsszenarien. Schwache, mäßige und starke Niederdurchforstung (oben) und schwache, mäßige und starke Ausleседurchforstung (unten).

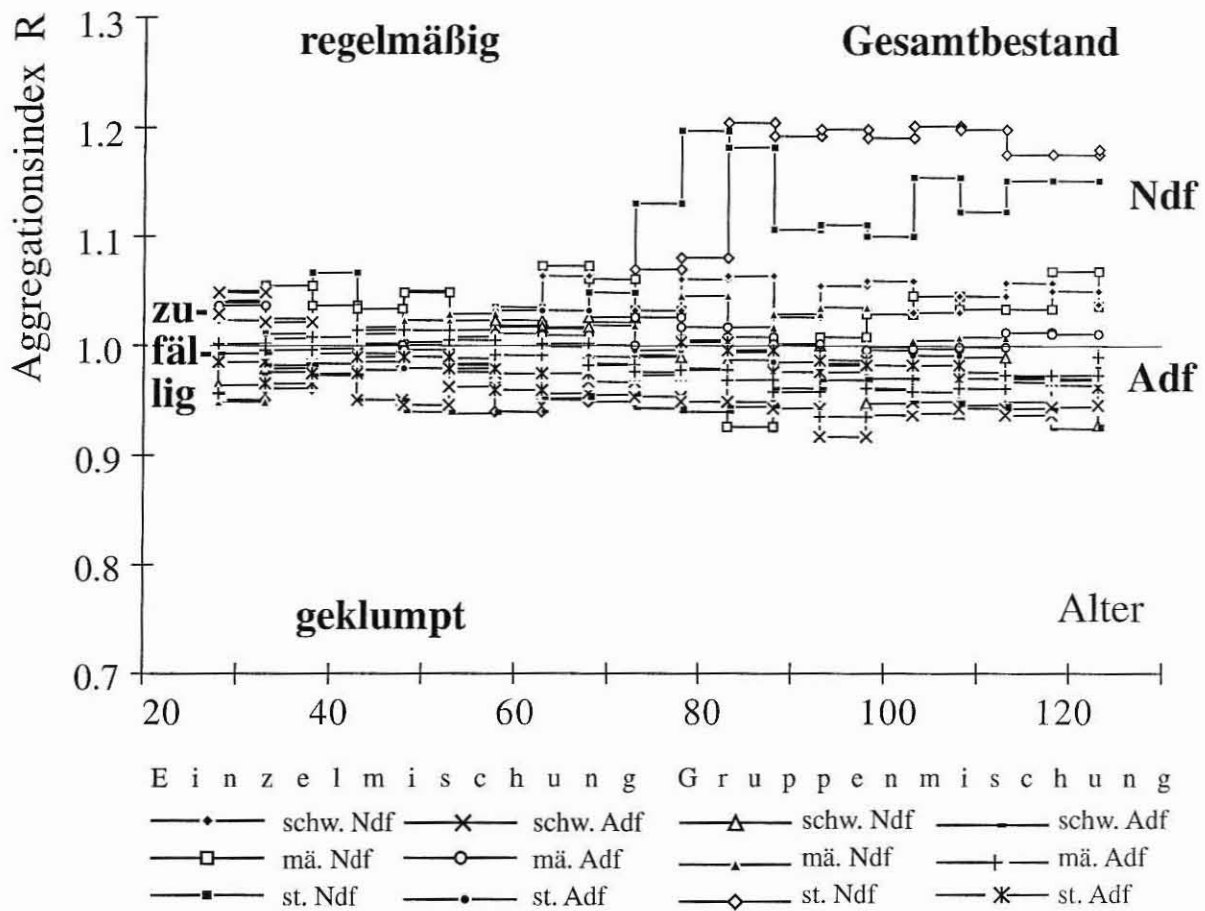
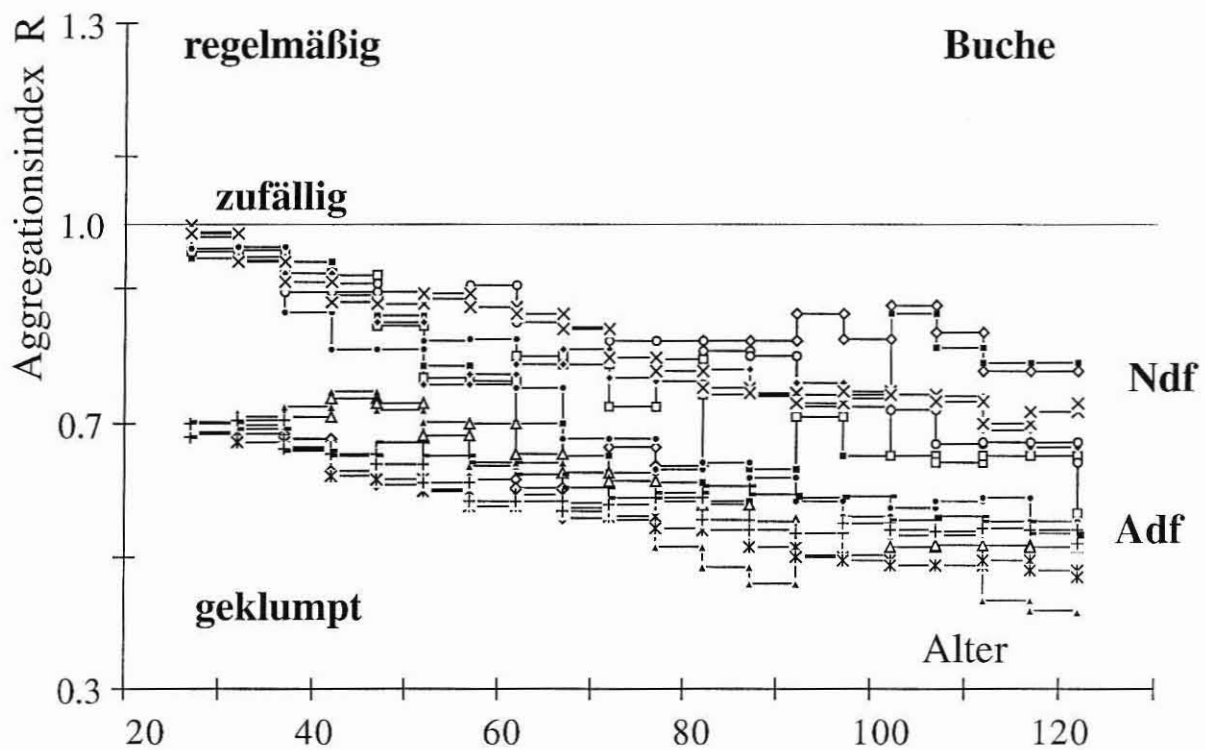
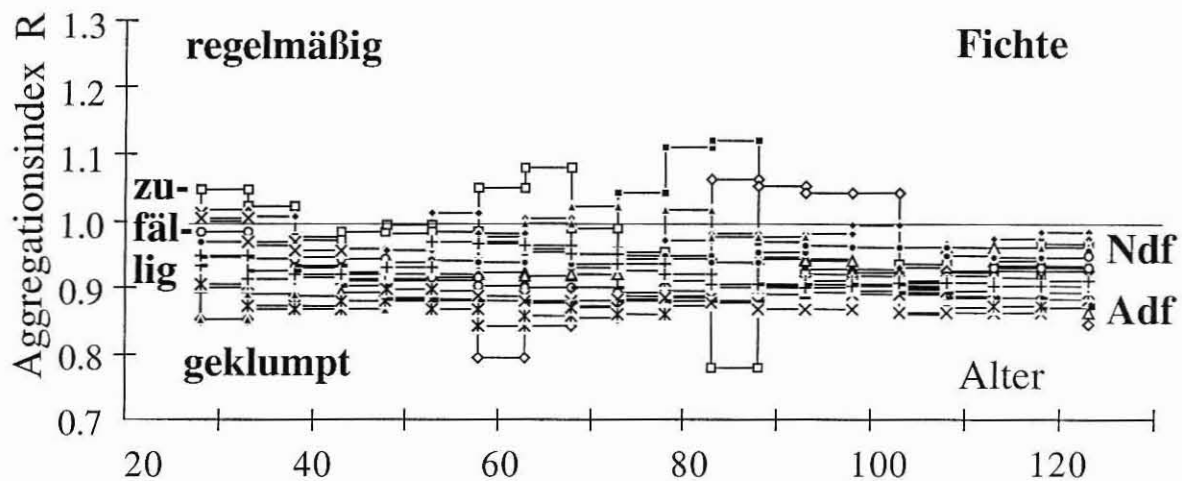


Abb. 8: Entwicklung des Aggregationsindex R für den Gesamtbestand (Fichte und Buche zusammen) in dem hundertjährigen Prognosezeitraum. Niederdurchforstungsartige Eingriffe fördern die regelmäßige Verteilung, hochdurchforstungsartige Behandlung erzeugt zufällige bis geklumpfte Baumverteilungsmuster.



E i n z e l m i s c h u n g				G r u p p e n m i s c h u n g			
—•—	schw. Ndf	—x—	schw. Adf	—△—	schw. Ndf	—•—	schw. Adf
—□—	mä. Ndf	—○—	mä. Adf	—▲—	mä. Ndf	—+—	mä. Adf
—■—	st. Ndf	—●—	st. Adf	—◇—	st. Ndf	—*—	st. Adf

Abb. 9: Einfluß der Durchforstung auf den Aggregationsindex R von Fichte (oben) und Buche (unten) in dem hundertjährigen Prognosezeitraum. Niederdurchforstung erzeugt eher regelmäßige Verteilungsmuster, Auslesedurchforstung begünstigt geklumpte Baumverteilungen.

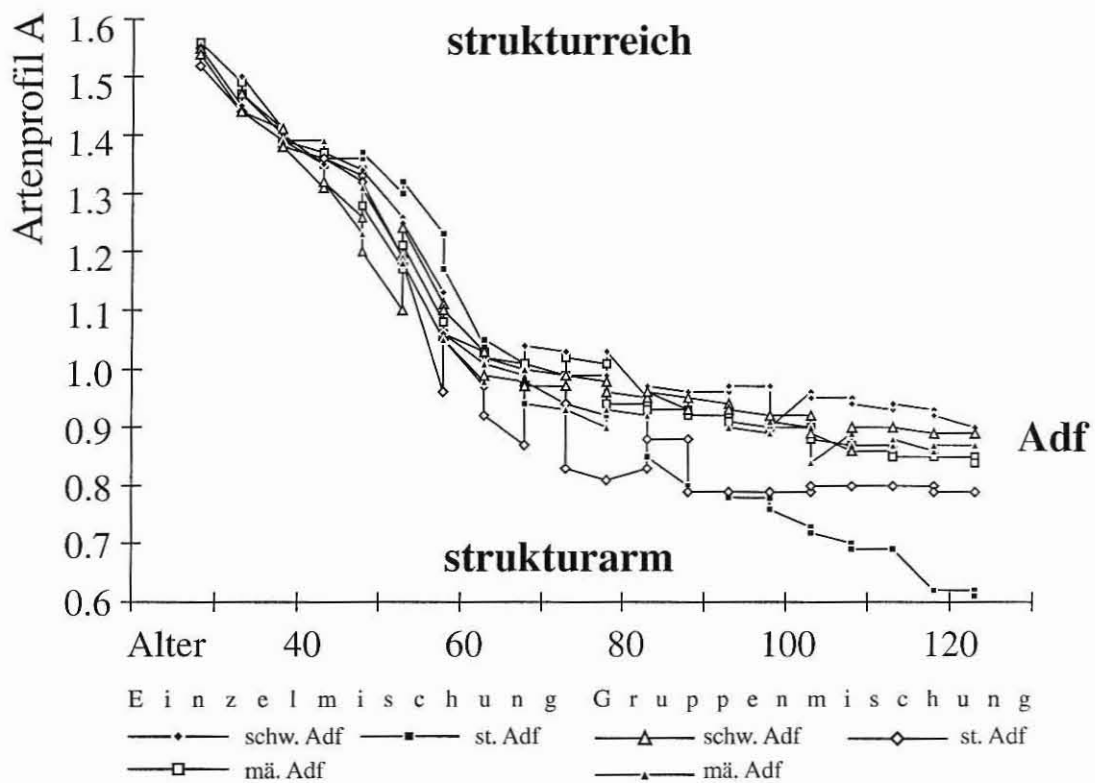
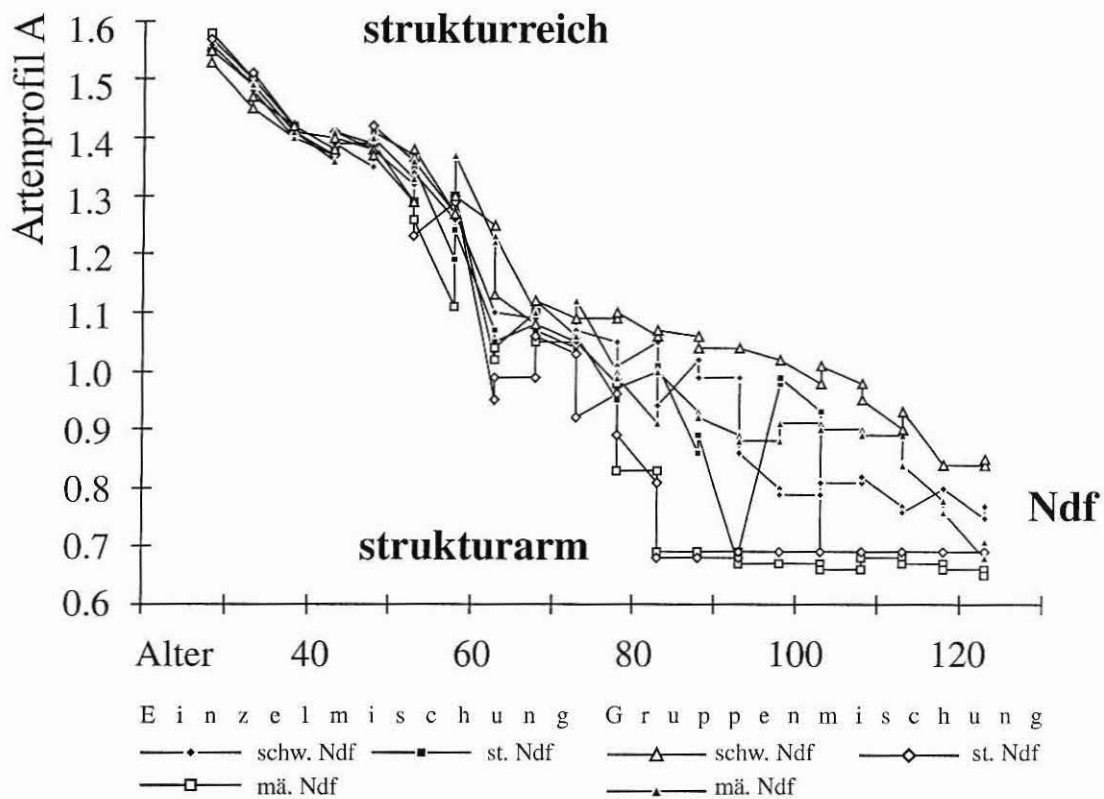


Abb. 10: Einfluß von Niederdurchforstung (oben) und Auslesedurchforstung (unten) auf das vertikale Artenprofil in Fichten-Buchen-Mischbeständen.

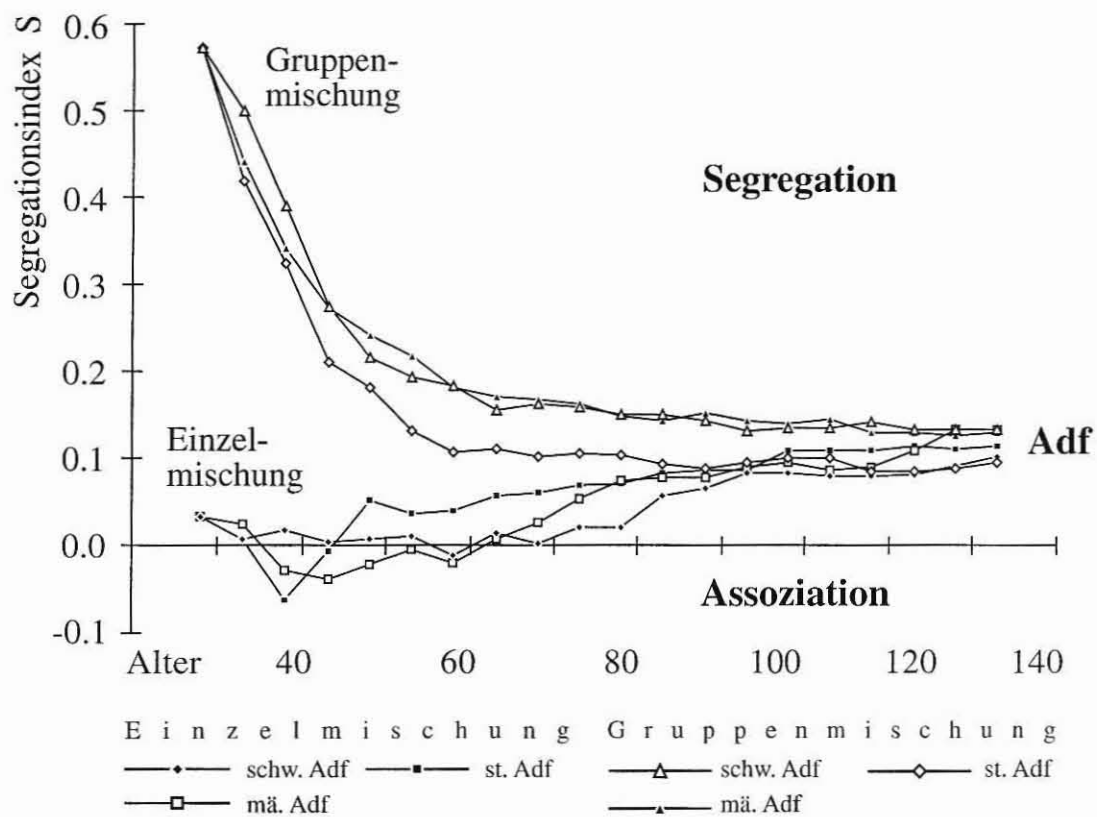
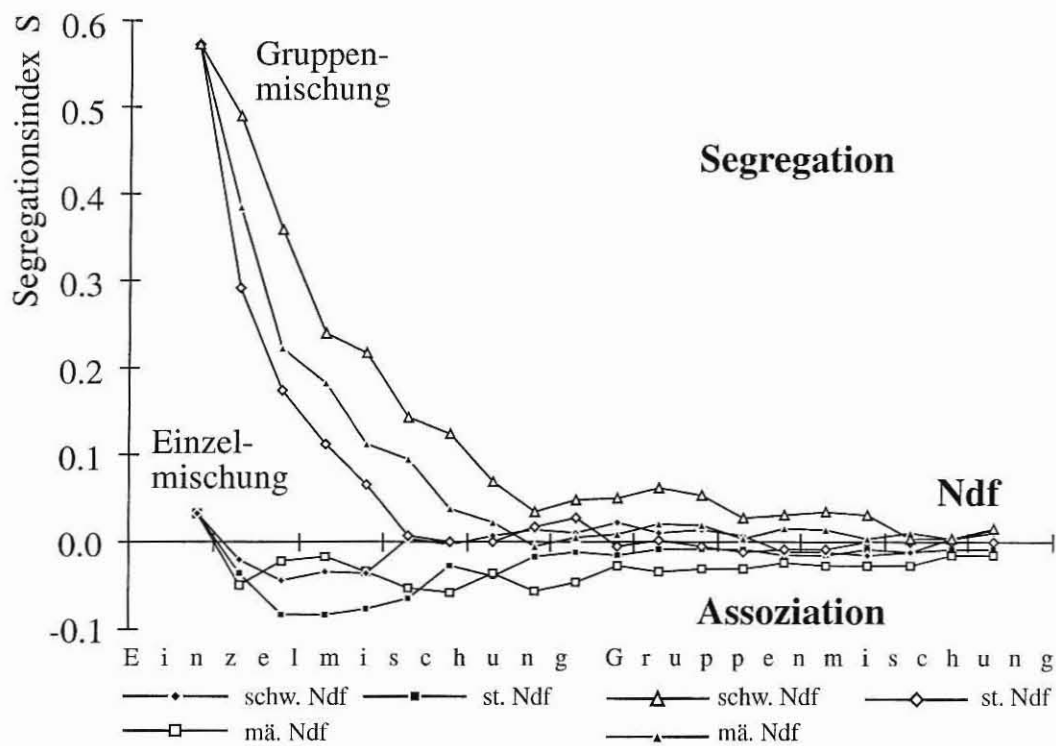


Abb. 11: Effekt von Ausgangsstruktur (Einzel- und Gruppenmischung) und Durchforstung (Niederdurchforstung und Ausleседurchforstung) auf die Durchmischung von Fichte und Buche während des hundertjährigen Prognosezeitraumes.