

Strategische Planung der Nachhaltigkeit auf Forstbetriebsebene. Beitrag der Waldwachstumsforschung¹

Strategic Planning of Sustainable Development on the Estate Level – Contributions from Forest Growth and Yield Science

Von H. PRETZSCH

Zusammenfassung

Die Nachhaltigkeit richtete sich in der Gründerzeit der planmäßigen Forstwirtschaft auf die Holzproduktion (v. CARLOWITZ 1713, COTTA 1828, HARTIG 1804, HUNDESHAGEN 1826). In der Folgezeit wurde ein zunehmend breiteres Spektrum von Leistungen des Waldes in die Planung mit einbezogen (v. HAGEN, 1867; DIETERICH, 1957). Das heutige Verständnis von multifunktionaler Forstwirtschaft spiegelt sich in den sechs gesamteuropäischen Kriterien und Indikatoren für nachhaltige Forstwirtschaft wider (MCPFE, 2000). Vorliegender Aufsatz umreißt, wie diese gesamteuropäischen Kriterien und Indikatoren für den Nachweis und die strategische Planung von Nachhaltigkeit auf Forstbetriebsebene eingesetzt werden können und was die Waldwachstumsforschung dazu beitragen kann. An einer Reihe von Beispielen wird ausgeführt, dass die Forstwirtschaft über eine solide Datenbasis für die Ableitung von Nachhaltigkeitskriterien und Indikatoren verfügt. Diese kann für das Monitoring der Waldentwicklung genutzt werden. Gestalterische Kraft entwickeln die Kriterien und Indikatoren aber erst, wenn sie auch in die strategische Planung einfließen. Für die strategische Planung stehen der Forstwirtschaft Wachstumsmodelle, Betriebssimulatoren und Entscheidungsstützungssysteme zur Verfügung. Sofern diese die genannten Kriterien und Indikatoren berücksichtigen, ermöglichen sie Szenariorechnungen auf Betriebsebene und eine umfassende Bewertung von Handlungsalternativen. Konzepte und Werkzeuge für den Übergang zu einer multifunktionalen strategischen Nachhaltigkeitsplanung sind weit entwickelt (v. GADOW 2003, HANEWINKEL 2001, PRETZSCH et al. 1998, SPELLMANN et al. 2001); ihre Einführung in die Forstplanung könnte einen beträchtlichen Innovationsstau beseitigen.

Schlüsselwörter: Kriterien und Indikatoren für Nachhaltigkeit, Strategische Planung, Betriebssimulation, multikriterielle Bewertung, Biodiversität, Visualisierung, Entscheidungsstützung.

Summary

At the beginning of regular forestry and systematic forest science the focus of sustainable management was on wood production (v. CARLOWITZ 1713, COTTA 1828, HARTIG 1804, HUNDESHAGEN 1826). Subsequently more and more forest functions were considered in management and planning (V. HAGEN 1867, DIETERICH 1957). Our current understanding of multifunctional forest development is reflected in the six Pan-European criteria and corresponding indicators for sustainable forestry (MCPFE 2000). The present paper outlines how these criteria and indicators can be applied for certification and strategic planning of sustainable development on the level of operational forests and how forest growth and yield science might support this intention. Forestry in Germany is blessed with an excellent database gathered during forest inventories and long-term monitoring. For example, we demonstrate how additional use can be made of the database for more efficient extraction of relevant pan-European criteria and indicators. An important field of application of this database is monitoring and certification of forest development. The creative power of these criteria and indicators can be unfolded by integrating them in strategic forest planning. For the purpose of strategic planning growth models, simulators and decision support systems are available. If these tools cover the relevant criteria and indicators they enable multicriteria scenario analysis and optimisation of management options on estate level. Concepts and tools for multicriteria oriented strategic planning are available (v. GADOW 2003, HANEWINKEL 2001, PRETZSCH et al. 1998, SPELLMANN et al. 2001), their transfer into forest management would trigger considerable innovation.

Keywords: Criteria and indicators for sustainability, strategic planning, operational level simulation, multicriteria assessment, biodiversity, visualisation, decision support.

¹ Vortrag zum Themenblock „Steuerungsinstrumente für die nachhaltige Entwicklung von Wäldern“ anlässlich der Forstwissenschaftlichen Tagung 2002 vom 09.-11.10.2002 in Göttingen.

1 Einleitung

Der Imperativ der Nachhaltigkeit richtete sich in der Gründerzeit der planmäßigen Forstwirtschaft auf die Holzproduktion (v. CARLOWITZ 1713, COTTA 1828, HARTIG 1804, HUNDESHAGEN 1826). In der Folgezeit wurde ein zunehmend breiteres Spektrum von Leistungen des Waldes in die Planung mit einbezogen (v. HAGEN 1867, DIETERICH 1957). Unser heutiges Verständnis von multifunktionaler Forstwirtschaft spiegelt sich in der Helsinki-Resolution H 1 wider (LIASON UNIT WIEN 1998: S. 49). Dort wird Nachhaltigkeit definiert als „Die Betreuung und Nutzung von Wäldern und Waldflächen auf eine Weise und in einem Ausmaß, das deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhält sowie deren Potential, jetzt und in der Zukunft die entsprechenden ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu erfüllen, ohne anderen Ökosystemen Schaden zuzufügen.“ Die sechs anlässlich der Lissabon-Resolution L 2 ausgehandelten gesamteuropäischen Kriterien und Indikatoren für nachhaltige Forstwirtschaft (Tab. 1) sollen die Sicherung der Nachhaltigkeit unterstützen und ihre Umsetzung operational machen (MCPFE, 2000). Das herkömmliche Verfahren der Forsteinrichtung gerät angesichts einer solchen Erweiterung des Nachhaltigkeitsverständnisses und der damit verbundenen Abwendung vom Alterklassenwald auf den Prüfstand (v. GADOW 2003, HANEWINKEL 2001, SPELLMANN et al. 2001). Seine Brauchbarkeit wird mehr und mehr eingeschränkt, u. a. durch (1) mangelhafte Flexibilität im Sinne strategischer Planung, (2) begrenzte Anwendbarkeit für ungleichaltrige Wälder und variable Behandlungsprogramme und (3) unzureichende Integration jener Waldfunktionen in die Planung, die über die Holzproduktion hinausgehen. Indem es sich bei der betrieblichen Gesamtplanung nach wie vor auf Ertragstabellen und Normalwaldmodell stützt, entfernt sich das herkömmliche Verfahren der Forsteinrichtung zunehmend vom wirklichen Waldwachstum. Seine veralteten Werkzeuge werden dem Informationsbedarf für eine multikriterielle Planung nicht mehr gerecht. Andererseits liefern heute Rasterstichproben, Standortkartierung usw. Informationen, die von den herkömmlichen Verfahren der Forsteinrichtung nicht annähernd ausgeschöpft werden. Vorliegender Aufsatz umreißt (1) wie die Forsteinrichtung vom Nachweis nachhaltiger Waldentwicklung zu ihrer strategischen Planung gelangen kann, (2) wie die gesamteuropäischen Kriterien für den Nachweis und die strategische Planung von Nachhaltigkeit auf Forstbetriebsebene eingesetzt werden können, (3) wie vorhandene Forsteinrichtungsdaten bestmöglich für die multikriterielle Planung ausgeschöpft werden können und (4) was die Waldwachstumsforschung zu einer solchen Weiterentwicklung der Forstbetriebsplanung beitragen kann.

Tab. 1. Gesamteuropäische Kriterien 1–6 und Indikatoren für die nachhaltige Bewirtschaftung von Wäldern (nach MCPFE 2000).

Tab. 1. Pan-European criteria 1–6 and corresponding indicators for sustainable forest development (adapted from MCPFE 2000).

Kriterien	Indikatoren (beispielhaft)
1 Forstliche Ressourcen	Waldfläche, Kohlenstoffvorrat, Alters- und Durchmesserstruktur, ...
2 Gesundheit und Vitalität	chem. Bodenzustand, Nadel- und Blattverluste, Deposition, ...
3 Produktionsfunktionen	Zuwachs, Hiebsatz, Nichtholzprodukte, ...
4 Biologische Diversität	Baumartenvielfalt, Naturnähe, Totholzvorrat, Landschaftsdiversität, ...
5 Schutzfunktionen	Anteil Schutzwälder für Klima, Boden, Wasser, ...
6 Sozio-ökonomische Funktionen	Waldreinertrag, Anzahl der Beschäftigten, Landschaftsbild, ...

2 Vom Nachweis nachhaltiger Waldentwicklung zu ihrer strategischen Planung

Der auf europäischer Ebene ausgehandelte Kriterienkatalog für den Nachweis nachhaltiger Waldentwicklung schreibt die Multifunktionalität der Forstwirtschaft fest. Die vereinbarten Kriterien (1) forstliche Ressourcen, (2) Gesundheit und Vitalität, (3) Produktionsfunktionen, (4) biologische Diversität, (5) Schutzfunktionen und (6) sozioökonomische Funktionen werden durch zugeordnete Indikatoren quantitativ fassbar gemacht (Tab. 1). Beispielsweise sind Baumartenvielfalt, Naturnähe oder Totholzanteile am stehenden und liegenden Vorrat, Höhenstrukturierung der Bestände als Indikatoren für die biologische Diversität aus Forstinventuren ableitbar. Der Kriterienkatalog strukturiert die Nachhaltigkeitsdebatte und die zugeordneten Indikatoren zielen auf die praktische Anwendbarkeit der Kriterien. Diese soll vom Forstbetrieb bis zur Landesebene reichen (SPELLMANN 2003).

Es genügt aber nicht, die Kriterien und Indikatoren allein zum Monitoring, zur Dokumentation und Beurteilung bereits vollzogener Entwicklung einzusetzen. Das käme dem Verhalten gleich, mit aller Sorgfalt den Abbau der Ölreserven zu dokumentieren, ohne gegensteuernde Maßnahmen oder alternative Energiequellen zu entwickeln. Die Kriterien und Indikatoren müssen vielmehr in den Planungsprozess eingebracht werden, ebenso wie die Registrierung der Ölreserven zur strategischen Planung ihrer Verfestigung beitragen sollte, um bei unserem Beispiel zu bleiben. In so langlebigen Systemen wie Wäldern müssen die langfristigen Auswirkungen des gegenwärtigen Handels in die Betrachtung einbezogen werden. Definitionsgemäß soll die Betreuung und Nutzung von Wäldern deren Funktionen „...jetzt und in der Zukunft...“ sicherstellen (LIASON UNIT WIEN 1998: S. 49).

2.1 Monitoring

Für die Ableitung von Indikatoren und Beantwortung des Kriterienkatalogs, wird auf ein ganzes Bündel von Informationsquellen zurückgegriffen. Besonders ergiebig sind die Inventuren der Forsteinrichtung, ökologische Dauerbeobachtungsflächen (Level I, Level II), Boden- und Standortkarten und Immissions-Belastungskarten. Trägt ein Forstbetrieb in definierten Zeitintervallen diese Kriterien zusammen, so entsteht ein multikriterielles Bild der Entwicklung. Die zurückliegende Entwicklung kann bspw. mit den Betriebszielen verglichen werden. Auf diese Weise werden u. a. Zielerreichung, Fehlentwicklungen, notwendige Korrekturen erkennbar. Kriterien und Indikatoren beschränken sich bei einer solchen Anwendung auf den Nachweis einer bereits durchlaufenen Entwicklung.

Nehmen wir an, die Waldentwicklung im Zeitraum t_0 bis t_m auf einer Bezugseinheit (z. B. Bestand, Stratum, Betrieb, Wuchsgebiet, Land) wird über die Indikatoren I_1 bis I_n charakterisiert (Abb. 1). Nehmen wir weiter an, die Indikatoren I_1 bis I_n seien Vorratshöhe, Volumenzuwachs, Waldreinertrag, Diversität, Schutzwirkung usw. Nimmt der betreffende Wald mit Blick auf diese Indikatoren die reale Entwicklung W_{1-n} , so kann diese durch Wiederholungsaufnahmen (Inventuren, Kontrollstichprobe, Begang) zu den Zeitpunkten t_0 bis t_m dokumentiert werden. Die Entwicklungsgänge W_{1-n} können verglichen werden mit gesetzten Sollwerten, z. B. Sollwerten für Baumartenzusammensetzung, Vorratshöhe, Kapitalrendite (vgl. Abb. 1, durchgezogene Linien). Außerdem wird offensichtlich, ob sich beobachtete Entwicklungen innerhalb eines vorgegebenen Soll-Korridors, z. B. zwischen definierten Rahmenwerten für Hiebsatz, Waldreinertrag, Liquidität, critical levels für Depositions- oder Austragsraten vollziehen (vgl. Abb. 1, gestrichelte Linien).

In unserem Beispiel (Abb. 1) weicht der Indikator I_1 zum Ausgangszeitpunkt (t_0 , schwarzer Kreis) geringfügig vom Sollwert ab und bleibt immer innerhalb des gewünschten Korridors. Demgegenüber zeigt I_2 (z. B. Vorrat) eine völlig unerwünschte Entwicklung.

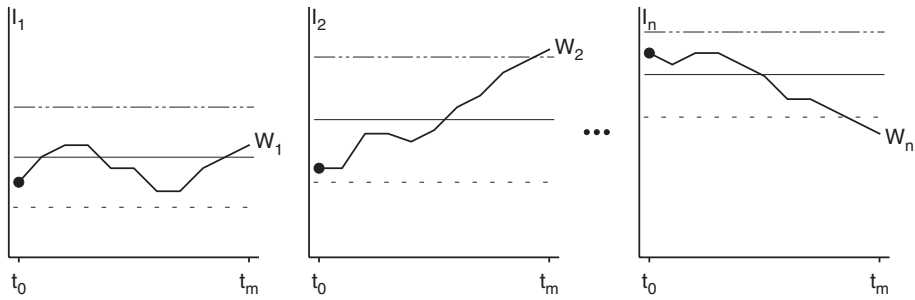


Abb. 1. Verwendung der Indikatoren I_1 bis I_n für multikriterielles Monitoring der Waldentwicklung im Zeitraum t_0 bis t_m . Die durchgezogene Linie zeigt den Sollwert der Entwicklung an, die gestrichelten Linien die kritischen Grenzen des Entwicklungsganges.

Fig. 1. Application of the indicators I_1 bis I_n for multicriteria forest monitoring in the time span t_0 to t_m . Solid lines represent the target value of the indicator, broken lines show the critical levels.

Der Indikator I_n (z.B. Strukturvielfalt) liegt zunächst etwa zielgemäß, nähert sich dann aber der unteren Leitplanke an und unterschreitet diese. Je breiter das thematische Spektrum der Indikatoren I_1 bis I_n ist, umso umfassender und multikriterieller werden die Entwicklungen dokumentiert, Zielverfehlungen sichtbar, Korrekturbedarf evident gemacht. Eventueller Korrekturbedarf hängt von der Wichtigkeit der einzelnen Kriterien ab. Die Wichtigkeit resultiert aus der gesetzten Zielhierarchie (vgl. Abschn. 6).

2.2 Simulation und Szenarioanalyse

Gestalterische Wirkung entfalten diese Kriterien und Indikatoren aber erst, wenn sie in die strategische Planung integriert werden. Adäquate Werkzeuge hierfür sind Wachstumsmodelle, zielführende Methode ist die Simulation. Die Betriebssimulation ermöglicht dem Planer ein Ausprobieren und Durchleuchten verschiedener Handlungsalternativen (z.B. alternative Pflegeprogramme, Abnutzungsraten, Umbaumaßnahmen) und ihrer langfristigen Konsequenzen für die Entwicklung des Betriebes. Nach Möglichkeit sollten die Szenario-rechnungen der Betriebssimulation neben den klassischen Variablen der Produktionsfunktion (vgl. Tab. 1, Kriterien 1 und 3) auch weitere Kriterien mitführen. Denn dann können Planungsalternativen (gleichzeitig auf Bestandes-, Straten- oder Betriebsebene) multikriteriell auf ihre Nachhaltigkeit und Zielerfüllung beurteilt werden. Den ansonsten auf Kontroll- und Nachweisfunktion reduzierten Nachhaltigkeitskriterien und -indikatoren werden erst durch die Einbindung in die Betriebssimulation Planungsrelevanz und Gestaltungskraft gegeben.

Abb. 2 zeigt den Einsatz der Indikatoren I_1 bis I_n für die Planung: Ausgehend vom Zustand der Bezugseinheit zum Zeitpunkt t_0 (schwarze Kreise) werden die Handlungsalternativen A, B und C simuliert (z.B. Weiterführung des bisherigen Fichten-Altersklassenwaldes, Überführung von Fichtenreinbeständen in Fichten-Buchen-Mischbestände, vermehrter Anbau von Douglasie). Dann wird durch die Analyse dieser Szenarien A, B, C sichtbar, welche Konsequenzen diese Handlungsalternativen auf lange Sicht haben. In unserem Fall liegt Szenario C hinsichtlich aller betrachteten Kriterien nahe am Sollwert, die Szenarien A und B sind dagegen suboptimal. Durch die Szenario-rechnungen werden die Handlungsalternativen einer multikriteriellen Bewertung zugänglich gemacht. Der Entwicklungsverlauf der Indikatoren kann zum einen Flächen-, Massen- und Formelweiser ersetzen. Indem die betrachteten Indikatoren ein ganzes Bündel von Merkmalen abdecken und in ihrer längerfristigen Entwicklung abbilden, machen sie zum anderen multifunktionale Nachhaltigkeit operational.

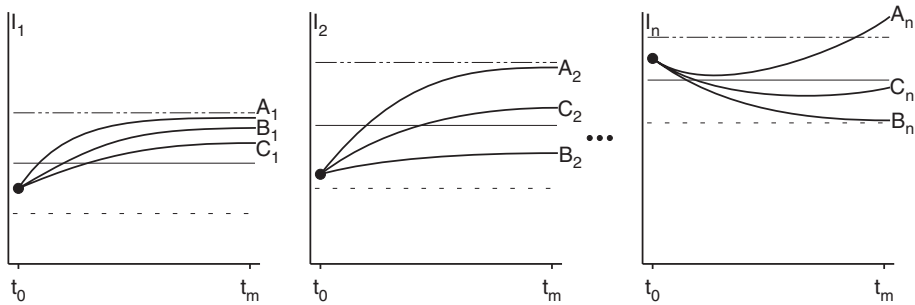


Abb. 2. Verwendung der Indikatoren I_1 bis I_n für die strategische Betriebsplanung. Die Trajektorien A_i , B_i und C_i zeigen die simulierte Entwicklung der Indikatoren I_1 bis I_n im Zeitraum t_0 bis t_m bei den Handlungsalternativen A, B und C. Die durchgezogene Linie zeigt den Sollwert der Entwicklung an, die gestrichelten Linien die kritischen Grenzen des Entwicklungsganges.

Fig. 2. Application of the indicators I_1 bis I_n for strategic forest management. Trajectories A_i , B_i and C_i show the simulated development of I_1 to I_n in time span t_0 to t_m as a result of alternative management regimes. Solid lines represent the target value of the indicator, broken lines show the critical levels.

3 Simulationsmodelle als Werkzeug der strategischen Nachhaltsplanung

3.1 Warum Simulationsmodelle? Ein Beispiel

Ist strategische Planung allein mit Erfahrungswissen möglich oder sind wir dabei auf Modelle angewiesen? Die Frage sei durch folgendes Beispiel beantwortet: Nehmen wir an, ein ideeller Forstbetrieb erntet und pflanzt jährlich 10.000 Bäume. Nehmen wir weiter an, dass diese gepflanzten Bäume 6 Jahre bis zur Reife benötigen und während dieser Entwicklung kein Baum ausfällt; diese unrealistische Annahme treffen wir, um das Beispiel einfach zu halten. Da der Forstbetrieb diese Vorgehensweise bereits seit 50 Jahren praktiziert, ist er in einem Gleichgewicht. Jährlich wird die gleiche Anzahl von Bäumen geerntet und gepflanzt und der Vorrat an reifen Bäumen ist seit 50 Jahren konstant. In Abbildung 3 ist diese konstante Anzahl reifer Bäume von t_0 bis t_{50} durch eine Abszissen-parallele Linie repräsentiert.

Nehmen wir nun an, der Forstbetrieb hebt ab dem Jahr t_{50} die Erntemenge an reifen Bäumen um 1.000 Bäume an. Gleichzeitig wird auch die Anzahl der Wiederpflanzungen, der bisherigen Politik folgend, um 1.000 auf 11.000 Bäume pro Jahr angehoben. Diese neue Ernte- und Pflanzanzahl bleibt in der Folgezeit konstant. Wie wird sich bei einer solchen Erhöhung von Ernte- und Pflanzanzahl die Anzahl reifer Bäume über den Zeitpunkt t_{50} hinaus entwickeln? Tragen Sie Ihre Lösung bitte in den Graph von Abb. 3 ein. Die Musterlösung finden Sie unter <http://www.wwk.forst.tu-muenchen.de/info/Modellwald/>. Nur ca. 10% der Befragten kommen zum richtigen Resultat. Egal ob Sie zu diesem Kollektiv zählen oder nicht, das Beispiel macht klar, dass schon vergleichsweise einfache Ausgangssituationen und Prognosen verwickelte Gedankengänge erfordern. Kompliziertere Prognosen, etwa die Entwicklung mehrerer Straten bei Anwendung verschiedener Durchforstungs- und Verjüngungsverfahren und deren naturale und monitäre Konsequenzen lassen sich nicht mehr durch Erfahrung und Nachdenken abbilden. Szenarioanalysen wie jene auf Abbildung 2 können nurmehr durch Computer und Simulationsmodelle bewältigt werden.

3.2 Simulationsmodelle für Szenariorechnungen auf Straten- und Betriebsebene

Die zentrale Bedeutung von Wachstumsmodellen und Waldwachstumssimulatoren für die Forstwirtschaft resultiert aus der Langlebigkeit von Bäumen und Beständen. Neu aufkom-

mende waldbauliche Behandlungsprogramme für Waldbestände können auf Grund der langen Zeiträume, über die sie sich erstrecken, in der Regel nicht experimentell geprüft werden. Nach Abschluss solcher langwieriger Prüfungen wären die entwickelten waldbaulichen Pflege- und Behandlungsmodelle wieder veraltet oder vergessen. Deshalb leitet die Forstwissenschaft aus Experimenten Gesetzmäßigkeiten ab und fügt diese in Modellen für die Waldentwicklung zusammen. Mit diesen werden die Nachbildung des Systemverhaltens im Zeitraffer-Verfahren und „wenn dann“-Analysen möglich. Die ökologischen, ertragskundlichen und betriebswirtschaftlichen Konsequenzen von Behandlungsprogrammen oder Störungen lassen sich im Modell durch Simulation nachbilden. Biogeochemisch und ökophysiologisch basierte Prozessmodelle erlauben es, Leitplanken zu skizzieren (z. B. in Form kritischer Ein- und Austräge, Eingriffe und Zustände), innerhalb derer sich die Forstwirtschaft bewegen kann, ohne die Stabilitätsbedingungen für die zu bewirtschaftenden Systeme zu gefährden (Abb. 4). Zur Festlegung solcher Leitplanken tragen u. a. die ökologische Dauerbeobachtung, Bodenzustandserfassung, Standortkartierung bei. Sozio-ökonomische Leitplanken setzen u. a. Betriebsleitung, Schutzverordnungen, Waldgesetz. Sind solche Rahmenbedingungen gesetzt, dann können Managementmodelle dazu beitragen, innerhalb des vorgegebenen Korridors die für einen realen Ausgangszustand optimale Bestandesbehandlung zu bestimmen. Am Beispiel von SILVA wird im Folgenden dargestellt, wie bei gegebenem Ausgangszustand und Managementziel Handlungsvarianten in ihrer Wirkung auf den Gesamtbetrieb durch Betriebssimulation ausprobiert werden können. SILVA 2.2 steht hier stellvertretend für eine neue Modellgeneration, zu der auch die Modelle BWIN, PROGNAUS und MOSES (NAGEL 1999, STERBA et al. 1995, HASENAUER 1994) zählen. Die von Baum- bis Landesebene reichenden Einsatzmöglichkeiten von SILVA 2.2 werden beispielhaft für die Betriebsebene ausgeführt (DURSKY 2000, MÜLLER 2000, PRETZSCH et al. 1998). Die Anwendung und Evaluierung des Simulators SILVA 2.2 auf anderen Raumskalen behandeln DUSCHL (2001), HANEWINKEL et al. (2000) und KNOKE (1998). Der Vorteil solcher Modellanwendungen gegenüber abstrakten Alternativenvergleichen besteht in der Berücksichtigung der zahlreichen Ausgangszustände zum Zeitpunkt t_0 .

Abbildung 5 skizziert die vier Schritte der strategischen Betriebsplanung, in denen Wuchsmodelle zum Einsatz kommen:

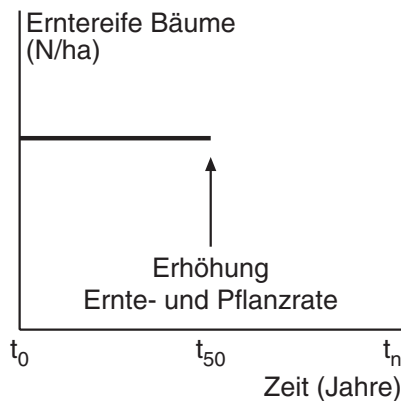


Abb. 3. Durch nachhaltige Entwicklung kann die Zahl reifer Bäume von t_0 bis t_{50} konstant gehalten werden. Zeichnen Sie die Weiterentwicklung nach Veränderung der Ernte- und Pflanzrate zum Zeitpunkt t_{50} ein.

Fig. 3. Up to t_{50} the number of mature trees has been kept in a steady state. What will development be like after the step-increase of the harvest and re-planting policy at time t_{50} ?

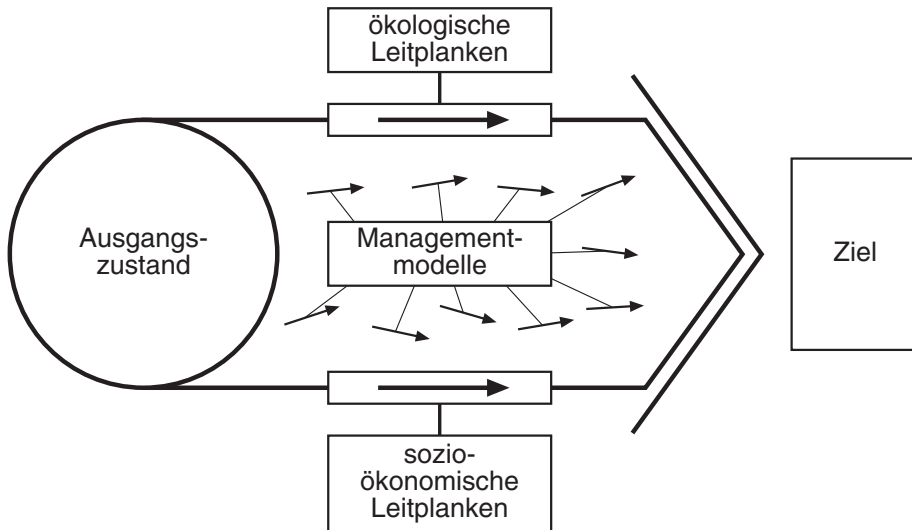


Abb. 4. Managementmodelle unterstützen die forstwirtschaftliche Entscheidungsfindung innerhalb eines vorgegebenen Korridors (eingerahmte Pfeile), indem sie die Konsequenzen von Handlungsalternativen (mobile Pfeile) quantifizieren.

Fig. 4. Management models support the decision within a given decision corridor (framed arrows) by prognosticating the long-term consequences of treatment variants (mobile arrows).

(1) Alle über eine Inventur erfaßten Bestände oder Stichprobenpunkte werden zunächst durch Kreuzklassifikation bestimmten Straten zugeordnet; das können Standort/Bestandstypen- oder Baumarten/Entwicklungsstadien-Straten sein. Dabei wird ein Mittelweg gewählt, zwischen einer groben und damit wenig aussagefähigen Stratifizierung und einer allzu feinen Stratifizierung, bei der die Stratenmenge der Anzahl von Beständen nahe käme. Daraufhin werden Weiserbestände ausgewählt, welche die ausgeschiedenen Straten repräsentieren. Die Weiserbestände dienen der ertragskundlichen Einordnung des Betriebes (z. B. der Eichung beim Grundlagenbegang) und der Entwicklung von Behandlungsvarianten. Durch den Einsatz eines Wachstumsmodells werden die natürlichen, ökonomischen und ökologischen Konsequenzen der entwickelten Handlungsalternativen analysiert. Indem „wenn dann“-Aussagen für alternative Behandlungen der Weiserbestände als Diskussionsgrundlage vorliegen, dienen die Weiserbestände der Zielfindung und Zielvereinbarung auf quantitativer Grundlage.

(2) Die an den Weiserbeständen entwickelten Behandlungsvarianten werden im Folgenden den dazugehörigen Straten unterstellt. Ausgehend von den Inventurdaten werden für alle Straten Modellrechnungen ausgeführt, welche die langfristigen Konsequenzen der definierten Pflegeprogramme z. B. für Naturalproduktion, Wertzuwachs und Stabilität erbringen. Es resultieren u. a. pauschale Nutzungssätze der Straten für den Satz von ausgewählten Behandlungsprogrammen.

(3) Nachdem jeder Inventurpunkt einem Stratum zugeordnet ist und mit einer straten-spezifischen Behandlung (bzw. einem ganzen Satz von Behandlungen) identifiziert wird, kann ein Betrieb auch insgesamt fortgeschrieben werden. Hierdurch wird es möglich, die Konsequenz der bestandes- oder stratenweise festgelegten Eingriffe auf die langfristige Entwicklung des Betriebes zu analysieren. Zur Vermeidung ungewünschter Entwicklungen auf Betriebsebene können die für die Straten vorgesehenen Pflegeprogramme gegebenenfalls modifiziert oder anders kombiniert werden.

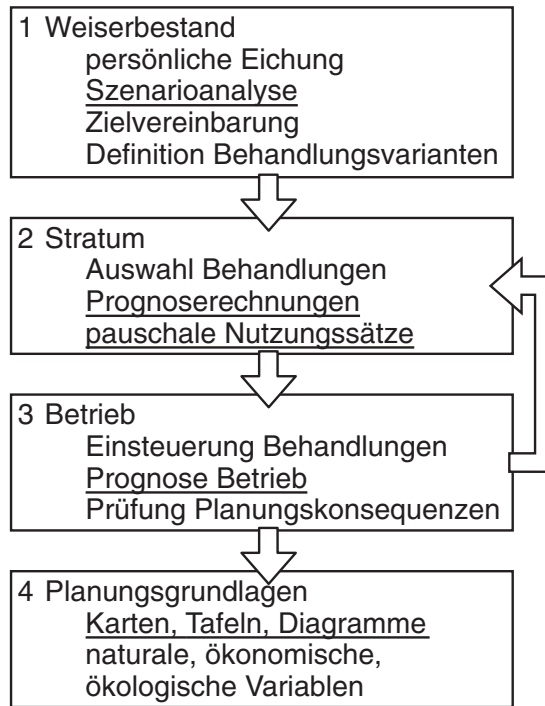


Abb. 5. Konzept für den Einsatz von Wachstumsmodellen im Rahmen der Betriebsplanung. Eingriffsvarianten auf Bestandes- oder Stratenebene lassen sich hinsichtlich ihrer langfristigen Konsequenzen für den Betrieb abschätzen.

Fig. 5. Concept for the application of growth models for the strategic planning on the operational level. Simulation helps to understand which effect alternative management regimes have on the long-term development of a forest operation.

Erst indem das Modell die Einzelentscheidungen auf Bestandes- und Stratenebene bis zur Betriebsebene oder noch höher aggregiert, werden die übergeordneten Konsequenzen der Einzelentscheidungen sichtbar. Die Fortschreibung über mehrere Jahrzehnte lässt die langfristigen Konsequenzen der gewählten Behandlungsvarianten auf Betriebsebene, beispielsweise dadurch ausgelöste Liquiditätseingänge, Sortimentsdefizite usw. erkennen. Auf ungewünschte Entwicklungsverläufe auf Betriebsebene kann dann mit einem Überdenken oder Adjustieren der Behandlungsprogramme auf Straten- oder Bestandesebene reagiert werden (Rückkopplungspfeile in Abb. 5). Und genau hierdurch wird der Weg zur strategischen Planung auf Betriebsebene geebnet.

(4) Wesentliche Arbeitsgrundlagen für den forstwirtschaftlichen Vollzug sind die für die ausgeschiedenen Straten bewährten Pflegeprogramme, behandlungsabhängige Leistungstabellen mit pauschalen Nutzungssätzen für die Straten und thematische Karten, welche naturale, ökonomische und ökologische Zustands- und Entwicklungsdaten für die Weiserbestände, die Straten, Bestände, Inventurpunkte und den Betrieb insgesamt darstellen.

Abbildung 6 zeigt beispielhaft die mit SILVA 2.2 errechnete Entwicklung von Zuwachs, Vorrat, Nutzung und holzerntekostenfreien Erlösen des ausscheidenden Bestandes für einen 30-jährigen Folgezeitraum nach der Inventur 2000 im Stadtwald Traunstein. Damit werden die konzeptionellen Überlegungen von Abschnitt 2.2 (vgl. Abb. 2) an einem Beispiel ausgeführt. Als Referenz ist die Entwicklung unter A-Grad-Bedingungen eingezeichnet.

net. Die in den Nutzungen und holzertekostenfreien Erlösen überlegene Z-Baum-Durchforstung würde im Vergleich zur Auslesedurchforstung zu einer deutlichen Vorratsabsenkung von gegenwärtig 426 Erntefestmetern/ha auf etwa die Hälfte in 30 Jahren führen. Eine solche Behandlung würde nicht durch Mehrzuwachs kompensiert, sodass die Nachhaltigkeit der holzertekostenfreien Erlöse gefährdet wäre. Die Auslesedurchforstung würde auf eine nur geringe Vorratsabsenkung hinauslaufen und die holzertekostenfreien Erlöse eher stabilisieren. Ähnliche Überlegungen können auch für alle anderen in Simulationsrechnungen mitgeführten naturalen, ökonomischen und ökologischen Variablen auf Betriebsebene erfolgen. Erst eine solche Fortschreibung auf Betriebsebene lässt die langfristigen Konsequenzen der gewählten Behandlungsvarianten für den Forstbetrieb erkennen.

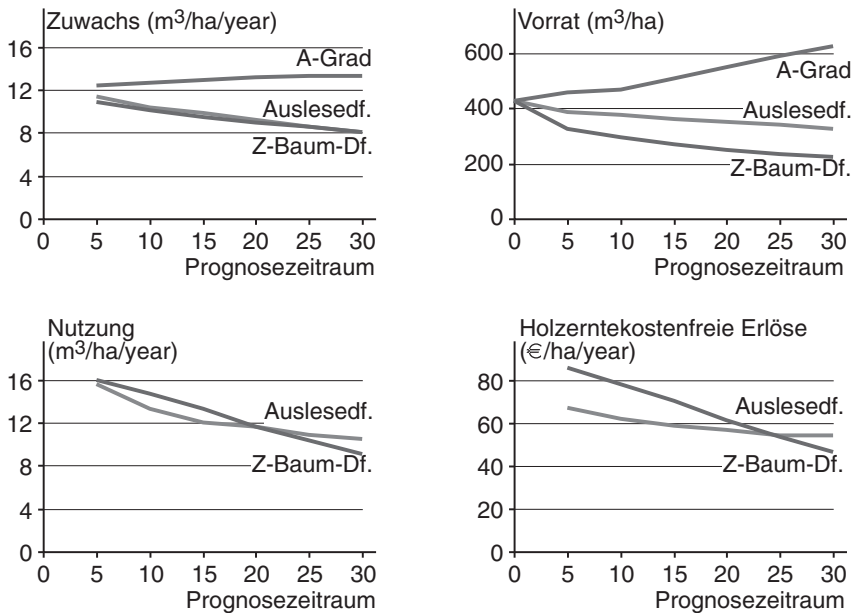


Abb. 6. Mit SILVA 2.2 simulierte Entwicklung von Zuwachs, Vorrat, Nutzungsmenge und holzertekostenfreien Erlösen im Stadtwald Traunstein unter A-Grad-Bedingungen, Auslesedurchforstung und Z-Baumdurchforstung. Je nach unterstelltem Pflegeprogramm wird der Vorrat stabilisiert, auf- oder abgebaut.

Fig. 6. Annual volume increment, standing volume, prescribed annual cut and net return for the Traunstein forest operation prognosticated for different thinnings: (1) A grade, (2) selective thinning and (3) future tree thinning. It depends on the applied thinning regime, whether the standing volume is stabilized, accumulated or decreased.

4 Räumlich explizite Modellierung und Visualisierung des Landschaftsbildes

Planungsentscheidungen (z. B. Baumartenwahl, Durchforstung, Verjüngung) haben Auswirkungen auf das Landschaftsbild und damit auf die Schutz- und Erholungsfunktionen (vgl. Tab. 1, Kriterien 5 und 6). Zur Unterstützung der Entscheidungsfindung lassen sich mit geeigneten Computerprogrammen die langfristigen Konsequenzen von Handlungsalternativen visualisieren. Aus verfügbaren Daten zu Landschaftsrelief, Oberflächenstruk-

tur, Bestandesgrenzen und Bestockungsform werden dreidimensionale Landschaftsbilder erstellt, auf die der Benutzer aus frei wählbarer Position blicken kann. Durch die Kopplung an ein einzelbaumorientiertes Wachstumsmodell lassen sich Zustandsaufnahmen dynamisieren (PRETZSCH und SEIFERT, 2000). Abbildung 7 zeigt das an einem Ausschnitt des Stadtwaldes Traunstein. Die Ausgangssituation bildet ein 25-jähriger Fichten-Buchen-Mischbestand.

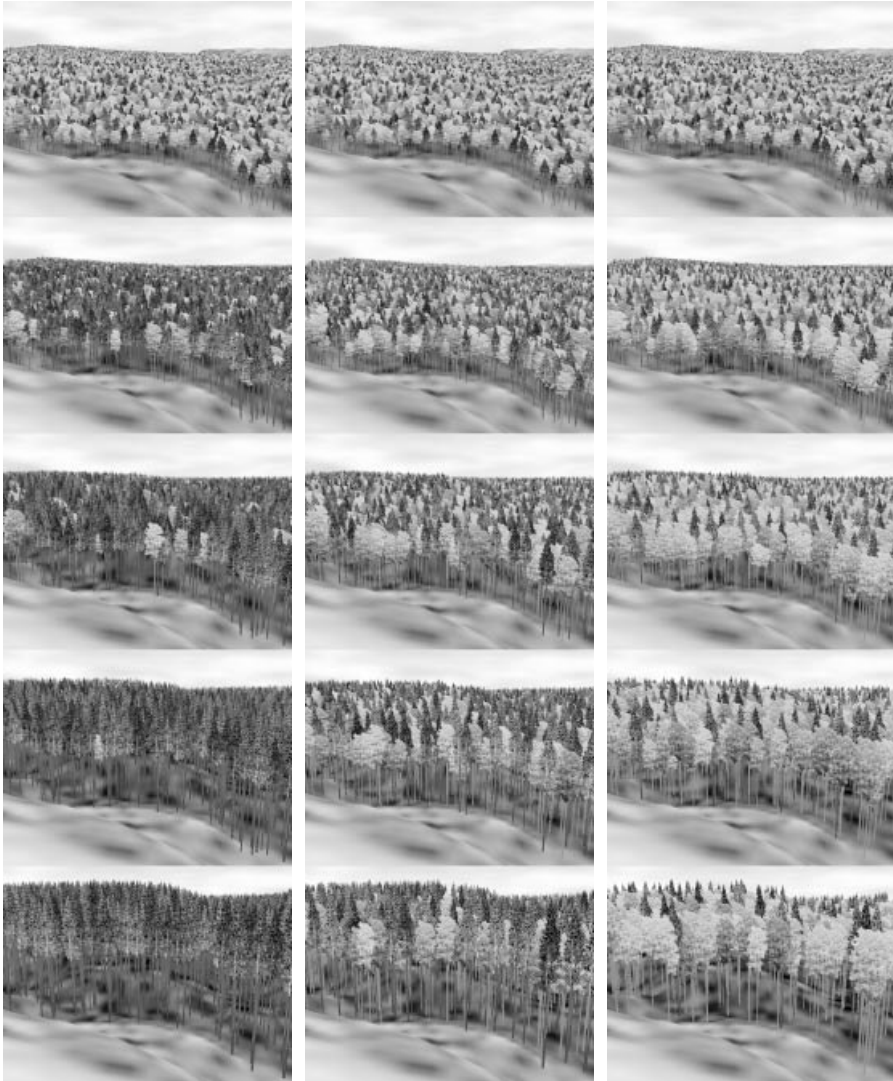


Abb. 7. Visualisierung von Planungsalternativen auf Landschaftsebene. Dargestellt ist die Entwicklung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes im Forstamt Traunstein vom Alter 25 bis 125 (von oben nach unten) ohne aktive Behandlung (linke Spalte), bei mäßiger Förderung der Buche durch Hochdurchforstung (mittlere Spalte) und starker Förderung der Buche durch Hochdurchforstung (rechte Spalte).

Abb. 7. Visualization on the landscape level. Development of spruce/beech mixed stands in the Traunstein forest estate from age 25 to 125 (from top to bottom). Without management (left column), thinned from above for moderate tending of beech (middle column) and heavy tending of beech (right column).

Der ca. 5 ha große Bestand wird mit dem Visualisierungsprogramm L-VIS zunächst in seinem gegenwärtigen Erscheinungsbild dargestellt (Abb. 7, obere Zeile). In einem zweiten Schritt kann dieser Bestand mit einem Einzelbaumsimulator fortgeschrieben werden. In unserem Beispiel wird für die Prognose vom Alter 25 bis 125 der Waldwachstumssimulator SILVA eingesetzt. Es werden drei Behandlungsvarianten eingesteuert: (1) Entwicklung ohne aktive waldbauliche Behandlung, (2) mäßige Förderung der Buche durch Hochdurchforstung und (3) starke Förderung der Buche durch Hochdurchforstung. Die Ergebnisse dieser Handlungsalternativen lassen sich visualisieren (Abb. 7, linke, mittlere bzw. rechte Spalte). Ohne Behandlung entsteht ein eher homogener Fichten-Reinbestand (linke Spalte). Ohne aktive Förderung unterliegt die Buche der Fichte und fällt durch Selbstdurchforstung bis zum Alter 125 fast vollständig aus. Bei mäßiger Förderung der Buche beträgt deren Anteil am Ende der Prognose noch 20 %, bei starker Förderung der Buche 50 %.

Hinter der Visualisierung stecken Szenariorechnungen mit Einzelbaummodellen, welche die Baum- und Bestandesentwicklung räumlich explizit abbilden. In Modellen dieses Typs bildet der Einzelbaum die Informationseinheit. Seine individuellen Dimensionsgrößen Durchmesser, Höhe, Kronenansatzhöhe, Kronenansatz werden in Abhängigkeit von u. a. Standortbedingungen, Konkurrenz, Störeinflüssen, waldbaulicher Behandlung nachgebildet. Die Abstraktionsebene im Modell ist bei einem solchen Vorgehen identisch mit der Ebene der biologischen Anschauung. Die Rechenergebnisse räumlich expliziter Einzelbaummodelle lassen sich deshalb unmittelbar in Bestandesbilder umsetzen und für den Nichtfachmann begreifbar machen. Modelle, die die Bestandesentwicklung über Häufigkeitsverteilungen, Mittelwerte oder Summenwerte abstrahieren (Durchmesserverteilungsmodelle, Ertragstafeln, big-leaf-Modelle), liefern weniger anschauliche Rechenergebnisse. Deshalb eignet sich die Kombination aus positionsabhängigem Einzelbaummodell und Visualisierungssoftware in besonderer Weise für die Veranschaulichung der langfristigen Auswirkung von Handlungsalternativen auf u. a. Landschaftsbild, -ästhetik und Sichtschutz. Zur Abwägung zwischen Planungsalternativen und kausaler Argumentation gegenüber Interessenvertretern, die an der forstlichen Planung beteiligt sind, kann die Visualisierung zu einem wirksamen Hilfsmittel der partizipativen Planung werden.

5 Diversität und Artenvielfalt

Bäume, Waldbestände und Waldlandschaften sind die Träger, an welchen, bzw. in oder durch welche physikalische, biologische und ökologische Prozesse ablaufen. Ihre Struktur beeinflusst deshalb die Habitataignung und Artenvielfalt (Abb. 8). Die Landschafts- und Bestandesstruktur determiniert beispielsweise in so hohem Maße Vorkommen und Populationsdynamik von Eulen, Spechten oder Braunbären, dass sie zur Beurteilung der Habitataignung und Steuerung der Populationsentwicklung verwendbar sind (LETCHER et al. 1998, WIEGAND 1998). Auf den engen Zusammenhang zwischen Bestandes- und Baumstrukturen und ihrer Besiedelung durch Vögel, Käfer, Spinnen, Netzflügler und Wanzen weisen u. a. AMMER und SCHUBERT (1999) und ELLENBERG et al. (1985) hin. Die Kenntnisse über den Zusammenhang zwischen Strukturmerkmalen und Habitat- und Artenvielfalt sind zwar noch lückenhaft. Es besteht aber Übereinstimmung darin, dass mit Zunahme der Strukturierung in der Regel auch die Vielfalt der darin vorkommenden Tier- und Pflanzenarten ansteigt (HABER 1982). Strukturparameter geben demnach einfach erhebbare, unspezifische Indikatoren für die potentielle biologische Diversität von Waldökosystemen ab (ULRICH 1999). Strukturparameter sind einfacher erhebbare und über Waldinventuren schon in viel breiterem Umfang inventarisiert als Anzahl, Dichte und Diversität von Tieren und Pflanzen an sich. Jene können aufgrund des Erhebungsaufwandes allenfalls punktuell erfasst werden, korrelieren aber eng mit den flächendeckend verfügbaren Strukturvariablen. So gesehen dienen aus Forstinventuren bekannte oder mit geringem Auf-

wand erhebbarer Strukturen als Indikatoren für das Monitoring schwer zugänglicher Detailinformation. Werden Strukturkennwerte in Wachstumsmodellen mitgeführt, so können sie Eingang in die strategische Planung finden (vgl. Abschn. 2.2).

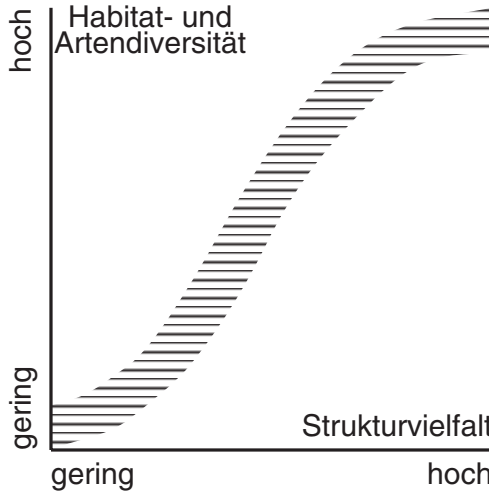


Abb. 8. Einfluss der räumlichen Strukturvielfalt auf die Arten- und Habitatdiversität in schematischer Darstellung (nach BEGON et al. 1991).

Fig. 8. Relationship between structural diversity and species richness and habitat diversity in schematic representation (after BEGON et al. 1991).

5.1 Standardisierter Artprofilindex: Beispiel für Strukturidentifizierung auf Bestandesebene

Als Beispiel dient der Index A_{rel} für die Besetzung des Bestandesraumes mit Baumarten (PRETZSCH 2002). Er kann aus Inventurdaten berechnet werden und ist mit Habitateignung für Rehwild, Höhlenbrüter, Totholzbewohner sowie mit Erholungsfunktion und ästhetischem Wert korreliert (POTT 2002, S. 66). Der Index ermöglicht die Zustandsbeschreibung von Bestandesstrukturen; aus Wiederholungsaufnahmen lassen sich Strukturveränderungen quantifizieren.

Der Index A_{rel} baut auf dem Index von SHANNON (1948) auf. Für seine Berechnung wird der Bestand in drei Höhenzonen $j = 1$ bis 3 eingeteilt, die von 0–50 Prozent, 50–80 Prozent und 80–100 Prozent der Maximalhöhe im Bestand reichen. Durch Auszählung wird die Anzahl der Individuen der Art i in Zone j ermittelt. 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 vertikale Raumbesetzung der Arten im Waldbestand zusammenfassend quantifiziert. Die maximale Ausprägung des Index bei gegebener Anzahl von Arten S und Zonen Z beträgt $A_{max} = \ln(S \cdot Z)$. Der Index A_{rel}

$$A_{rel} = \frac{-\sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \cdot \ln p_{ij}}{\ln(S \cdot Z)} \cdot 100 \quad (1)$$

gibt also an, wie nahe eine gegebene Bestandesstruktur der maximalen Strukturierung kommt, die bei gegebener Artenausstattung möglich wäre. Formel 1 baut sich auf aus (1) S = Zahl vorkommender Arten, (2) Z = Zahl der Höhenzonen (hier 3 Höhenzonen), (3)

p_{ij} = Artenanteile in den Zonen $p_{ij} = \frac{n_{i,j}}{N}$, (4) n_{ij} = Anzahl der Individuen der Art i in

Zone j und (5) N = Gesamtzahl der Individuen. Anstelle von Höhenstufen können auch Durchmesserstufen oder Durchmesserklassen in den Index eingehen. Abbildung 9 zeigt den Artprofilindex A_{rel} für Rein- und Mischbestände aus Fichte und Buche (*Picea abies* (L.) Karst. bzw. *Fagus sylvatica* L.). Vom Fichtenreinbestand ($A_{rel} = 26,5\%$) zum gleichaltrigen Fichten-Buchen-Mischbestand ($A_{rel} = 79,0\%$) bis zum ungleichaltrigen Fichten-Buchen-Mischbestand ($A_{rel} = 92,1\%$) nähert sich A_{rel} 100% an.

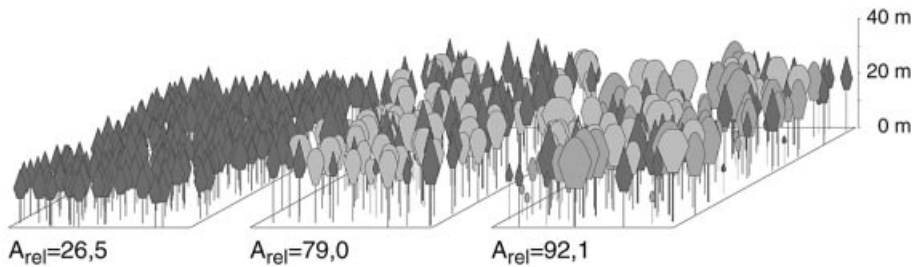


Abb. 9. Artprofilindex A_{rel} für Rein- und Mischbestände aus Fichte und Buche. Die zunehmende Strukturierung beim Übergang vom Fichtenreinbestand (links) zum gleichaltrigen Fichten-Buchen-Mischbestand (Mitte) bis zum ungleichaltrigen Fichten-Buchen-Mischbestand (rechts) äußert sich in A_{rel} -Werten von 26,5, 79,0 bzw. 92,1 Prozent.

Fig. 9. Species profile index A_{rel} . Applied for a pure spruce stand (left), an evenly-aged mixed stand of spruce and beech (middle) and an unevenly-aged mixed stand of spruce and beech (right) the structural diversity increases from A_{rel} values of 26.5 to 79.0 and 92.1%, respectively.

5.2 Skalenübergreifende Indikatoren

Als Beispiel für die Ausschöpfung von Rasterstichprobendaten für die Strukturbeschreibung sei das \ln (Artenzahl A)- \ln (Fläche F)-Diagramm eingeführt. Es erbringt Informationen zur α -, β - und γ -Diversität der Baumarten (WHITTAKER 1970). Die Auswertung beginnt mit der Auszählung der Baumartenzahl A_1 an einem Inventurpunkt der Fläche F_1 . Die Auszählung erbringt ein erstes Wertepaar (Artenzahl A_1 , Fläche F_1). Um das Zentrum des Inventurpunktes werden konzentrische Kreise mit schrittweise zunehmenden Radien gelegt. Für jeden dieser Kreise $k_{1...n}$ kann ausgezählt werden, wie viele Arten in diesem (auf den Inventurpunkten) liegen und welche Gesamtfläche der Kreis einschließt. Die gefundenen Artenzahlen $A_{1...n}$ werden über den entsprechenden Kreisflächen $F_{1...n}$ im doppelt logarithmisch aufgebauten $\ln(A)$ - $\ln(F)$ -Diagramm registriert (Abb. 10). Um stabile Aussagen für eine gegebene Region zu gewinnen, wird man die Auswertung von vielen oder allen Inventurpunkten ausgehend wiederholen. Nach dem Modell

$$\ln A = a + b \cdot \ln F + \varepsilon \quad (2)$$

wird die Punktwolke regressionsanalytisch durch eine Gerade ausgeglichen. In den Parametern a und b steckt die Information über die horizontale Ausprägung der Artenzahl innerhalb einer Region. Sind wir an der zu erwartenden Artenzahl auf einer gegebenen Kleinfläche interessiert (α -Diversität), so lässt sich diese aus der Regressionsgeraden abgreifen. Der Anstieg der Artenzahl mit zunehmender Fläche (β -Diversität) wird durch den Steigungsfaktor b repräsentiert. Um die Gesamtzahl von Baumarten in einer Region

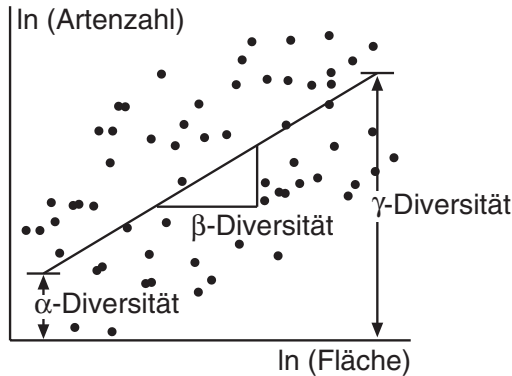


Abb. 10. Bestimmung der α -, β - und γ -Baumartendiversität in schematischer Darstellung. Auf der Basis von Inventuren der Forsteinrichtung kann die Artenzahl A über der Fläche F dargestellt werden. Durch regressionsanalytischen Ausgleich der $\ln(A)$ - $\ln(F)$ Beziehung lässt sich Diversität skalenübergreifend quantifizieren.

Fig. 10. Detection of α -, β - and γ -species diversity in schematic representation. Based on inventory data the number of species A is plotted over area F in a double logarithmic grid. The regression $\ln(A)$ - $\ln(F)$ enables a quantification of diversity from point to regional scale.

(γ -Diversität) zu erhalten, geht man mit der Flächenausdehnung K_i in Gleichung (2) und liest die Artenzahl ab.

Die $\ln(A)$ - $\ln(F)$ -Gerade bündelt Informationen über die horizontale Ausprägung der Artenvielfalt und stellt einen Indikator für den Habitatreichtum dar (ROSENZWEIG, 1995). Sie ist für die Zustandsbeschreibung und Diagnose von Veränderungen der Artenzusammensetzung ebenso geeignet wie für die Charakterisierung und Bewertung von Planungsalternativen (Monitoring und strategische Planung). Die Baumartenzahl A dient hier als Beispiel; durch analoges Vorgehen kann das Verteilungsmuster anderer faunistischer, floristischer oder struktureller Merkmale in einer Region quantifiziert werden (z. B. Bodenflora, Totholz, Bestandeslücken).

Beispielsweise erbrächte eine entsprechende Auswertung in einem von Fichte dominierten südbayerischen Betrieb eine auf niedrigem Niveau und flach verlaufende $\ln(A)$ - $\ln(F)$ -Linie. Für einen Plenterbetrieb im Bayerischen Wald aus Fichte, Tanne und Buche würde sich ein höherer a -Wert ergeben, die Steigung b wäre aber ähnlich flach wie in dem reinen Fichtenforst. Das Niveau der Geraden, d. h. die α -Diversität, ist im Plenterwald höher, die räumliche Variation der Artenzusammensetzung ist im Plenterwald aber ähnlich unspektakulär wie in der Fichtenmonokultur. Ein unterfränkisches Laubholzforstamt erbrächte eine Gerade mit hohem a -Wert und und großer Steigung b . Schon an einem gegebenen Inventurpunkt ist die Artenzahl hoch und sie steigt bei Einbeziehung des weiteren Umfeldes logarithmisch an.

Aus Simulationsläufen auf Betriebsebene lässt sich auch die zeitliche Entwicklung von $\ln(A)$ - $\ln(F)$ -Linien bei unterschiedlichen Handlungsalternativen ableiten. Kommen wir auf den Simulationslauf auf Landschaftsebene zurück, der in Abb. 7 bildlich dargestellt ist. Bei jedem Szenario hatten die $\ln(A)$ - $\ln(F)$ -Linien zu Beginn des Simulationslaufes ($t = 0$) den selben Verlauf. Abbildung 11 zeigt in schematischer Form, wie sich die $\ln(A)$ - $\ln(F)$ -Linien bis zum Zeitpunkt $t = 100$ verlagert haben. Ohne Behandlung (links) bleibt die α -Diversität weitgehend unverändert, durch Wegfall von Buche und anderen Mischbaumarten sinkt die β -Diversität ab. Beim Festhalten an der bisherigen Bewirtschaftung mit mäßiger Förderung der Buche (Mitte) verändert sich die $\ln(A)$ - $\ln(F)$ -Linie nur geringfügig. Erfolgt hingegen ein Umbau in mehrschichtige Bestände unter Förderung der Buche, so steigt die β -Diversität und damit der Habitatreichtum des Waldes beträchtlich an.

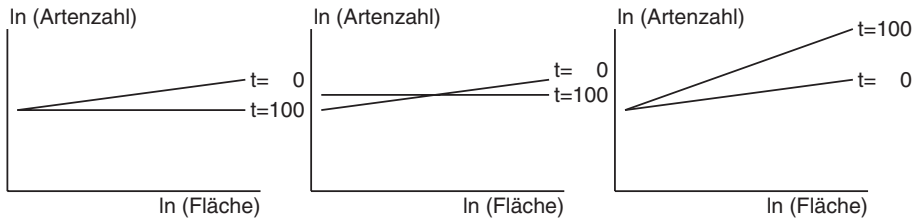


Abb. 11. Veränderung der ln (A)-ln (F)-Linie durch alternative Behandlungsprogramme in schematischer Darstellung. Die Linie $t = 0$ repräsentiert die Diversität zu Beginn einer 100-jährigen Simulationsperiode. Je nachdem, ob die Bestände unbehandelt bleiben (links), das Laubholz gefördert wird (Mitte) oder aktiver Umbau in ungleichaltrige Mischbestände betrieben wird (rechts) verlagert sich die ln (A)-ln (F)-Linie bis zum Zeitpunkt $t = 100$.

Fig. 11. Shift of the ln (A)-ln (F)-line effected by alternative thinning concepts in schematic representation. The line $t = 0$ represents the α -, β - and γ -species diversity at the beginning of a 100 years' simulation period. Depending on the applied thinning (untreated, promotion of broadleaves, transition to unevenly aged forest; from left to right) the ln (A)-ln (F)-line will shift until $t = 100$.

6 Diskussion

6.1 Schlüsselindikatoren für das Monitoring

Die Verwendung von Kriterien und Indikatoren der Nachhaltigkeit für das Monitoring unterscheidet sich grundsätzlich von ihrem Einsatz für die strategische Nachhaltsplanung. Anspruch des Monitorings ist es, für ein breites Spektrum von räumlichen Skalen (Bestand, Betrieb, Region, Großregion) und Besitzarten (Staats-, Privat- und Kommunalwald) einheitliche und vergleichbare Indikatoren und Kriterien zu definieren. Zustandsbeschreibung und Veränderungsdiagnose erfordern einen ganzen Vektor von Indikatoren. Erstrebenswert sind quantitative Indikatoren und Kriterien, die vorhandene Zustandsdaten bestmöglich ausschöpfen oder mit vertretbarem Aufwand erhebbare sind. Der Wunsch nach einer allzu starken Reduktion auf einige wenige Indikatoren und besonders einfach erhebbare, ist verständlich. Angesichts der Komplexität von Waldökosystemen werden allzu stark vereinfachte Monitoringansätze komplexen Systemen wie Wäldern und Forsten aber nicht gerecht. Die Reduktion der Waldschadensdiagnose auf den Nadelverlust bildet ein überzeugendes Beispiel dafür, dass eine Verengung auf einen unspezifischen Kennwert zwar politisch leicht vermittelbar und gewünscht ist, den Zustand des System, die Vitalität von Bäumen und Beständen aber nur mangelhaft beschreibt. Beispielhaft für eine multikriterielle Beschreibung sei das Indikator- und Kriteriensystem REPRO genannt, das im landwirtschaftlichen Bereich eine Vielzahl von Indikatoren erfasst und zu einer Gesamtaussage über die Nachhaltigkeit des Betriebes verdichtet (HÜLSBERGEN und DIEPENBROCK 1997, CHRISTEN und O'HALLORAN-WIETHOLTZ 2002). Die von SPELLMANN (2003) im vorliegenden Heft dargestellten Schlüsselindikatoren bilden Beispiele für quantitative, aus vorhandenen Daten ableitbare und im Aussagespektrum verallgemeinerbare und skalenübergreifende Indikatoren. Die vorgeschlagenen Indikatoren müssen im Rahmen des Monitorings einer Eignungsprüfung und Lückenanalyse unterzogen werden.

6.2 Nachhaltigkeitsindikatoren für die Planung

Im Unterschied zum Monitoring wird die strategische Planung die Nachhaltigkeitsindikatoren und -kriterien für die Erreichung des individuell gesetzten Wirtschaftsziels eines Betriebes nutzen. Es werden also nur jene Kriterien oder Indikatoren aus der Liste ausgewählt, die für das Wirtschaftsziel relevant sind. Weiter werden die ausgewählten Kriterien und Indikatoren entsprechend der Zielhierarchie des Betriebes gewichtet. Gegenüber dem Monitoring wird es sich dabei in der Regel um eine geringere Anzahl von Indikatoren

und Kriterien handeln. Ihre Gewichtung wird vom Besitzer oder Betriebsleiter ausgeführt. Die Integration eines dynamischen Wachstumsmodells (Einzelbaumsimulator) in den Planungsprozess ebnet den Weg für eine strategische Forstbetriebsplanung, deren Konzept auf Abb. 12 skizziert ist.

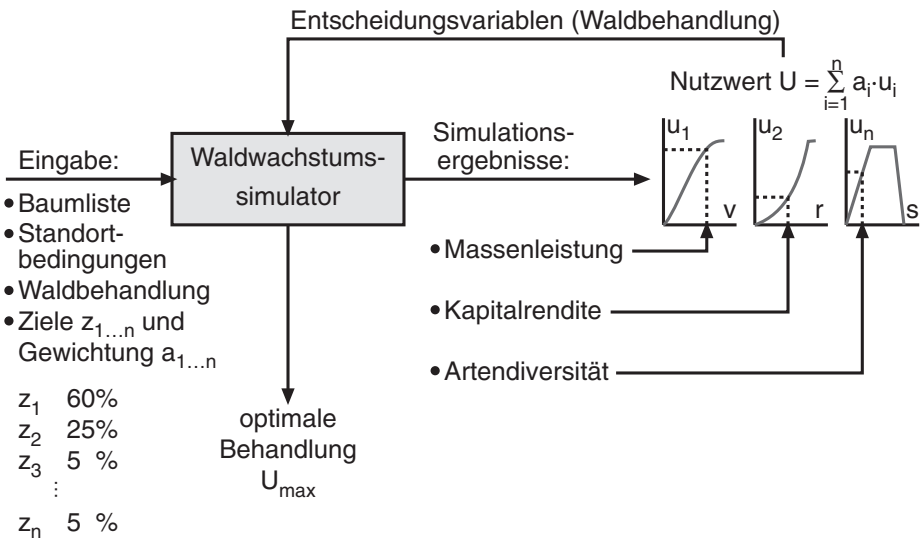


Abb. 12. Struktur und wichtigste Elemente eines Entscheidungsstützungssystems für die strategische Betriebsplanung. Erläuterung im Text.

Fig. 12. Structure and essential elements of a decision support system for strategic forest management. Explanation of variables in the text.

(1) Die Planung setzt auf Basisdaten wie Baumliste, Standortbedingungen, Waldbehandlung usw. auf. Die angestrebte Bewertung von Handlungsalternativen setzt außerdem voraus, dass die Ziele $z_{i,i=1,\dots,n}$ und deren Präferenzen $a_{i,i=1,\dots,n}$ bekannt sind bzw. erarbeitet werden. (2) Forsteinrichtungsdaten (aus Betriebsinventuren, Kontrollstichproben usw.) werden nach Beständen oder Straten geordnet und an ein Wachstumsmodell für Szenariorechnungen übergeben. (3) Nach Vorgabe verschiedener Handlungsalternativen (z. B. Variation von Durchforstungsart, Durchforstungsstärke, Durchforstungsturnus, Baumarten, Verjüngungsart) erfolgen Szenariorechnungen für die vorgegebenen Straten. (4) Für die vorgegebenen Behandlungsalternativen (Entscheidungsvariablen) stehen dann die Simulationsergebnisse zur Verfügung (z. B. Angaben zu Massenleistung, Kapitalrendite, Artendiversität usw.) und zwar für einen Prognosehorizont von 30 bis 50 Jahren. (5) Diese Ergebnisvariablen dienen zur Bewertung der Zielerfüllung. Hierfür werden Zielfunktionen eingesetzt, die den Zusammenhang zwischen Ergebnisvariablen und Managementziel herstellen. Ein Beispiel hierfür wäre ein Zusammenhang zwischen Laubholzanteil und dem Managementziel Stabilität. Der Erfüllungsgrad $u_{i,i=1-n}$ der Ziele $z_{i,i=1-n}$ kann sich aufbauen aus der Zielerfüllung pro Stratum oder pro Zeitabschnitt usw. (6) Die Zielerfüllungen $u_{i,i=1,\dots,n}$ werden mit den Präferenzen $a_{i,i=1,\dots,n}$ gewichtet, sodass sich der Gesamtnutzen U ergibt. Von dem vorgegebenen Satz von Handlungsalternativen kann nun jeweils der summarische Nutzwert U berechnet werden; jene Handlungsvariante mit maximalem Nutzwert U stellt die angesichts der Zielpreferenzen optimale Handlungsvariante dar. (7) Wird die Schrittfolge Simulation \rightarrow Bewertung \rightarrow Einstellung von Entscheidungsvariablen \rightarrow Simulation automatisiert, so kann ein Entscheidungsstützungssystem iterativ die optimale Behandlungsvariante erarbeiten. (8) Für die in die engere Wahl kommenden Varianten

lassen sich zum Zweck der visuellen Prüfung, Akzeptanzgewinnung und Partizipation Landschaftsbilder erzeugen (vgl. Abschn. 4).

Bei einem solchen Vorgehen wird die Planung darin unterstützt, aus $j = 1 \dots m$ Planungsalternativen jene auszuwählen, welche der betriebsspezifischen Zielpräferenz am nächsten kommt. Die Zielpräferenz baut sich auf aus den Managementzielen z_i und ihrer Gewichtung $a_{i,j=1 \dots n}$. Weiterer Forschungsbedarf wird hier u. a. in der Ableitung von Zusammenhängen zwischen Indikatoren bzw. Kriterien und Wirtschaftszielen (Zielfunktionen), in der Analyse von Wechselwirkungen zwischen Teilzielen (z. B. tradeoff zwischen Biodiversität und Kohlenstoffbindung), in der Einbeziehung von Restriktionen im Sinne von Leitplanken (kritische Einträge-, Austräge, Eingriffe und kritische Zustände) und in der Quantifizierung und Einbindung von Risiko und nichtmonitären Leistungen in die Entscheidungsfindung gesehen.

6.3 Betriebssimulation als Rückgrat der strategischen Planung

Simulationsmodelle versprechen eine verbesserte Prüfung der Nachhaltigkeit und einen flexibleren Abgleich zwischen Einzel- und Gesamtplanung. Für eine gegebene Zielsetzung unterstützen sie die Suche nach der bestmöglichen Handlungsalternative. Sofern Wachstumsmodelle für Bestände verschiedenster Mischung und Alterszusammensetzung anwendbar sind und für ein breites Spektrum von Behandlungsvarianten wirklichkeitsnahe Zuwachs- und Wachstumsgrößen abbilden, können sie die herkömmlichen Weiser für die Prüfung des waldbaulichen Hiebsatzes ersetzen. Flächen- und Massenweiser verlieren ihre Aussagekraft bei Abwendung vom normalen Altersklassenwald, Formelweiser bei Abweichung des wirklichen Wachstums von den Erwartungswerten der Ertragstafel. Simulationsrechnungen mit Wachstumsmodellen können herkömmliche Weiser ersetzen, indem sie die langfristige Entwicklung bei Unterstellung definierter Behandlungsprogramme auf Bestandes- oder Stratenenebene aggregieren und auf Betriebsebene prognostizieren. Modelle bilden dann unmittelbar die langfristige Entwicklung von Vorrat, Zuwachs, Vermögenswert, Kapitalrendite, Biodiversität, Baumartenvielfalt usw. ab. Nachhaltsweiser, die sich auf das Normalwaldmodell oder Ertragstafeln stützen, werden damit überflüssig.

Der eigentliche Vorteil der Betriebssimulation mit Wachstumsmodellen liegt in der erhöhten Planungsflexibilität: Ungewünschte Entwicklungen auf Betriebsebene können erkannt und durch eine veränderte Planung auf Bestandes- oder Stratenenebene korrigiert werden. Wie SPEIDEL (1972, S. 162) anstrebt, werden „die Korrekturen so lange wiederholt, bis ein zweckmäßiger Ausgleich zwischen Gesamt- und Einzelplanung erreicht ist.“ Eine solche rekursive Vorgehensweise hat sich bei der naturalen Nachhaltsplanung im Altersklassenwald als aufwändig, schwerfällig und kaum durchführbar erwiesen. In ungleichaltrigen Beständen bei einem noch breiteren Spektrum von Behandlungsmodellen und Nachhaltigkeitskriterien ist ein rekursives Vorgehen nur mit Hilfe von Simulationsmodellen möglich. Erst mit ihnen ist die iterative Korrektur von Einzelmaßnahmen zur Erreichung einer gewünschten Entwicklung auf Betriebsebene (vgl. Abb. 5) ohne großen Aufwand möglich. Denn es bedarf dann lediglich einer Veränderung des Behandlungsprogrammes für einen gegebenen Bestand oder ein Stratum, und der Gesamtbetrieb kann dann erneut vom Computer in seiner Entwicklung prognostiziert werden. Für eine gegebene Zielhierarchie auf Betriebsebene, die sich aus Teilzielen und ihren Gewichten aufbaut, kann durch wiederholte Szenariorechnungen die optimale waldbauliche Vorgehensweise herausgefunden werden.

6.4 Perspektiven

Simulationsmodelle ebnen den Weg für die Betriebssimulation und strategische Nachhaltsplanung. Sie schreiben nach Vorgabe entsprechender Standort-, Start- und Steuergrößen Bestand für Bestand oder Stratum für Stratum im Batch-Betrieb fort und summieren

diese Teilinformationen zum Gesamtbetrieb auf. Sie übernehmen damit das räumliche und zeitliche Up-scaling des Waldwachstums: Vom Bestand oder Stratum auf die betriebliche oder überbetriebliche Ebene, von der kurzfristigen Behandlungsreaktion auf die langfristige Entwicklung. Handlungsalternativen können mit Blick auf ihre gesamtbetrieblichen und langfristigen Konsequenzen analysiert werden, waldbauliche Neuorientierung wird in ihren gesamtbetrieblichen Konsequenzen durchschaubar. Konzepte und Werkzeuge für den Übergang zu einer multifunktionalen strategischen Nachhaltsplanung sind weit entwickelt (v. GADOW 2003, HANEWINKEL 2001, PRETZSCH et al. 1998, SPELLMANN et al. 2001). Die technische Ausstattung wie Computer, Simulationssoftware, Datenbank und Inventurdaten, ist vorhanden. Ihre Einführung in die Forstplanung könnte einen beträchtlichen Innovationsstau beseitigen.

7 Danksagung

Die dargestellten Entwicklungsarbeiten werden dankenswerterweise gefördert durch die Europäische Union im Rahmen des Projekts QLK5-CT-2000-01349 „Implementing tree growth models as forest management tools“, durch das Bayerische Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten über das Projekt W 28 „Konzeption und Konstruktion von Wuchs- und Prognosemodellen für Mischbestände in Bayern“ und durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Projektes PR 292/8-1 „Visualisierung des Waldwachstums für Forschung, Lehre und Praxis“.

8 Literatur

- AMMER, U. und SCHUBERT, H., 1999: Arten-, Prozeß- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes, Forstw. Cbl., 118. Jg., S. 70–87.
- BEGON, M., HARPER, J. L. und TOWNSEND, C. R., 1991: Ökologie, Individuen, Population, Lebensgemeinschaften. Birkhäuser Verlag, Basel-Boston-Berlin, 1024 S.
- CARLOWITZ, H. C. v., 1713: Syvicultura Oeconomica oder Haußwirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur wilden Baum-Zucht, J. F. Braun, Leipzig
- CHRISTEN, O. und O'HALLORAN-WIETHOLTZ, Z., 2002: Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft. Schriftenreihe des Institutes für Landwirtschaft und Umwelt, Bonn, Heft 3, 2002.
- COTTA, H., 1828: Anweisung zum Waldbau, Arnoldische Buchhandlung, Dresden, Leipzig, 413 S.
- DIETERICH, V., 1957: Langfristige Folgerungen des forstwirtschaftlichen Grundgebots der Nachhaltigkeit, Forstw. Cbl., 76. Jg., S. 193–207.
- DURSKY, J., 2000: Einsatz von Waldwachstumssimulatoren für Bestand, Betrieb und Großregion, Habilitationsschrift an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Technischen Universität München, Freising-Weihenstephan, 223 S.
- DUSCHL, CH., 2001: Simulation fortbetrieblicher Sachverhalte auf der Basis gegenwärtiger Waldstrukturen, Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 181, Freising, 178 S.
- ELLENBERG, H., v. 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. Avifauna. Beitr., Bd. 20, S. 1–50.
- GADOW, K., v., 2003: Steuerung und Analyse der Waldentwicklung, Forstwiss. Cbl., 122. Jg., S. 258–272.
- HABER, W., 1982: Was erwarten Naturschutz und Landschaftspflege von der Waldwirtschaft?, Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, H. 40, S. 962–965.
- HAGEN, O., v., 1867: Die forstlichen Verhältnisse Preußens, Band 1, J. Springer, Berlin.
- HANEWINKEL, M., 2001: Neuausrichtung der Forsteinrichtung als strategisches Managementinstrument, Allg. Forst- und J.-Ztg., 172. Jg., H. 11, S. 203–211.
- HANEWINKEL, M. und PRETZSCH, H., 2000: Modelling the conversion from even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) with a distance-dependent growth simulator, Forest Ecology and Management, Vol. 134, S. 55–70.
- HARTIG, G. L., 1804: Anweisung zur Taxation und Beschreibung der Forste. Gießen und Darmstadt, bey Georg Friedrich Heyer, 208 S.
- HASENAUER, H., 1994: Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichaltrige Kiefern- und Buchen-Fichtenmischbestände, Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur, Wien, 152 S.

- HÜLSBERGEN, K.-J., und DIEPENBROCK, W., 1997: Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. In: Diepenbrock, W. (Hrsg.). Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Initiativen zum Umweltschutz, Bd. 5, Zeller Verlag Osnabrück, 159–183.
- HUNDESHAGEN, J. Chr., 1826: Die Forstabschätzung auf neuen, wissenschaftlichen Grundlagen, nebst einer Charakteristik und Vergleichung aller bisher bestandenen Forsttaxations-Methoden, H. Laupp, Tübingen, 428 S.
- KNOKE, Th., 1998: Analyse und Optimierung der Holzproduktion in einem Plenterwald- zur Forstbetriebsplanung in ungleichaltrigen Wäldern. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 170, 198 S.
- LETCHER, B. H., PRIDDY, J. A., WALTERS, J. R., CROWDER, L. B., 1998: An individual-based, spatially-explicit simulation model of the population dynamics of the endangered red-cockaded woodpecker, *Picoides borealis*, Biological Conservation, Vol. 86, S. 1–14.
- LIAISON UNIT WIEN, 1998: Beschlüsse und Resolutionen der Dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, Lissabon 1998, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 93 S.
- MCPFE, 2000: General declarations and resolutions adopted at the Ministerial Conferences on the protection of forests in Europe. Strasbourg 1990-Helsinki 1993-Lisbon 1998. Ministerial Conference on the protection of forests in Europe. Liaison Unit Vienna, 88.
- MÜLLER, M., 2000: Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Waldwachstumssimulatoren für die Betriebsplanung – Untersuchung am Beispiel des Stadtwaldes Traunstein –, Diplomarbeit am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München, Freising-Weihenstephan, 135 S.
- NAGEL, J., 1999: Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumkundlichen Simulationssystems für Norddeutschland. Schriften aus der Forstl. Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächs. Forstl. Versuchsanstalt, J.D. Sauerländer's Verlag Frankfurt/M., Bd. 128., 122 S.
- POTT, M., 2002: Von Strukturparametern zu Nachhaltigkeitskriterien, Dissertation am Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München, Freising-Weihenstephan, 115 S.
- PRETZSCH, H., KAHN, M. und DURSKY, J., 1998: Stichprobendaten für die Entwicklungsprognose und die Nutzungsplanung, Allgemeine Forstzeitung/Der Wald, H. 25, S. 1552–1558.
- PRETZSCH, H. und SEIFERT, St., 2000: Methoden zur Visualisierung des Waldwachstums, Forstwiss. Cbl., 119. Jg., S. 100–113.
- PRETZSCH, H., 2002: Grundlagen der Waldwachstumsforschung, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien, 414 S.
- ROSENZWEIG, M. L., 1995: Species diversity in space and time, Cambridge University Press, 436 S.
- SHANNON, C. E., 1948: The mathematical theory of communication. In: SHANNON, C. E. und WEAVER, W., (Hrsg.): The mathematical theory of communication. Urbana, Univ. of Illinois Press, S. 3–91.
- SPEIDEL, G., 1972: Planung im Forstbetrieb, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 267 S.
- SPELLMANN, H., HILLEBRAND, K. und CORNELIUS, P., 2001: Konzept zur Erfassung und Sicherung der Nachhaltigkeit in multifunktional genutzten Wäldern, Forst und Holz, 56. Jg., S. 469–473.
- SPELLMANN, H., 2003: Sicherung einer nachhaltigen Waldentwicklung auf überbetrieblichen Ebenen, Forstwiss. Cbl., 122. Jg., S. 250–257.
- STERBA, H., MOSER, M. and MONSERUD, R., 1995: Prognaus – Ein Waldwachstumssimulator für Rein- und Mischbestände, Österreichische Forstzeitung 5, 19–20.
- ULRICH, B., 1999: Entwicklungsprognosen für Waldökosysteme aus der Sicht der Hierarchietätstheorie, Forstw. Cbl., 118 Jg., S. 118–126.
- WHITTAKER, R. H., 1970: Communities and Ecosystems, London: Macmillan.
- WIEGAND, Th., 1998: Die zeitlich-räumliche Populationsdynamik von Braunbären, Habilitationsschrift, Forstwiss. Fak. der LMU München, 202 S.

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. HANS PRETZSCH, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München, Am Hochanger 13, D-85354 Freising, Deutschland, Tel.: ++49-81 61-71 47 10, Fax: ++49-81 61-71 47 21, E-Mail: H.Pretzsch@lrz.tum.de, <http://www.wwk.forst.tu-muenchen.de>